

UCUENCA

UCUENCA

Universidad de Cuenca

Facultad de Ciencias Químicas

Carrera de Ingeniería Ambiental

Evaluación de un tratamiento de biodiscos mixtos para la remediación de aguas contaminadas por actividades mineras

Trabajo de titulación previo a la
obtención del título de Ingeniero
Ambiental


Autores:

Cinthy Pamela Velecela Garay


Alessandro Fabián Zambrano Jaramillo

Director:

Pablo Patricio Jara Torres

ORCID:  0000-0001-5911-634

Wilson Giovanni Larriva

ORCID:  0009-0002-8088-9366

Cuenca, Ecuador

2025-01-23

Resumen

Se diseñó e implementó un sistema de biodiscos mixtos a escala de laboratorio para el tratamiento de agua contaminada con metales pesados. Este sistema está conformado por tres recipientes plásticos de 0.39 m de largo, 0.25 m de ancho y 0.15 m de alto; interconectados y dispuestos en línea, a lo largo de los recipientes se encuentra un eje central que consiste en una varilla de acero conectada a un motor y sobre este eje y dentro cada recipiente se encuentran 6 discos de 0.2 m de diámetro y una distancia de 0.04 m entre discos, siendo 18 discos en total que han sido fabricados con el biopolímero PLA (poliácido láctico – un material biodegradable y reciclable), cada disco tiene diferente textura, forma y consorcio de microorganismos. El sistema fue evaluado utilizando muestras de agua contaminada de la subcuenca del río Santa Bárbara. Los resultados mostraron una notable reducción de turbidez (89.70%), color (93.32%), conductividad eléctrica (43.81%), oxígeno disuelto (5.98%) y DBO (79.99%) y DQO (90.54%). Para los metales pesados los mayores porcentajes de remoción fueron de 96.46% para Cr, 87.5 % para Zn y 85% para Cu, con un tiempo de retención hidráulica óptimo de 2 días. Además, se observó una disminución de coliformes fecales (76.67%) y coliformes totales (90.21%). Sin embargo, es importante señalar que las limitaciones del estudio, como la suposición de un flujo pistón y la falta de un sistema de control, impiden asegurar al 100% que las remociones observadas sean atribuibles exclusivamente al diseño del sistema.

Palabras clave del autor: tratamiento de agua, sistema RBC, metales pesados, impresión 3D



El contenido de esta obra corresponde al derecho de expresión de los autores y no compromete el pensamiento institucional de la Universidad de Cuenca ni desata su responsabilidad frente a terceros. Los autores asumen la responsabilidad por la propiedad intelectual y los derechos de autor.

Repositorio Institucional: <https://dspace.ucuenca.edu.ec/>

Abstract

A mixed rotating biological contactor system was designed and implemented at laboratory scale for the treatment of water contaminated with heavy metals. This system consists of three plastic containers of 0.39 m long, 0.25 cm wide and 0.15 m high; interconnected and arranged in line, along the containers there is a central axis consisting of a steel rod connected to a motor and on this axis and inside each container there are 6 discs of 0.2 m in diameter and 0.04 m between discs. 2 m in diameter and 0.04 m between disks, being 18 disks in total that have been manufactured with PLA biopolymer (lactic polyacid - a biodegradable and recyclable material), each disk has different texture, shape and consortium of microorganisms. The system was evaluated using contaminated water samples from the Santa Barbara River sub-basin. The results showed a notable reduction in turbidity (89.70%), color (93.32%), electrical conductivity (43.81%), dissolved oxygen (5.98%) and BOD (79.99%) and COD (90.54%). In the case of heavy metals, the highest removal percentages were 96.46% for Cr, 87.5% for Zn and 85% for Cu, with an optimum hydraulic retention time of 2 days. In addition, a decrease in fecal coliforms (76.67%) and total coliforms (90.21%) was observed. However, it is important to note that the limitations of the study, such as the assumption of a piston flow and the lack of a control system, make it impossible to assure 100% that the observed removals are.

Autor Keywords: water treatment, RBC system, heavy metals, 3D printing



The content of this work corresponds to the right of expression of the authors and does not compromise the institutional thinking of the University of Cuenca, nor does it release its responsibility before third parties. The authors assume responsibility for the intellectual property and copyrights.

Institutional Repository: <https://dspace.ucuenca.edu.ec/>

Índice de contenido

Resumen	2
Abstract	3
Capítulo I	19
1. Introducción	19
1.1. Problema	19
1.2. Antecedentes.....	20
1.3. Justificación	21
Capítulo II	23
2. Objetivos.....	23
2.1. Objetivo General.....	23
2.2. Objetivos específicos.....	23
Capítulo III	24
3. Marco Teórico.....	24
3.1. Recurso agua	24
3.2. Contaminación del agua	24
3.2.1. Calidad del agua.....	25
3.2.1.1. Parámetros físicos.....	26
3.2.1.2. Parámetros químicos.....	26
3.2.1.3. Parámetros biológicos	27
3.2.2. Contaminación por metales pesados.....	28
3.2.3. Efectos de los metales pesados en la salud.....	29
3.2.4. Comportamiento de los metales pesados.....	30
3.3. Métodos para remediar aguas contaminadas con metales pesados	32
3.4. Sistemas de Biodiscos.....	34
3.4.1. Biopelículas	36
3.4.2. Biopelículas de bacterias	36
3.4.3. Biopelículas de algas.....	37
3.4.4 Biopelículas de hongos.....	37
3.5. Comparación del uso de sistemas de contactores biológicos con otras tecnologías de tratamiento.....	38

Capítulo IV.....	40
4. Metodología.....	40
4.1. Lugar de recolección de la muestra simple puntual del agua contaminada	40
4.1.1. Selección del punto	40
4.2. Recolección de la muestra de agua.....	41
4.3. Diseño del sistema de contactores biológicos rotativos	41
4.3.1. Ecuaciones de dimensionamiento	41
4.3.1.1. Carga hidráulica.....	41
4.3.1.2. Tiempo de retención hidráulica	41
4.3.1.3. Área superficial específica	42
4.3.1.4. Velocidad de giro de los discos (rpm)	42
4.3.1.5. Profundidad de inmersión de los discos.....	42
4.3.1.6. Longitud del reactor	42
4.3.1.7. Longitud por etapas	42
4.3.1.8. Volumen efectivo del reactor.....	43
4.3.1.9. Área efectiva de discos para el tratamiento	43
4.3.2. Parámetros operacionales	43
4.3.2.1. Configuración de los discos	43
4.3.2.2. Etapas del sistema	44
4.3.3. Diseño de los discos.....	45
4.3.3.1. Forma y geometría	45
4.3.3.2. Tamaño y área superficial.....	46
4.3.3.3. Materiales y propiedades de superficie.....	46
4.3.3.4. Interacción con microorganismos	47
4.3.4. Inoculación de microorganismos y algas	48
4.4. Cálculos.....	49
4.5. Determinación de los parámetros del agua antes y después del tratamiento	53
4.5.1. Evaluación de los parámetros físicos del agua contaminada por actividades mineras, antes y después del tratamiento en un sistema de biodiscos	55
4.5.1.1. Temperatura	55
4.5.1.2. Color	55
4.5.1.3. Turbidez.....	55
4.5.1.4. Conductividad Eléctrica	55

4.5.2. Evaluación de los parámetros químicos del agua contaminada por actividades mineras antes y después del tratamiento en un sistema de biodiscos	56
4.5.2.1. pH.....	56
4.5.2.2. Oxígeno Disuelto	56
4.5.2.3. Demanda Química de Oxígeno.....	56
4.5.2.4. Demanda Bioquímica de Oxígeno	56
4.5.2.5. Determinación de Metales Pesados del Agua	57
4.5.3. Evaluación de los parámetros biológicos del agua contaminada por actividades mineras antes y después del tratamiento en un sistema de biodiscos	57
4.5.3.1. Coliformes Totales y Coliformes Fecales.....	57
4.6. Análisis adicionales	58
4.6.1. Variación en las revoluciones por minuto.....	58
4.6.2. Impacto combinado de los microorganismos y las algas en el tratamiento del agua.	58
4.7. Análisis estadísticos	58
4.7.1. Análisis en Rstudio	60
Capítulo V.....	62
5. Resultados y discusión	62
5.1. Diseño del sistema de biodiscos mixtos	62
5.1.1. Características de la muestra de agua contaminada utilizada para evaluar el sistema de biodiscos.....	62
5.1.2. Características del sistema de biodiscos propuesto	66
5.1.3. Verificación de parámetros	70
5.1.4. <i>Formación de biofilm</i>	71
5.2. Análisis de calidad de agua	71
5.2.1. Parámetros in situ.....	71
5.3. Parámetros físicos del agua contaminada por actividades mineras, antes y después del tratamiento a 4 rpm.....	72
5.3.1. Temperatura	72
5.3.2. Color.....	74
5.3.3. Turbidez.....	75
5.3.4. Conductividad eléctrica.....	77
5.4. Parámetros químicos del agua contaminada por actividades mineras, antes y después del tratamiento a 4 rpm.....	79
5.4.1. pH.....	79

5.4.2. Oxígeno disuelto.....	80
5.4.3 Demanda bioquímica de oxígeno (DBO)	82
5.4.4. Demanda química de oxígeno (DQO).....	84
5.5. Contenido de metales pesados, antes y después del tratamiento a 4 rpm.	85
5.5.1. Cromo.....	85
5.5.2. Zinc.....	87
5.5.3. Cobre.....	88
5.6. Parámetros biológicos del agua contaminada por actividades mineras, antes y después del tratamiento a 4 rpm.....	90
5.6.1. Coliformes fecales	90
5.6.2. Coliformes totales	92
5.7. Resultados adicionales.....	94
5.7.1. Variación de 4 a 7 rpm.....	94
5.7.2. Impacto combinado de los microorganismos y algas en el sistema de biodiscos.	96
5.8. Análisis estadístico	99
5.8.1. Resultados de normalidad	99
5.8.2. Resultados de correlación	100
5.8.2.1. Temperatura	101
5.8.2.2. Color	101
5.8.2.3. Turbidez.....	101
5.8.2.4. pH.....	101
5.8.2.5. Oxígeno disuelto.....	102
5.8.2.6. DBO (Demanda Biológica de Oxígeno)	102
5.8.2.8. Conductividad eléctrica.....	102
5.8.2.9. Cromo.....	102
5.8.2.10. Zinc.....	103
5.8.2.11. Cobre.....	103
5.8.2.12. Coliformes fecales	103
5.8.2.13. Coliformes totales	103
5.8.3. Resultado de ANOVA de 3 factores.....	104
5.8.4. Resultado de Kruskal-Wallis	105
Capítulo VI.....	107
6. Conclusiones	107

6.1. Recomendaciones	108
6.2. Limitaciones.....	108
Referencias bibliográficas.....	110
Anexos	127

Índice de tablas

Tabla 1. Comparación de los distintos métodos de tratamiento para aguas contaminadas con metales pesados.	39
Tabla 2. Parámetros para la construcción de un sistema de biodiscos.	44
Tabla 3. Dimensiones para el diseño inicial de un sistema de contactores biológicos rotatorios.	50
Tabla 4. Cálculos de las áreas de los discos.	50
Tabla 5. Cálculos de la capacidad operativa del sistema de biodiscos.	51
Tabla 6. Cálculos respectivos del primer caudal a tratar.	51
Tabla 7. Cálculos respectivos del segundo caudal a tratar.	52
Tabla 8. Cálculos respectivos del tercer caudal a tratar.	52
Tabla 9. Metodología de medición para parámetros físicos, químicos y biológicos del agua contaminada por actividades mineras.	53
Tabla 10. Dimensiones del sistema de biodiscos.	67
Tabla 11. Componentes materiales del sistema.	68
Tabla 12. Cumplimiento de distintos parámetros encontrados en la bibliografía.	70
Tabla 13. Resultados de parámetros in situ en el lugar de la toma de muestra de agua.	71
Tabla 14. Variación de la temperatura durante el tratamiento.	72
Tabla 15. Color antes y después del tratamiento.	74
Tabla 16. Turbidez antes y después del tratamiento.	76
Tabla 17. Conductividad eléctrica antes y después del tratamiento.	77
Tabla 18. pH antes y después del tratamiento.	79
Tabla 19. Oxígeno disuelto antes y después del tratamiento.	81
Tabla 20. Demanda bioquímica de oxígeno antes y después del tratamiento.	82
Tabla 21. Demanda química de oxígeno antes y después del tratamiento.	84
Tabla 22. Cromo antes y después del tratamiento.	85
Tabla 23. Zinc antes y después del tratamiento.	87
Tabla 24. Cobre antes y después del tratamiento.	89
Tabla 25. Coliformes fecales antes y después del tratamiento.	91
Tabla 26. Coliformes totales antes y después del tratamiento.	92
Tabla 27. Resultados de la prueba de Shapiro-Wilk en RStudio.	99
Tabla 28. Hipótesis de Shapiro-Wilk y variables que siguen una distribución normal.	100
Tabla 29. Resultados de correlaciones entre varias variables y dos indicadores en RStudio.	100
Tabla 30. Resultados de la prueba de ANOVA de 3 factores en RStudio.	104
Tabla 31. Resultado de la prueba de Kruskal-Wallis para variables que no siguen una distribución normal.	105

Índice de figuras

Figura 1. Color inicial	62
Figura 2. Turbidez inicial.....	63
Figura 3. Conductividad eléctrica inicial	63
Figura 4. Oxígeno disuelto.....	64
Figura 5. DBO y DQO inicial	64
Figura 6. Zinc inicial	65
Figura 7. Cromo inicial	65
Figura 8. Cobre inicial.....	66
Figura 9. Coliformes fecales y totales iniciales.....	66
Figura 10. Variación de la temperatura durante el tratamiento. a) Valores promedios de medición, b) porcentaje de cambio con relación al valor inicial.....	73
Figura 11. Efecto del tratamiento de biodiscos mixtos sobre el color. a) Valores promedios de medición, b) Porcentajes de remoción.....	75
Figura 12. Efecto del tratamiento de biodiscos mixtos sobre la turbidez. a) Valores promedios de medición, b) Porcentajes de remoción.....	77
Figura 13. Efecto del tratamiento de biodiscos mixtos sobre la conductividad eléctrica. a) Valores promedios de medición, b) Porcentajes de remoción.	78
Figura 14. Efecto del tratamiento de biodiscos mixtos sobre el pH. a) Valores promedios de medición, b) Porcentaje de cambio con respecto al valor inicial.	80
Figura 15. Efecto del tratamiento de biodiscos mixtos sobre el oxígeno disuelto. a) Valores promedios de medición, b) Porcentaje de remoción.	82
Figura 16. Efecto del tratamiento de biodiscos mixtos sobre la DBO a) Valores promedios de medición, b) Porcentajes de remoción.....	83
Figura 17. Efecto del tratamiento de biodiscos mixtos sobre la DQO a) Valores promedios de medición, b) Porcentajes de remoción.....	85
Figura 18. Efecto del tratamiento de biodiscos mixtos sobre el cromo. a) Valores promedios de medición, b) Porcentajes de remoción.....	86
Figura 19. Efecto del tratamiento de biodiscos mixtos sobre el zinc. a) Valores promedios de medición, b) Porcentajes de remoción.....	88
Figura 20. Efecto del tratamiento de biodiscos mixtos sobre el cobre. a) Valores promedios de medición, b) Porcentajes de remoción.....	90
Figura 21. Efecto del tratamiento de biodiscos mixtos sobre los coliformes fecales. a) Valores promedios de medición, b) Porcentajes de remoción.	92
Figura 22. Efecto del tratamiento de biodiscos mixtos sobre los coliformes totales. a) Valores promedios de medición, b) Porcentajes de remoción.	93
Figura 23. Comparación en el porcentaje de remoción entre 4 y 7 rpm a 12 horas de TRH.	94
Figura 24. Comparación en el porcentaje de remoción entre 4 y 7 rpm a 1 día de TRH.....	95
Figura 25. Comparación en el porcentaje de remoción entre 4 y 7 rpm a 2 días de TRH.	96
Figura 26. Impacto combinado de microorganismos y algas en el tratamiento de biodiscos a 5 días de TRH.	97
Figura 27. Impacto combinado de microorganismos y algas en el tratamiento de biodiscos a 1 día de TRH.	98

Figura 28. Impacto combinado de microorganismos y algas en el tratamiento de biodiscos a 2 días de TRH.99

Índice de imágenes

Imagen 1. Comportamiento de los metales pesados en el agua. Obtenido de: Wang et al. (2022 ^a).....	31
Imagen 2. Mapa de ubicación de la toma de muestra de agua.	40
Imagen 3. Diseño de los discos usados en el sistema de tratamiento. Fuente: Elaboración propia	46
Imagen 4. Sistema montado en el laboratorio.	69
Imagen 5. Etapas del sistema con diferentes diseños de disco a) Etapa 1: microorganismos eficaces, b) Etapa 2: microorganismos eficaces y c) Etapa 3: algas Chlorella.....	70
Imagen 6. Biopelículas a) Algas en el disco b) Microorganismos en el disco y c) Algas en el tanque.	71

Índice de ecuaciones

Ecuación 1. Carga Hidráulica	41
Ecuación 2. Tiempo de retención hidráulica	42
Ecuación 3. Área superficial	42
Ecuación 4. Longitud del sistema	42
Ecuación 5. Longitud por etapa	42
Ecuación 6. Volumen efectivo	43
Ecuación 7. Capacidad del tanque	43
Ecuación 8. Volumen sumergido	43
Ecuación 9. Área superficial de los discos.....	43
Ecuación 10. Error estándar.....	54
Ecuación 11. Cálculo de la DBO en función de la DQO	56

Índice de Esquema

Esquema 1. Esquema del sistema de biodiscos y sus puntos de monitoreo.	69
--	----

Índice de anexos

Anexo A. Toma de muestra de agua	127
Anexo B. Microorganismos Eficaces EM-1	127
Anexo C. Datos de monitoreo con repeticiones	128
Anexo D. Recopilación de muestras	130
Anexo E. Valores de remoción de metales pesados.....	133
Anexo F. Mediciones DQO	133
Anexo G. Monitoreo del sistema	134
Anexo H. Código en RStudio	135
Anexo I. Valores promedio obtenidos	136
Anexo J. Porcentajes de remoción	137

Agradecimientos

Quiero expresar mi más sincero agradecimiento a todas las personas que han contribuido a la realización de esta tesis.

En primer lugar, agradezco a mi compañera de tesis, Cinthya, por atreverse a comenzar este camino sin tener algo específico, y por su apoyo y paciencia a lo largo de este proceso.

A mi familia, gracias por su amor, comprensión y por siempre motivarme a seguir adelante. A mi madre, Dayse, por su incondicional apoyo, cuidado, enseñanzas y amor. A mi hermano, José, que con su apoyo hizo posible este logro. A mi hermano, Marcelo, mis cuñadas, mi abuela Maclovia, y mi tía, Mary, por siempre creer en mí y en el profesional que podría llegar a ser algún día. En general, agradezco a toda mi familia materna.

Agradezco también a mis amigos y amigas por su apoyo incondicional y por los momentos compartidos que hicieron más llevadero este camino.

Finalmente, agradezco a mis tutores, el Dr. Giovanni Larriva y al Blgo. Pablo Jara por sus conocimientos compartidos y a Dios por darme la paciencia necesaria y la sabiduría para llevar a cabo esta investigación.

Alessandro Fabián Zambrano Jaramillo

Agradecimientos

Quiero dedicar unas palabras de agradecimiento a todas las personas que han contribuido en este proceso. En primer lugar, agradezco profundamente a mi compañero, Alessandro, por la paciencia y el apoyo brindado a lo largo de este viaje de aprendizaje, donde nos lanzamos a explorar cosas nuevas.

Asimismo, a mis compañeros de clase, les agradezco por compartir este viaje académico, por su apoyo constante y por esos momentos de alegría que me enseñaron a no tomarme todo tan complicado.

Además, a mi familia, por su apoyo incondicional y por creer en mí en cada paso del camino.

Por último, quiero expresar mi gratitud a mis tutores, Blgo. Pablo Jara y el Dr. Giovanni Larriva, por su valiosa orientación y apoyo durante todo este proceso. También quiero reconocer a la Universidad de Cuenca, por brindarme los recursos necesarios para llevar a cabo esta investigación. Sin el apoyo de todos ustedes, este trabajo no habría sido posible.

Cinthy Pamela Velecela Garay

Dedicatorias

Dedico esta tesis principalmente a mi hermano José, quien, a lo largo de este proceso, ha sido mi imagen y modelo a seguir. Su apoyo incondicional y su ayuda han sido fundamentales en mi camino. Gracias por ser, por destino, mi figura paterna y por inspirarme a ser la mejor versión de mí mismo.

A mi madre, Dayse, quien no solo es el amor de mi vida, sino también la verdadera merecedora de este título. Su sacrificio y dedicación inquebrantable para brindarme todo lo que necesito, a mí y a mis hermanos, son un ejemplo de amor y fortaleza que siempre llevaré en mi corazón.

A todas las personas que han sido una fuente constante de inspiración y motivación en mi vida. Su amor y apoyo me han impulsado a alcanzar mis metas y a nunca rendirme. Sin ustedes, este logro no habría sido posible.

Alessandro Fabián Zambrano Jaramillo

Dedicatorias

A mi familia, cuyo amor y apoyo incondicional me han brindado la fuerza necesaria para superar cada desafío, especialmente a mis padres y hermanos, que siempre han estado a mi lado en los momentos más difíciles. A mi sobrino Elian, quien desde que llegó a mi vida ha sido un impulso constante para seguir adelante y superarme.

A mis amigos, que conocí en el transcurso de la carrera, quienes no solo me ayudaron con los estudios, sino que también me acompañaron en cada etapa, apoyándome en los momentos de duda y celebrando mis logros.

A mis amigas Fabiola y Karla, quienes han sido un pilar fundamental en este camino, apoyándome y motivándome a no rendirme, recordándome la importancia de disfrutar cada paso del viaje. Cada uno de ustedes ha dejado una huella en mi corazón, y sin su amor y apoyo, este logro no habría sido posible. Gracias por ser parte esencial de esta experiencia, por inspirarme y por enseñarme que juntos podemos superar cualquier obstáculo.

Cinthy Pamela Velecela Garay

Capítulo I

1. Introducción

1.1. Problema

A nivel global, el aumento constante de la industrialización, la agricultura intensiva y la urbanización ha llevado a una creciente contaminación de los recursos hídricos (Hannah et al., 2022; Ling, 2024). Este fenómeno ha motivado la implementación de políticas mundiales orientadas a la gestión eficiente de los recursos hídricos. Sin embargo, la calidad del agua sigue siendo un aspecto crítico que afecta tanto la salud pública como la sostenibilidad ambiental (Villena, 2018; ONU-Agua, 2021). En este contexto, el desarrollo de tecnologías innovadoras para el tratamiento de aguas contaminadas se vuelve indispensable (Shak & Wu, 2015).

A pesar de los esfuerzos significativos realizados para descontaminar el agua y mejorar su calidad, muchas de las tecnologías convencionales de tratamiento no logran cumplir con los estándares requeridos para la potabilidad y la seguridad ambiental (Vilela et al., 2020). Esto resalta la necesidad de investigar y desarrollar tratamientos innovadores que no solo sean efectivos, sino también sostenibles a largo plazo (Johnston et al, 2001; Subramani et al, 2015). En este sentido, el presente estudio se centra en la evaluación de un sistema de tratamiento basado en biodiscos mixtos, que se presenta como una solución potencial para mejorar la calidad del agua, con un enfoque particular en la remoción de metales pesados y otros parámetros críticos de calidad.

La contaminación por metales pesados en cuerpos de agua es una problemática de gran relevancia que impacta negativamente tanto en el medio ambiente como en la salud humana (Prasad et al., 2021). La liberación de metales pesados, como el cromo, zinc y cobre, representa un riesgo significativo para la biodiversidad y la salud pública, dado que estos elementos son persistentes y tienden a bioacumularse en la cadena alimentaria, lo que puede resultar en efectos adversos a largo plazo (Kiran et al., 2017a). Esta situación subraya la necesidad urgente de implementar tecnologías de tratamiento efectivas que puedan abordar estos problemas de manera sostenible y eficiente (Shannon, 2008; Qu & Fan, 2010).

Por lo tanto, es crucial que la investigación y el desarrollo en el ámbito del tratamiento de aguas contaminadas se enfoquen en soluciones que no solo eliminen los contaminantes, sino que

también promuevan la recuperación y reutilización de los recursos hídricos, contribuyendo así a un futuro más sostenible (Curto et al, 2021a; Mishra et al, 2021).

1.2. Antecedentes

La creciente preocupación por la calidad del agua ha llevado a la búsqueda de tecnologías de tratamiento más eficientes y sostenibles (Uddin et al, 2021). Los sistemas de biodiscos son una alternativa prometedora que combina procesos biológicos y físicos para la remediación del agua (Ziemińska et al., 2019a). Estos sistemas permiten el crecimiento de biofilm en una superficie sólida, lo que facilita la degradación de contaminantes a través de la actividad microbiana (Márquez, 2022). Además, su diseño modular y escalable los hace adecuados para su implementación en diversas escalas, desde laboratorios hasta aplicaciones en campo (Zoss, 1986; Ziemińska et al., 2019b).

Los métodos tradicionales de tratamiento presentan limitaciones económicas y operativas, lo que ha impulsado la búsqueda de alternativas más eficientes y sostenibles como los sistemas de biodiscos (Matebese et al., 2024). Estos sistemas aprovechan la capacidad de los microorganismos y la formación de biopelículas para adsorber, precipitar y/o metabolizar los contaminantes, ofreciendo así una solución efectiva y sostenible para mejorar la calidad del agua (Tejada et al., 2015; Waqas et al., 2023).

Además, la investigación ha demostrado que los sistemas de biodiscos pueden ser particularmente efectivos en la remoción de metales pesados, que son contaminantes persistentes y tóxicos en los ecosistemas acuáticos (Kumar et al., 2020). Estos sistemas no solo reducen la concentración de metales pesados, sino que también pueden contribuir a la recuperación de recursos valiosos, como el fósforo, a través de procesos de precipitación y adsorción (Zhang et al., 2019).

La implementación de tecnologías de tratamiento basadas en biodiscos también se ha visto favorecida por su menor huella ecológica en comparación con los métodos convencionales, lo que las convierte en una opción atractiva en el contexto de la sostenibilidad ambiental (Mishra et al., 2021). La capacidad de estos sistemas para operar en condiciones variables y su adaptabilidad a diferentes tipos de aguas residuales los posicionan como una solución viable para enfrentar los desafíos actuales en la gestión del agua (Curto et al., 2021b).

En resumen, la combinación de eficiencia, sostenibilidad y versatilidad de los sistemas de biodiscos los convierte en una opción prometedora para el tratamiento de aguas contaminadas, especialmente en el contexto de la creciente preocupación por la calidad del agua y la necesidad de tecnologías innovadoras que aborden la contaminación por metales pesados y otros contaminantes.

1.3. Justificación

En Ecuador, la contaminación del agua ha aumentado significativamente debido a las actividades urbanas e industriales, así como a la falta de control y regulación por parte de las autoridades competentes (Escobar et al, 2021; Garzon et al., 2024). Se estima que aproximadamente el 15,4% de la población urbana y el 31,8% de la población rural consume agua contaminada, lo que representa un grave riesgo para la salud pública y el bienestar de las comunidades (Izurieta et al., 2021). Esta situación resalta la urgencia de implementar soluciones efectivas para mejorar la calidad del agua y proteger los ecosistemas acuáticos (Werkneh & Gebru, 2023)

El desarrollo de tratamientos innovadores y efectivos para la purificación del agua es fundamental no solo para garantizar el acceso a agua potable segura, sino también para preservar la biodiversidad y la salud de los ecosistemas acuáticos (Uddin et al., 2021). En este contexto, el presente estudio se enfoca en la evaluación de un sistema de tratamiento basado en biodiscos mixtos, que se presenta como una alternativa prometedora y sostenible que puede ser aplicada en diversas situaciones y escalas.

La implementación de sistemas de biodiscos no solo representa una opción económica y sostenible frente a los métodos convencionales, sino que también ofrece una solución eficaz para la remoción de contaminantes (Mizyed, 2021). La acción sinérgica de los microorganismos que crecen en suspensión y aquellos que se fijan en la biopelícula de los discos permite una eliminación efectiva de contaminantes, lo que los hace viables para aplicaciones a gran escala (Kiran et al., 2017b; Costley & Wallis, 2001; Luka et al., 2024). Aunque la inversión inicial puede ser elevada, los bajos costos de operación y mantenimiento, junto con su capacidad para adaptarse a diferentes condiciones de operación, los convierten en una opción atractiva para la gestión del agua (Costley & Wallis, 2001).

Desde esta perspectiva, se hace evidente la necesidad de desarrollar y aplicar tecnologías eficaces y sostenibles para el tratamiento de cuerpos de agua contaminados. Este enfoque no

solo debe centrarse en la eliminación de metales pesados, sino también en la mejora de otros parámetros físicos, químicos y biológicos que son esenciales para restaurar la calidad del agua y proteger tanto la salud humana como el medio ambiente (Mishra et al., 2021). La implementación de tecnologías como los sistemas de biodiscos puede contribuir significativamente a la recuperación de recursos hídricos, promoviendo así un desarrollo más sostenible y resiliente en el país (Zhang et al., 2019).

Capítulo II

2. Objetivos

2.1. Objetivo General

Evaluar un tratamiento de biodiscos mixtos para la remediación de aguas contaminadas por actividades mineras.

2.2. Objetivos específicos

- a) Diseñar e implementar a escala de laboratorio un sistema de tratamiento de aguas contaminadas por actividades mineras, basados en biodiscos mixtos.
- b) Evaluar los parámetros físicos (Temperatura, Color, Conductividad eléctrica y Turbidez) de aguas contaminadas por actividades mineras, antes y después del tratamiento en un sistema de biodiscos.
- c) Caracterizar los parámetros químicos (pH, oxígeno disuelto, DBO y DQO, Cromo, Zinc y Cobre) de aguas contaminadas por actividades, mineras antes y después del tratamiento en un sistema de biodiscos.
- d) Determinar los parámetros biológicos (contenido de coliformes fecales y coliformes totales) de aguas contaminadas por actividades mineras, antes y después del tratamiento en un sistema de biodiscos.

Capítulo III

3. Marco Teórico

3.1. Recurso agua

El agua es un recurso vital para la supervivencia de todos los seres vivos, además de los diferentes usos que este posee, como la agricultura, la producción industrial y energética, el crecimiento económico e industrial, y el bienestar humano (Noor et al., 2023). Según el Informe sobre el desarrollo de los recursos hídricos en el mundo 2021, elaborado por la UNESCO, el consumo global de agua se ha multiplicado por seis en el último siglo y ha crecido aproximadamente un 1% anual desde la década de 1980. Este aumento en el uso del agua plantea serios desafíos para mantener su calidad (United Nations, 2021).

La industrialización, la agricultura y el crecimiento urbano han traído la degradación y contaminación del ambiente, afectando negativamente a los cuerpos de agua, como ríos, riachuelos, lagos, lagunas y océanos; medios que son esenciales para la vida, repercutiendo en la salud humana y el desarrollo sostenible (Xu et al., 2022).

A nivel global, se estima que únicamente el 20% de las aguas residuales son tratadas y el 80% restante son vertidas de manera indiscriminada al medio ambiente, trayendo consigo consecuencias perjudiciales para la salud humana y animal, incluyendo a los ecosistemas; siendo más crítica en países en vías de desarrollo, donde el saneamiento y el tratamiento de aguas poseen estructuras menos eficientes (Lin et al., 2022).

3.2. Contaminación del agua

La contaminación del agua se refiere a la introducción de sustancias nocivas en cuerpos acuáticos, convirtiéndolos en peligrosos e inadmisibles para el consumo humano y la vida acuática (Singh et al., 2022^a). Los distintos cuerpos de agua se pueden ver afectados por una amplia gama de contaminantes, que incluyen microorganismos patógenos, desechos orgánicos, fertilizantes, sustancias químicas tóxicas, sedimentos, hidrocarburos y elementos radiactivos (UNWWAP, 2003).

Según Nathanson (2024), los contaminantes pueden originarse de fuentes puntuales, como tuberías o canales de descarga de industrias y hogares, siendo más fáciles de controlar debido

a que se concentran en un solo lugar. Por otro lado, las fuentes dispersas, como la escorrentía de la agricultura y ganadería, son más difíciles de gestionar y requieren políticas específicas, siendo una causa importante de contaminación en la actualidad.

Aunque el agua pura de calidad es rara en la naturaleza debido a su alta capacidad para disolver otras sustancias, su calidad se determina en función del uso destinado. Por ejemplo, el agua que es apta para nadar puede no ser adecuada para beber; es por eso que existen diferentes estándares de calidad del agua que regulan los máximos permisibles en función del uso específico (Zhao et al., 2024).

Esta grave problemática requiere la implementación de políticas y técnicas adecuadas para monitorear y remediar, para poder aplicar estrategias que permitan encontrar soluciones efectivas hacia la contaminación y tratamiento de aguas (Vos, 2025). El incremento en la demanda de agua, impulsado por el crecimiento poblacional y la expansión de la industria y la agricultura, puede ser abordado mediante la prevención de la contaminación de las fuentes de agua dulce y la mejora en el tratamiento de aguas. (Nathanson, 2024).

3.2.1. Calidad del agua

La calidad del agua se refiere a la condición en la que se encuentra este recurso e implica analizar sus características químicas, físicas y biológicas, relacionándolas con su estado natural, los impactos humanos y sus posibles usos (Torres et al., 2009). Para facilitar su interpretación, se utilizan índices de calidad de agua (ICA) e índices de contaminación (ICO), que abarcan múltiples parámetros para evaluar la calidad del recurso hídrico de manera simplificada (Guataquirá, 2023).

Los parámetros físicos, químicos y biológicos del agua son utilizados como indicadores de calidad de aguas superficiales, considerando metodologías establecidas (Leiva, 2024). Los organismos acuáticos son sedentarios, lo que facilita su monitoreo, y la metodología de medición suele ser relativamente sencilla, permitiendo un seguimiento constante del estado de las aguas. Además, se han desarrollado normas de calidad del agua basadas en concentraciones máximas permisibles, lo que ha llevado al uso de herramientas de evaluación que analizan los contenidos físicos, químicos y biológicos para determinar qué tan apto es un recurso hídrico según sus diferentes usos (Baque et al., 2016).

3.2.1.1. Parámetros físicos

Los indicadores físicos que se consideran para evaluar la calidad del agua son la turbidez, el color, la temperatura y la conductividad eléctrica (Conejeros et al., 2021). La turbidez es un parámetro comúnmente usado en aguas naturales para indicar la presencia de sólidos, especialmente de tipo coloidal, por lo que la actividad minera, especialmente la extracción y el procesamiento de minerales, puede liberar partículas sólidas en el agua, como sedimentos, arcillas y metales pesados, aumentando la turbidez, que es la medida de la claridad del agua. (Fernández, 2012).

Por otro lado, el color en el agua indica la presencia de sustancias extrañas, tanto en suspensión como disueltas, y estos colores suelen provenir de compuestos orgánicos de origen natural, como turba, plancton y ácidos húmicos, o también en el caso de los desechos mineros pueden contener compuestos químicos que tiñen el agua, dándole un color inusual (por ejemplo, tonos marrones o verdes). Esto es especialmente común con metales como el hierro y el cobre. (Sánchez, 2018).

La temperatura es uno de los parámetros que más afecta a los procesos biológicos que ocurren dentro de los ecosistemas acuáticos, así como a la solubilidad de los gases disueltos en el agua, variando el contenido de oxígeno disuelto presente en el mismo (Chevarría del Pino, 2023). La actividad minera puede alterar la temperatura del agua debido a la eliminación de vegetación y la exposición del suelo. Además, el agua utilizada en procesos mineros puede ser devuelta a los cuerpos de agua a temperaturas más altas. (Fernández, 2012).

Finalmente, la conductividad eléctrica del agua es un indicador de la presencia de sales disueltas, ya que mide su capacidad de conducir electricidad a través de sustancias ionizadas (Acosta, 2024). Este parámetro se ve afectado por la presencia de vertidos de aguas residuales y el tipo de terreno, ya que está estrechamente relacionado con la infiltración en el suelo. La contaminación por metales pesados y otros compuestos químicos puede aumentar la conductividad eléctrica del agua. Esto se debe a la presencia de iones disueltos, como sulfatos, cloruros y metales. (Cuellar et al., 2015).

3.2.1.2. Parámetros químicos

Entre los principales parámetros químicos del agua se encuentran el pH, el oxígeno disuelto, la materia orgánica degradable y biodegradable y los metales pesados (Fernández, 2012). El pH

es un indicador de la acidez o alcalinidad del agua, encontrándose en un rango ideal para la vida acuática entre 6 y 9. La actividad minera, especialmente la extracción de minerales sulfurados puede generar ácido (como el ácido sulfúrico) al oxidarse. Esto puede reducir el pH del agua, volviéndola más ácida. (Rivera et al., 2004).

El oxígeno disuelto es la medida de la cantidad de oxígeno presente en el agua, siendo un parámetro fundamental para la vida acuática (Abarca et al., 2023). La concentración de oxígeno disuelto varía de forma inversa a la temperatura; es decir, a mayor temperatura, menor será la cantidad de oxígeno (Rocca, 2021). La contaminación por metales pesados y otros contaminantes puede afectar la cantidad de oxígeno disuelto en el agua. Además, el aumento de materia orgánica (por ejemplo, por la descomposición de organismos muertos) puede consumir oxígeno. (Polo, 2019).

La DBO mide la cantidad de oxígeno requerida por microorganismos para descomponer materia orgánica en el agua. La contaminación minera puede aumentar la DBO debido a la introducción de materia orgánica y metales pesados. (Fuentes et al., 2015). Por otro lado, la DQO mide la cantidad total de oxígeno necesario para oxidar tanto materia orgánica como inorgánica. La contaminación minera puede incrementar la DQO debido a la presencia de compuestos químicos y metales pesados. (Fernández, 2012).

Los metales pesados son elementos químicos, que, aunque son considerados oligoelementos esenciales para el metabolismo, a concentraciones elevadas y prolongadas se vuelven perjudiciales y su presencia en el agua puede causar serios problemas de salud en humanos, incluyendo trastornos neurológicos y cáncer, así como efectos nocivos en la flora y fauna (Pabón et al., 2020). Para medir su concentración, se utilizan técnicas como la espectrometría por absorción atómica y la espectrometría de masas con plasma acoplado inductivamente, que permiten detectar niveles de metales en muestras de agua y suelo (Campo, 2023).

3.2.1.3. Parámetros biológicos

Para evaluar la calidad del agua mediante indicadores biológicos, se incluyen diferentes enfoques. Por ejemplo, los métodos microbiológicos se enfocan en la detección y cuantificación de microorganismos indicadores de contaminación, como los coliformes fecales que se miden principalmente a través de la presencia de *Escherichia coli*, además de identificar parásitos como *Cryptosporidium* spp. Y *Giardia* spp., utilizando métodos de cultivo, detección molecular y

recuento celular, con el objetivo de evaluar si el agua cumple con los requisitos de calidad establecidos en la normativa aplicable (Yamisaca, 2024).

Por otro lado, los métodos ecológicos se centran en identificar especies acuáticas utilizando índices bióticos que reflejan la calidad del ecosistema y los métodos fisiológicos miden la capacidad de los organismos para crecer y degradar sustratos (Fernández, 2012). Finalmente, los métodos ecotoxicológicos son esenciales para evaluar el impacto de los contaminantes en el medio acuático, ya que permiten identificar efectos tóxicos a corto plazo, mediano y largo plazo, como enfermedades crónicas e inclusive la muerte, tienen relevancia ecológica al proyectarse a nivel de la cadena alimentaria, lo que proporciona información valiosa para la gestión y protección de los recursos hídricos (Huaraca, 2017).

3.2.2. Contaminación por metales pesados

La contaminación por metales pesados es un problema global, ya que, aunque estos elementos son naturales y se encuentran en forma de elementos traza en la corteza terrestre, su presencia en cantidades excesivas representa un riesgo para la salud de los ecosistemas y, como repercusión, para la salud humana (Prasad et al., 2021; Saravanan et al., 2024). Las fuentes de contaminación son diversas e incluyen actividades industriales como la minería, la industria del enchapado, la industria petroquímica y la galvanoplastia, además de actividades humanas. La minería, en particular, puede liberar metales pesados en grandes cantidades y en áreas circundantes más amplias (Hama et al., 2023).

La liberación de metales como el cromo, zinc y cobre surge por actividades industriales, teniendo una variedad de aplicaciones en campos como la metalurgia, la minería, la curtiembre y la electrónica, representando un riesgo para la salud pública y la biodiversidad. Su presencia los convierte en contaminantes persistentes y bioacumulativos, resultando en efectos adversos a largo plazo (Kiran et al., 2017a).

Los metales pesados son elementos con alta densidad que pueden resultar tóxicos incluso en pequeñas cantidades, estando entre los más comunes el mercurio, plomo, arsénico, cromo, cadmio y talio. Aunque algunos de estos metales, como el zinc, el cobre y el selenio son considerados oligoelementos esenciales para el metabolismo, a concentraciones elevadas se vuelven perjudiciales para la salud (Joseph et al., 2011).

La introducción de metales pesados en el organismo ocurre principalmente a través de la digestión de los alimentos que los contienen, el aire y el agua contaminada (Saravanan et al., 2024). Por otro lado, presentan una característica única: su capacidad de bioacumulación, acumulándose en organismos vivos a lo largo del tiempo y dificultando su metabolización y excreción (Sonone et al., 2020). Esta persistencia, combinada con su naturaleza no biodegradable, puede desestabilizar ecosistemas y provocar efectos tóxicos en la biota, llegando incluso a causar la muerte de organismos (Almomani et al., 2020). Además, su concentración en los seres vivos aumenta con el tiempo, lo que puede tener efectos directos o indirectos a través de la biomagnificación (Zamora et al., 2021).

Por otro lado, los metales pesados impactan negativamente a los organismos acuáticos, como fitoplancton, zooplancton y peces, acumulándose en sus tejidos y causando daño oxidativo, alteraciones endocrinas y depresión del sistema inmunológico, lo que afecta su supervivencia y crecimiento. Por lo que, estos efectos adversos y los impactos ecológicos de los metales pesados subrayan la necesidad urgente de desarrollar tecnologías efectivas para su eliminación del agua (Abdullah, 2019).

3.2.3. Efectos de los metales pesados en la salud

La exposición a metales pesados, incluso en bajas concentraciones, representa un grave riesgo para la salud humana; elementos como el zinc, cromo y cobre pueden causar una amplia gama de efectos adversos, afectando a sistemas y órganos del cuerpo, como la piel, los riñones, el sistema nervioso y el cardiovascular (Robles, 2024). Estos metales pueden acumularse en el organismo y provocar problemas como cáncer, trastornos neurológicos, enfermedades renales y vasculares (Robles, 2024).

El zinc, en altos niveles, puede tener consecuencias para la salud, donde la ingesta excesiva de zinc puede causar fatiga, mareos, dolor abdominal, náuseas, vómitos, complicaciones pancreáticas y enfermedades neurodegenerativas (Rodríguez, 2024). Además, el exceso de zinc se ha asociado con deficiencia de cobre y una posible relación con el cáncer de próstata (Neira et al., 2021). Por otro lado, el plomo puede tener efectos perjudiciales en el organismo dependiendo del nivel y la duración de la exposición ya que a nivel subcelular inhibe diversas enzimas mientras que a nivel sistémico puede provocar cambios morfológicos e incluso la muerte y en los niños se puede alterar su desarrollo neurológico metabólico y conductual (Juárez, 2006).

El cromo es un elemento esencial que se presenta en dos formas principales: cromo trivalente (Cr^{3+}) y cromo hexavalente (Cr^{6+}). Mientras que el Cr^{3+} tiene un papel beneficioso en el metabolismo de carbohidratos y lípidos, los compuestos de Cr^{6+} son tóxicos y carcinogénicos (Rodríguez, 2021). Los compuestos de cromo hexavalente pueden causar cáncer, asma y dermatitis; se absorben por vía oral, respiratoria o dérmica, afectando gravemente el ADN; para su eliminación, se han estudiado métodos como la adsorción, que es económica y utiliza materiales como carbón activado y biomateriales (Tejada et al., 2015b)

El cobre es un metal esencial para el organismo, pero su exceso puede causar problemas de salud y provocar irritación gastrointestinal, náuseas, vómitos, diarrea, cólicos, así como anemia hemorrágica por daño de glóbulos rojos (Badiye et al., 2013). A largo plazo, puede dañar el hígado y los riñones, siendo la enfermedad de Wilson un ejemplo de acumulación tóxica (Mahurpawar, 2015). De igual manera, el mercurio afecta el sistema nervioso, provocando síntomas como temblores, irritabilidad y problemas de memoria. También puede dañar los riñones, causando condiciones como necrosis tubular y enfermedades renales crónicas, además de interferir con la función reproductiva (Verma et al., 2018).

3.2.4. Comportamiento de los metales pesados

El comportamiento y la dinámica de los metales pesados están condicionados por diversos parámetros fisicoquímicos del medio acuático, entre los que se incluyen la temperatura, la salinidad, el pH, el oxígeno disuelto, los sólidos en suspensión y el contenido de materia orgánica disuelta, además de los procesos hidrodinámicos del agua (Wang et al., 2022^a).

Los procesos hidrodinámicos del agua, como las corrientes, la agitación y la mezcla de masas de agua, son cruciales en la dinámica y distribución de los metales pesados en el medio acuático (Najamuddin et al., 2024). Estos son complejos y están influenciados por múltiples variables mencionadas anteriormente, además de las condiciones hidro-meteorológicas (Sadeghi et al., 2012).

Los metales pesados son elementos de baja solubilidad y, en primera instancia, tienden a ser absorbidos por los sedimentos, que actúan como reservorios en ambientes acuáticos. Por eso, el transporte en los sistemas fluviales está estrechamente vinculado a los sedimentos, especialmente por la textura y el contenido de materia orgánica (Sojka & Jaskula, 2022). Estos

sedimentos acumulados con metales pesados se desplazan continuamente a lo largo del río, rigiéndose por factores físicos, químicos, hidrológicos e hidráulicos (Ciszewski et al., 2004).

El comportamiento de los metales pesados el agua (Imagen 1), se puede resumir en procesos de transporte y transformación; sin embargo, también actúan procesos de difusión, adsorción, desorción, resuspensión, dilución, sedimentación y bioacumulación (Wang et al., 2022^a).

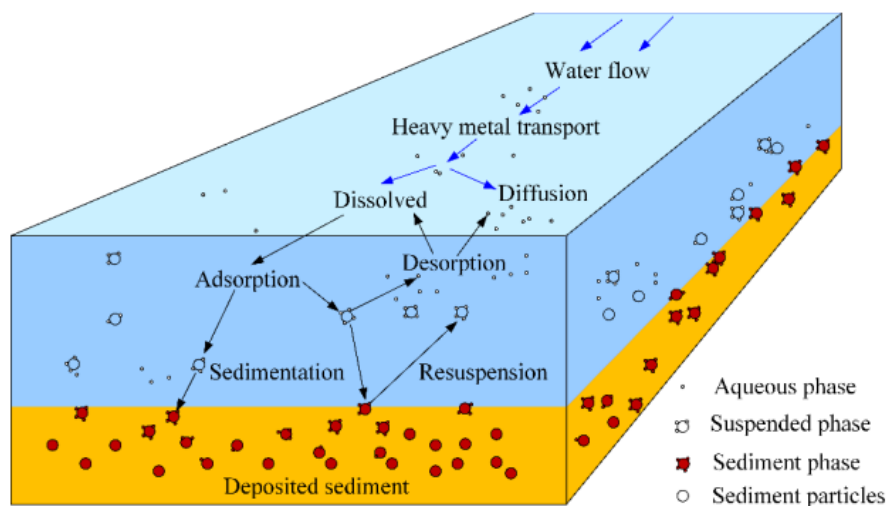


Imagen 1. Comportamiento de los metales pesados en el agua. Obtenido de: Wang et al. (2022^a).

- I. Luego de ingresar al agua, los metales pesados llegan a adsorberse a partículas en suspensión presentes en el agua y se mueven junto al flujo del agua. Estas partículas en suspensión son los principales portadores de los metales pesados en el agua (Wang et al., 2022^a).
- II. Debido a las propiedades químicas de los metales, sus moléculas son estables y poco degradables por los microorganismos presentes. Por lo tanto, a medida que se transportan en los sedimentos y la capacidad de carga de las partículas en suspensión excede, estos se depositan en el fondo, acumulándose en los sedimentos (Li et al., 2020).
- III. Estos metales pesados sedimentados en el fondo pueden volver a ser incorporados a la columna de agua por procesos como la turbulencia, el acelerado flujo de agua o por factores que alteren el estado tranquilo del sedimento; por consiguiente, se producen los procesos de resuspensión y desorción (Yu & Lu, 2016).
- IV. A medida que el agua fluye, la concentración de metales tiende a disminuir debido a la dilución con nuevas incorporaciones de fuentes de agua o agua limpia proveniente del

mismo flujo. En donde, además estos tienden a sufrir transformaciones químicas que afectan su solubilidad y toxicidad (Botle, 2024).

- V. Finalmente, estos metales pesados se bioacumulan dentro de los organismos, provocando que pasen de un organismo a otro mediante la cadena alimenticia. Esta bioacumulación es un fenómeno omnipresente en los sistemas ecológicos, que se refiere a la acumulación gradual de contaminantes en los organismos vivos a lo largo del tiempo (Kabir et al., 2024).

3.3. Métodos para remediar aguas contaminadas con metales pesados

Existen varios métodos para tratar la contaminación por metales pesados en el agua, destacando la adsorción como uno de los más efectivos y rentables en su capacidad de eliminación (Zaimee et al., 2021). A pesar de que la adsorción es un método económico y altamente eficiente, capaz de eliminar metales pesados y hasta el 99.8% del arsénico, puede verse afectada por la variabilidad del pH y la concentración del contaminante, limitando su efectividad (Ahmed et al., 2021).

En la adsorción, varios factores influyen en el proceso, incluyendo las características de los materiales, las propiedades de los líquidos y la naturaleza de los contaminantes, utilizado diferentes materiales como carbón activado, arcillas, zeolitas, biomasas y otros compuestos biológicos y poliméricos para eliminar contaminantes del agua (Sabzehmeidani et al., 2021). Cada uno posee características únicas que afectan su capacidad de adsorción; además, la modificación de estos adsorbentes mediante la introducción de grupos funcionales puede mejorar su rendimiento, aunque esto a menudo implica costos adicionales (Qasem et al., 2021).

Otro método eficaz es la precipitación química, este proceso implica la adición de sustancias químicas, como alumbre y cal, que reaccionan con los metales presentes en el agua, formando sólidos insolubles que se pueden separar fácilmente (Zamora et al., 2021). Se comienza ajustando el pH del agua, seguido de la adición de un agente precipitante que genera la reacción deseada, permitiendo la sedimentación o filtración de los sólidos formados (Singh et al., 2022b).

El intercambio iónico es un proceso químico en el que un ion presente en una solución se reemplaza por otro ion de carga similar en un material sólido como zeolitas o resinas sintéticas, que actúan como filtros (Tarqui, 2023). Este método es efectivo para eliminar metales pesados del agua, ya que las resinas poliméricas pueden atraer y retener estos iones. Investigaciones

han demostrado que, en condiciones ácidas, se pueden eliminar más del 95% de metales como plomo y cadmio en un plazo de 18 horas (Akpor & Muchie, 2010). El intercambio iónico es atractivo debido a sus bajos costos operativos, alta eficacia en la eliminación de metales y rápida cinética de reacción (Wang et al., 2022b).

Las resinas de intercambio iónico pueden ser sintéticas o naturales y están compuestas por polímeros que permiten el paso de iones a través de su estructura (Tarqui, 2023). Las resinas sintéticas son los materiales más utilizados para tratar aguas mediante intercambio iónico por su resistencia, durabilidad y que pueden ser diseñados específicamente para adsorber contaminantes determinados (Cañas, 2019). La capacidad de estas resinas para absorber metales pesados depende de factores como el pH, la temperatura, la concentración inicial de metales y el tiempo de contacto, lo que influye en su rendimiento y costo (Wang et al., 2022b).

Las tecnologías de membranas representan otro enfoque que actúa como barreras selectivas, utilizando membranas con estructuras a escala nanométrica, cuya permeabilidad al agua y capacidad para eliminar iones metálicos dependen de sus propiedades físicas y químicas (Singh et al., 2022b). Estas membranas se dividen en orgánicas, fabricadas con polímeros sintéticos, e inorgánicas, que emplean materiales como cerámicas y metales. Además, según la presión aplicada, se clasifican en procesos de baja presión, como microfiltración y ultrafiltración, y de alta presión, como nanofiltración y ósmosis inversa, siendo efectivas para eliminar metales pesados, con un rendimiento que varía según el tamaño de los poros y la carga superficial (Zamora et al., 2021).

La coagulación-floculación es otra técnica que desestabiliza los coloides para facilitar su sedimentación. La coagulación consiste en agrupar partículas pequeñas en flóculos grandes que se precipitan en un tanque de sedimentación, utilizando coagulantes como el alumbre y el sulfato ferroso. Por su parte, la floculación emplea polímeros para unir estos flóculos y formar aglomerados aún mayores (Singh et al., 2022b). Factores como la dosis de coagulantes, el pH, la temperatura y la alcalinidad son cruciales para su efectividad, siendo este tratamiento útil para remover metales pesados, utilizando polímeros sintéticos que mejoran la sedimentación incluso a bajas temperaturas (Mariño, 2022).

La fitorremediación emerge como una técnica que emplea plantas para limpiar suelos y aguas contaminadas, ya sea mediante la absorción o descomposición de contaminantes, y se considera una alternativa ecológica efectiva para controlar la dispersión de metales pesados (Hernández &

Hernández, 2022). Su implementación depende de factores como el entorno, el tipo de contaminantes y la adecuación de las especies vegetales elegidas. La planta acuática *E. crassipes* se destaca como una opción viable, mostrando eficacia en la remoción de parámetros como oxígeno disuelto, pH, DQO, DBO5 y coliformes, especialmente en la eliminación de metales pesados (Mendoza et al., 2016).

3.4. Sistemas de Biodiscos

El sistema de biodiscos, o contactor biológico rotativo, es una tecnología eficiente para el tratamiento de aguas que utiliza discos de plástico giratorios sumergidos aproximadamente un 40% en el agua (Arichábala, 2023). Estos discos están recubiertos por una biopelícula de microorganismos que degradan la materia orgánica al alternar su contacto con el aire, donde absorben oxígeno y el agua residual, y captan materia soluble, permitiendo un tratamiento eficaz, ya que más del 95% de la biomasa se mantiene fija en los discos, facilitando así la eliminación de contaminantes (Correa & Mocha, 2021).

Sarria et al. (2020) destacan que los tratamientos biológicos son altamente efectivos en la purificación del agua, logrando mejoras significativas en parámetros como la Demanda Biológica de Oxígeno (DBO), la Demanda Química de Oxígeno (DQO) y la turbidez. Estos métodos se basan principalmente en la acción de microorganismos, como bacterias, que descomponen y eliminan diversos contaminantes a través de su actividad biológica. La implementación de estos tratamientos es fundamental para mejorar la calidad del agua y mitigar el impacto ambiental de la contaminación.

Uno de los métodos más comunes es la bioadsorción, que Tejada et al. (2015^a) describen como una estrategia fisicoquímica para eliminar metales pesados de aguas. Por otro lado, la fitorremediación es una técnica que utiliza plantas para purificar suelos y aguas contaminadas, ya sea absorbiendo o descomponiendo los contaminantes; considerándose una opción eco amigable debido a su capacidad para limitar la dispersión de los contaminantes (Hernández & Hernández, 2022).

El uso de contactores biológicos rotativos (RBC) o sistemas de biodiscos ha surgido como una opción muy prometedora y amigable (Menéndez & Dueñas, 2020), por ello, en la presente investigación nos hemos enfocado en desarrollar esa tecnología específica. Estos sistemas emplean microorganismos, formando biopelículas adheridas a los discos giratorios para eliminar

eficientemente los contaminantes del agua, ofreciendo así una solución rentable para el tratamiento de aguas (Menéndez & Dueñas, 2020).

Gutarra (2016) menciona que los biodiscos son más económicos en comparación con otros métodos de tratamiento y logran una reducción significativa en parámetros como la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO). Recientemente, ha crecido el interés en la aplicación de estos sistemas en la industria minera, como se evidencia en la investigación de Correa y Mocha (2021), donde se demostró una eficaz degradación del cianuro de sodio (NaCN), con una reducción del contaminante superior al 99%. Sin embargo, se destaca la necesidad de considerar un tratamiento adicional para abordar otros contaminantes remanentes.

El estudio de Costley y Wallis (2001) analizó el uso de biopelículas en contactores biológicos giratorios para tratar aguas que contenían metales pesados como cadmio, cobre y zinc, cada uno con una concentración inicial de 100 mg/L. Se centraron en cómo el tiempo de retención hidráulica (TRH) influye en la acumulación de estos metales en las biopelículas. Los resultados indicaron que tiempos de retención superiores a 12 horas mejoran significativamente la eliminación de metales. Además, el sistema demostró eficacia a lo largo del tiempo, operando con un TRH de 24 horas y logrando eficiencias de eliminación de aproximadamente 34% para Cd^{2+} , 85% para Cu^{2+} y 57% para Zn^{2+} .

Por otra parte, Costley y Wallis (2000) evaluaron la eficiencia de un contactor biológico rotativo para tratar aguas contaminadas con cadmio, cobre y zinc a lo largo de múltiples ciclos de sorción-desorción. Cada ciclo de sorción se llevó a cabo durante 12 semanas con un tiempo de retención hidráulica (TRH) de 24 horas, donde después se registraron eficiencias promedio de eliminación de iones metálicos del 30.4% para Cd^{2+} , 81.8% para Cu^{2+} y 49.6% para Zn^{2+} . Estos hallazgos indican que estos sistemas pueden utilizarse eficazmente para el tratamiento de aguas altamente contaminadas con metales pesados de una manera sostenible.

Los biodiscos se caracterizan por su capacidad para mejorar la eficiencia del tratamiento de aguas mediante la optimización de la interacción entre la biopelícula y el efluente (Jurado De la Cruz & Vargas, 2015). Al girar los discos, se logra que el agua reciba más oxígeno y que la biopelícula esté en contacto constante con el agua residual, logrando que los microorganismos trabajen mejor, lo que resulta en una eliminación más efectiva de los contaminantes (Huamantínco et al., 2024). Además, su diseño modular permite una fácil instalación y

mantenimiento, lo que los convierte en una opción viable para diversas aplicaciones industriales y urbanas (Jurado De la Cruz & Vargas, 2015).

Actualmente, hay escasa información actualizada en la literatura sobre el tratamiento de metales pesados mediante sistemas de biodiscos. Sin embargo, en 1986, Zoss indicó que el proceso RBC era adecuado para concentraciones de metales de hasta 30 mg/L de plomo y 10 mg/L de níquel y cobre, con reducciones menores en la eficiencia del tratamiento.

3.4.1. *Biopelículas*

Las biopelículas son comunidades de microorganismos que desempeñan un papel crucial en la eliminación de metales pesados, estas estructuras multicelulares, compuestas principalmente por bacterias, microalgas y hongos, utilizan varios mecanismos para eliminar contaminantes, como la biosorción, la bioacumulación y la biotransformación (Priya et al., 2022). Según Pallee et al (2023), las biopelículas se forman a través de varios pasos:

- **Adhesión Inicial:** Los microorganismos, como bacterias, se adhieren a la superficie del biodisco. Este proceso puede verse influenciado por la textura de la superficie, la presencia de nutrientes y las condiciones ambientales.
- **Proliferación:** Tras la adhesión, los microorganismos comienzan a multiplicarse, facilitados por la disponibilidad de nutrientes en el agua que circula por el sistema.
- **Producción de matriz proteica:** Los microorganismos secretan sustancias poliméricas que forman una matriz extracelular. Esta matriz ayuda a mantener unidas a las células y les proporciona protección contra condiciones adversas.
- **Maduración:** Con el tiempo, la biopelícula se desarrolla y madura, volviéndose más compleja. Durante esta fase, se forman canales que permiten el flujo de nutrientes y la eliminación de desechos.
- **Desprendimiento:** Algunas células pueden desprenderse de la biopelícula, lo que les permite adherirse a otras superficies y formar nuevas biopelículas en diferentes lugares.

3.4.2. *Biopelículas de bacterias*

Las biopelículas bacterianas son comunidades microbianas que se desarrollan en superficies y son cruciales para la supervivencia en ambientes hostiles, se forman cuando las bacterias se adhieren a un sustrato, donde comienzan a proliferar y a generar una matriz polimérica autogenerada compuesta de polisacáridos, proteínas y ácidos nucleicos, lo que les proporciona

estabilidad y protección (Saini et al., 2023). Las bacterias, poseen estructuras celulares que les permiten sobrevivir en condiciones adversas y producir biopelículas efectivas, como es el caso de especies como *Pseudomonas putida* y *Bacillus cereus*, que pueden eliminar metales pesados a través de procesos enzimáticos (Jasu & Ray, 2021).

La competencia entre estas biopelículas se ve influenciada por factores como las proteínas de superficie, los niveles de nutrientes, el pH y la temperatura, lo que genera comunidades heterogéneas en su estructura y composición, considerando que las biopelículas maduras pueden adaptarse a diversas condiciones ambientales, lo que les permite resistir factores adversos (Saini et al., 2023). En particular, las bacterias facultativas son fundamentales en estos sistemas, ya que pueden sobrevivir tanto en condiciones aerobias como anaerobias, lo que les permite adaptarse y persistir en diversas situaciones del tratamiento de aguas (Rico, 2020).

3.4.3. Biopelículas de algas

Las biopelículas de algas son comunidades formadas por algas que crecen en superficies húmedas y bien iluminadas, donde encuentran nutrientes, al igual que las biopelículas bacterianas, pueden agruparse y separarse según las condiciones ambientales (Saini et al., 2023). Las microalgas son reconocidas por su potencial en la protección del medio ambiente y su uso en el tratamiento de aguas, ya que son una opción económica y ecológica, destacándose por su capacidad para absorber metales pesados (Makhanya et al., 2021).

Las microalgas *Chlorella sp.* Y *Scenedesmus sp.* Son conocidas por su rápido crecimiento y su notable capacidad para eliminar metales pesados. Estas especies han demostrado ser efectivas en la absorción de metales, destacando que *Scenedesmus* presenta una mayor resistencia al estrés provocado por el cobre, mientras que *Chlorella pyrenoidosa* muestra altas tasas de absorción de hierro. Esto sugiere que el uso de cultivos mixtos podría resultar en mejores resultados en la eliminación de metales pesados. (Yousefi et al., 2023).

3.4.4 Biopelículas de hongos

Los hongos presentan adaptaciones únicas, como la producción de hifas, la secreción de matrices de polisacáridos y el uso de proteínas especiales, como las adhesinas; características que les permiten adherirse y formar biopelículas, lo que a su vez les facilita la biosorción efectiva de metales (Jasu & Ray, 2021). Se ha descubierto que los hongos filamentosos poseen proteínas hidrofóbicas que facilitan su adhesión a superficies, incluso en ambientes que repelen el agua;

un ejemplo es la hidrofobina de *Aspergillus fumigatus*, que genera fuerzas de adhesión significativas, además, especies como *Candida albicans* y *Penicillium rubrum* también son capaces de formar biopelículas (Saini et al., 2023).

3.5. Comparación del uso de sistemas de contactores biológicos con otras tecnologías de tratamiento

Los contactores biológicos rotativos (CBR) son una tecnología eficaz para la remoción de contaminantes, no solo de metales pesados, si no de varios parámetros importantes en la calidad del agua, debido a que pone en contacto alternativamente biomasa adherida y suspendida con los contaminantes presentes en el agua y seguidamente a la atmósfera para la adsorción de oxígeno (Scholz, 2024). Tal y como muestra la Tabla 1, estos son una opción viable y eficiente para el tratamiento de aguas, ofreciendo un equilibrio entre costo, eficacia y facilidad de operación, lo que los convierte en una alternativa atractiva en el ámbito de la remediación ambiental.

Tabla 1. Comparación de los distintos métodos de tratamiento para aguas contaminadas con metales pesados.

MÉTODO	COSTO	EFICIENCIA	ESPACIO	SELECTIVA	OPERACIÓN	REFERENCIA
MEMBRANAS	Alto	Alta	Baja – alta	No	Fácil	Caviedes et al., 2015; Akale & Shaikh, 2024; Arshad et al., 2024
INTERCAMBIO IÓNICO	Mediano – Alto	Alta	Moderado	Si	Mediana – Alta	Caviedes et al, 2015; Jasim & Ajjam, 2024; Benalla et al., 2022
ADSORCIÓN	Bajo	Alta	Bajo	Si – Depende del adsorbente	Fácil	Caviedes et al, 2015; Zheng et al., 2024; Xie et al., 2024
*PRECIPITACIÓN QUÍMICA	Mediano - Alto	Alta	Moderado	Si	Sencilla	Caviedes et al, 2015; Kumar et al., 2023; Wang et al., 2024
FITORREMEDIACIÓN	Bajo - Medio	Varia a la especie usada	Alto	Si	Fácil	Bhat et al., 2022; Islam et al., 2024; Liu et al., 2024
COAGULACIÓN - FLOCULACIÓN	Bajo - Medio	Medio - alto	Moderado	No	Moderada	Ferhat et al., 2016; Skotta et al., 2023; Noor et al., 2024
RESINAS DE INTERCAMBIO IÓNICO	Alto	Alta	Moderado	Si	Moderada	Pal & Banat, 2014; Benalla et al., 2022; Kim et al., 2024
CONTACTORES BIOLÓGICOS ROTATIVOS	Bajo - Medio	Alta	Moderado	Si	Sencilla	Costley y Wallis (2000); Costley y Wallis (2001); Gutarra (2016)

Fuente: Elaboración propia

4. Metodología

4.1. Lugar de recolección de la muestra simple puntual del agua contaminada

4.1.1. Selección del punto

Basándonos en los hallazgos del informe técnico realizado por la Prefectura del Azuay (2024) y acercándonos al lugar a la cual se dispone de accesibilidad y seguridad, se ha identificado un punto de muestreo idóneo para la recolección de muestras. Este punto está ubicado en las coordenadas 747217 (X) y 9657096 (Y) (Imagen 2), en el sector conocido como "Quebrada Infiernillos".

Esta elección se basa en la evidencia proporcionada por el estudio previo de la Prefectura del Azuay (2024), en donde se dice que, “con base a la tabla 2: *Criterios de calidad admisibles para la preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces, marinas y de estuarios*, los parámetros de aceites y grasas, cobre, mercurio, pH y plomo se encuentran excediendo los límites permisibles” en el punto previamente mencionado.

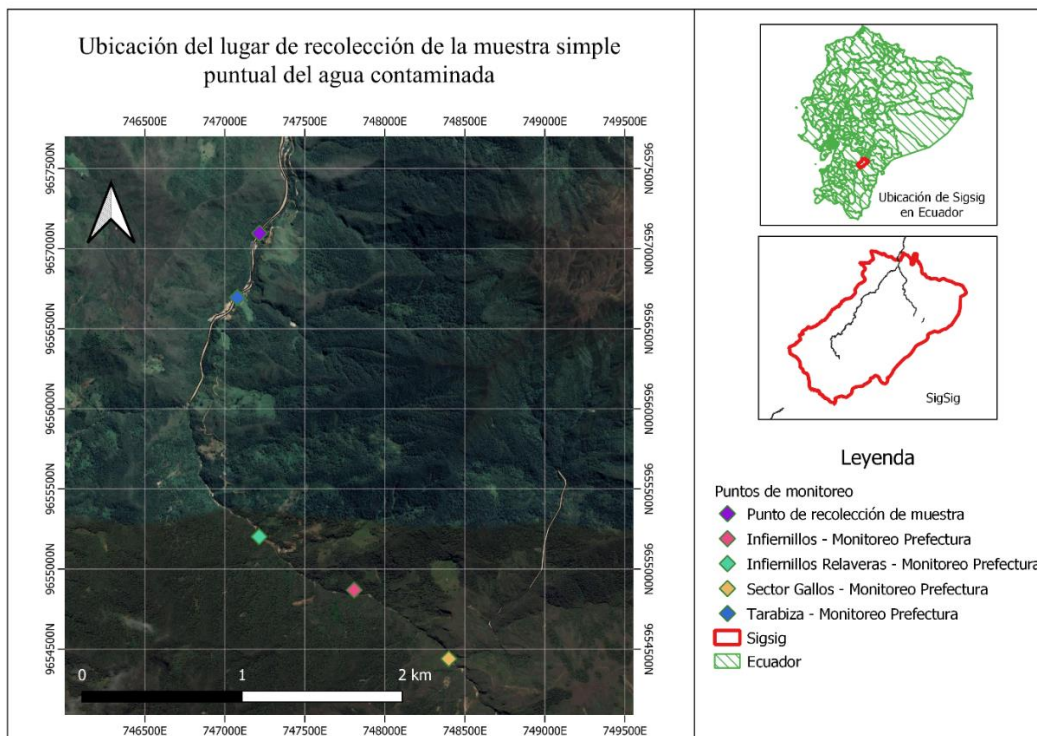


Imagen 2. Mapa de ubicación de la toma de muestra de agua.

4.2. Recolección de la muestra de agua

Para la recolección muestra de agua, se utilizó el muestreo simple el cual consiste en recoger en un momento y lugar determinados, para analizar la muestra de manera individual (Acuerdo Ministerial 097-A, 2015). La toma de muestras de agua del río Santa Bárbara, se realizó lo más lejos de la orilla, centrándose en la mitad del río, esto con el fin de evitar las zonas donde las aguas están estancadas (Anexo A).

A la hora de tomar la muestra, el envase se sujetó por la base en posición invertida y, dándole la vuelta en sentido contrario a la corriente, luego se sumergió por completo dentro del agua para tomar la muestra de agua. Se recogió 35 galones de agua y se procedió a llevar al laboratorio.

4.3. Diseño del sistema de contactores biológicos rotativos

4.3.1. Ecuaciones de dimensionamiento

El dimensionamiento de los distintos sistemas de tratamiento es un proceso crucial al momento de diseñar plantas de tratamiento, ya que estos sistemas son usados para la eliminación de distintos componentes que afectan la calidad del agua (Rodas & Reyes, 2024). Este sistema asume un flujo pistón, lo que significa que el agua se mueve a través del reactor de manera uniforme, asegurando un contacto adecuado entre el agua y el biofilm que se forma en los discos.

Se debe calcular los parámetros para el diseño del sistema de biodiscos. Para ello, se utilizarán fórmulas estándar recopiladas de la bibliografía que permiten su cálculo.

4.3.1.1. Carga hidráulica

La carga hidráulica se define como la cantidad de agua residual que se procesa por día en relación con la superficie de los discos en un sistema de biodiscos. Esta medida, que se expresa en metros cúbicos por día por metro cuadrado, está influenciada por el flujo de agua y el área de los discos.

$$\text{Carga hidráulica} \left(\frac{\text{m}^3}{\text{m}^2 \text{ día}} \right) = \frac{\text{Caudal} \left(\frac{\text{m}^3}{\text{día}} \right)}{\text{Área superficial de los discos} (\text{m}^2)} \quad (\text{Ecuación 1})$$

4.3.1.2. Tiempo de retención hidráulica

El Tiempo de Retención Hidráulica (TRH) se refiere al tiempo promedio durante el cual un flujo con caudal "Q" pasa a través de un volumen "V".

$$TRH \text{ (horas)} = \frac{\text{Volumen efectivo del reactor (m}^3\text{)}}{\text{Caudal (}\frac{\text{m}^3\text{)}{\text{día}}\text{)}} \text{ (Ecuación 2)}$$

4.3.1.3. Área superficial específica

$$A_{\text{superficial}} = \frac{\text{Caudal}}{\text{Carga hidráulica}} \text{ (Ecuación 3)}$$

La superficie específica de un medio de soporte se refiere al área total expuesta por cada unidad de volumen dentro del reactor ($\frac{\text{m}^2}{\text{m}^3}$).

4.3.1.4. Velocidad de giro de los discos (rpm)

La velocidad de giro de los discos en un Reactor Biológico Rotativo (RBC), medida en revoluciones por minuto (rpm), indica cuantas vueltas dan los discos en un minuto.

4.3.1.5. Profundidad de inmersión de los discos

Para lograr un funcionamiento eficiente de un sistema de biodiscos aerobios, es fundamental que al menos el 40% de la superficie de los discos esté sumergido en el agua residual dentro del reactor biológico.

4.3.1.6. Longitud del reactor

La longitud del reactor indica el largo total.

$$L = \text{longitud por etapas} * \text{número de etapas} \text{ (Ecuación 4)}$$

4.3.1.7. Longitud por etapas

Indica la longitud de cada etapa.

$$l = (e \times n) + a(n - 1) + 2b \text{ (Ecuación 5)}$$

Donde:

- l = longitud de cada etapa
- e = espesor de los discos
- n = número de discos por etapa
- a = distancia entre cada disco
- b = distancia entre el disco y la etapa

4.3.1.8. Volumen efectivo del reactor

Se refiere al volumen total del tanque menos el espacio que ocupan los discos dentro del reactor.

$$V_{\text{efectivo}} = (\text{capacidad del tanque}) - (\text{volumen sumergido de los discos}) \text{ (Ecuación 6)}$$

$$\text{Capacidad del tanque} = A_t \times L \text{ (Ecuación 7)}$$

$$\text{Volumen sumergido discos} = A_d \times P \times E \times nt \text{ (Ecuación 8)}$$

Donde:

- A_t = área transversal de agua en el tanque
- L = longitud del reactor
- A_d = área sumergida de cada disco
- P = proporción de área sumergida del disco (40%)
- e = espesor de los discos
- nt = número total de discos en el reactor

4.3.1.9. Área efectiva de discos para el tratamiento

Dado que el 40% de la superficie total del disco está sumergido, existe una parte central del disco que no entra en contacto con el agua, la cual está ocupada por el eje del sistema.

$$A = \frac{\pi}{2} \times nt \times (D^2 - d^2) \text{ (Ecuación 9)}$$

Dónde:

- nt = número total de discos en el reactor
- D = diámetro de los discos
- d = diámetro de la superficie no sumergida

4.3.2. Parámetros operacionales

4.3.2.1. Configuración de los discos

Según Deena et al., 2022, los discos son fundamentales en el proceso de tratamiento de aguas, ya que proporcionan un entorno adecuado para el crecimiento de microorganismos y facilitan procesos clave como la oxidación y la transferencia de oxígeno, por lo que, la selección de estos discos se basa en varios criterios técnicos, que incluyen el tipo de material (como polipropileno, polietileno, cloruro de polivinilo y poliestireno), así como su tamaño, área superficial específica,

durabilidad y textura. Por esa razón, estos discos son diseñados para maximizar el área efectiva, permitir un drenaje eficiente y mejorar la mezcla del agua residual durante su rotación.

El tamaño de los discos puede ajustarse según las necesidades del tratamiento. En aplicaciones a gran escala, los discos generalmente tienen un diámetro que varía entre 2.5 y 3.5 metros, mientras que en estudios de laboratorio se utilizan discos más pequeños, que pueden medir hasta 10.5 cm de diámetro (Sugumar & Sadanandan, 2010).

4.3.2.2. Etapas del sistema

Los Reactores Biológicos Rotativos (RBC) se organizan en diferentes etapas para maximizar la eliminación de varios contaminantes, optimizando así el uso del área de contacto disponible, por lo que, esta configuración implica interconectar múltiples reactores en serie, lo que ha demostrado mejorar la eficiencia en la reducción de contaminantes (Metcalf & Eddy, 2003). Por ejemplo, al evaluar dos sistemas que disponen de la misma área superficial total, uno diseñado con dos etapas y el otro con cuatro, se evidenció que el sistema de cuatro etapas alcanzó una eliminación del 85% de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅), en comparación con el sistema de dos etapas, que logró solo un 75% (Antoine, 1976).

Como motivo de investigación y evaluación de un sistema de biodiscos, se realizó una construcción a escala de laboratorio, lo que implica la utilización de parámetros estructurales y operacionales obtenidos de la bibliografía. En la Tabla 2 se han recopilado distintos lineamientos de parámetros estructurales y operacionales, donde se establecen los parámetros más importantes al momento de diseñar un sistema de biodiscos en condiciones de laboratorios controladas.

Tabla 2. Parámetros para la construcción de un sistema de biodiscos.

Parámetros		Referencia
Área de los discos sumergida	40 %	Romero, 2008. Mudder, 1984 Ramalho, 1983
	≤ 3.6 m escala real	Metcalf & Eddy, 2003 Romero, 2008
Diámetro de los discos	> 10.5 cm (para estudios)	Sugumar & Sadanandan, 2010
	2 – 6	Banerji, 1980
Número de etapas	2 cm	Antonie, 2018
	3 – 4 cm	Romero, 2008

	3 cm	Arichábala, 2023
	1 - 4 cm	Quintero et al, 2021
Carga hidráulica	$0.02 - 0.24 \frac{m^3}{m^2 día}$	Romero, 2008
	$0.003 - 0.09 \frac{m^3}{m^2 día}$	Mudder, 1984
Tiempo de retención hidráulica	0.8 - 12 horas	Romero, 2008
	Remoción de metales pesados: 12 - 24 horas máxima remoción de metales	Arenas & Jaramillo, 2015
Velocidad de giro de los discos	1 - 2 rpm	Romero, 2008 Ramalho, 1983
	7 - 10 rpm para estudios y discos de 45 cm	Arichábala, 2023
	40 rpm para estudios y discos de 23 cm	Quintero et al, 2021

4.3.3. Diseño de los discos

Los discos empleados como soportes para biofilm pueden presentar diferentes formas, tamaños y características, con el objetivo de maximizar la superficie disponible para el crecimiento de microorganismos (Al-Amshawee & Yunus, 2021). Para optimizar el rendimiento de estos discos y aumentar la eficiencia en el tratamiento de aguas, es importante considerar ciertas características.

4.3.3.1. Forma y geometría

Los discos pueden tener diversas formas, como esféricos, en forma de estrella o planos, lo que influye en cómo se distribuye el biofilm y en la efectividad del tratamiento. Asimismo, es crucial considerar el movimiento y la agitación del agua, ya que estos elementos afectan la manera en que los microorganismos se distribuyen y crecen sobre la superficie del disco (Deena et al., 2022).

En este estudio, se realizaron en el programa TinkerCad 3 tipos de discos con distintos patrones geométricos, como se muestra en la Imagen 3, los diseños incluyen configuraciones de rejilla, hexagonales y circulares, seleccionados además para investigar cómo cada tipo de geometría impacta en el desarrollo del biofilm.

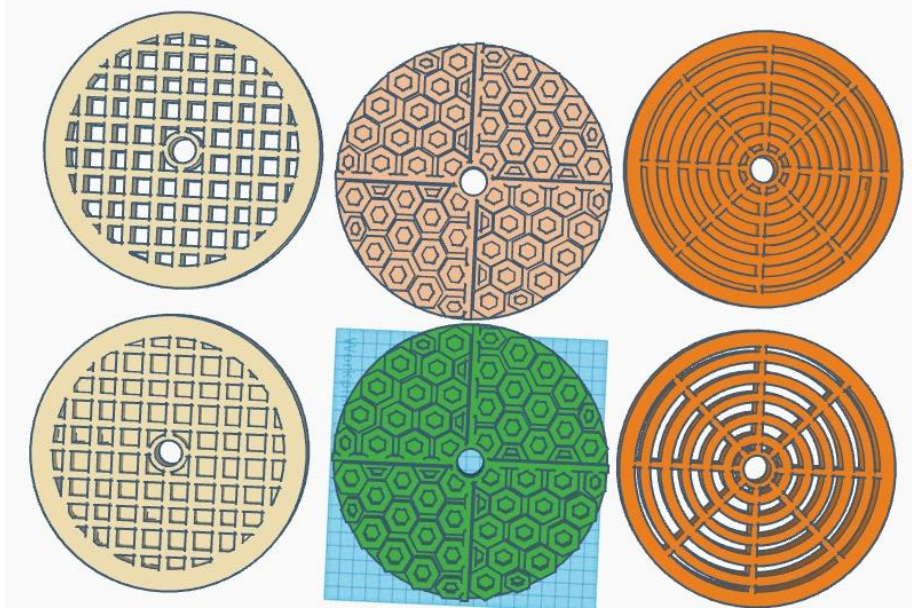


Imagen 3. Diseño de los discos usados en el sistema de tratamiento. Fuente: Elaboración propia

4.3.3.2. Tamaño y área superficial

El tamaño y la superficie de los discos son factores clave que influyen en la capacidad de retener microorganismos y en la eficacia de la biorremediación. Un área superficial mayor permite que los microorganismos se adhieran con mayor facilidad, lo que puede resultar en un incremento de su actividad biológica (Deena et al., 2022). En este estudio, se emplean discos con un diámetro de 20 cm, diseñados con patrones geométricos complejos que optimizan su área superficial, lo que favorece el desarrollo del biofilm.

4.3.3.3. Materiales y propiedades de superficie

Los discos pueden fabricarse con una variedad de materiales, cada uno con características que influyen en la capacidad de los microorganismos para adherirse a ellos, por ejemplo, la textura y la porosidad de la superficie del disco son factores cruciales que facilitan el desarrollo del biofilm, lo que a su vez optimiza la eficacia de los tratamientos biológicos (Deena et al., 2022).

En este estudio, para la producción de estos discos, se usó una impresora Printer3D y como material el bioplástico PLA (ácido poliláctico); siendo un material que se distingue por ser biodegradable y reciclable que se obtiene a través de la fermentación de recursos naturales como el maíz, la caña de azúcar y otros carbohidratos (Serna et al., 2011).

El uso de biopolímeros como el PLA ofrece diversas ventajas que lo hacen especialmente adecuado para aplicaciones ambientales (Chico & Sampedro, 2022). En este contexto, se considera el PLA como óptimo para el diseño de los discos utilizados como portadores de biofilm en reactores MBBR, debido a:

1. **Biodegradabilidad:** El PLA se descompone eficazmente en condiciones de compostaje industrial, lo que contribuye a una reducción significativa del impacto ambiental en comparación con los plásticos convencionales, que pueden tardar siglos en degradarse (Chico & Sampedro, 2022).
2. **Origen renovable:** Este material se produce a partir de materias primas renovables, como cultivos ricos en almidón, lo que no solo lo hace sostenible, sino que también minimiza la dependencia de recursos fósiles (Chico & Sampedro, 2022).
3. **Baja toxicidad:** Se diferencia de ciertos plásticos derivados del petróleo, ya que, el PLA no emite compuestos tóxicos durante su descomposición, lo que lo convierte en una opción más segura para aplicaciones biológicas y ambientales (Chico & Sampedro, 2022).
4. **Facilidad de procesamiento:** El PLA se puede moldear y extruir utilizando técnicas convencionales de procesamiento de plásticos, lo que simplifica su integración en diversas aplicaciones industriales y de investigación (Chico & Sampedro, 2022).
5. **Compatibilidad con microorganismos:** Al ser un biopolímero, el PLA tiene la capacidad de interactuar favorablemente con microorganismos, lo que facilita su colonización en la superficie del disco y mejora la efectividad de los tratamientos biológicos (Serna et al., 2011).
6. **Propiedades de superficie:** El PLA puede ser tratado para optimizar sus características superficiales, como la textura y la porosidad, lo que puede potenciar la adhesión de microorganismos y, en consecuencia, mejorar la efectividad del tratamiento (Serna et al., 2011).

4.3.3.4. Interacción con microorganismos

El desarrollo de discos para reactores biológicos debe tener en cuenta la interacción que estos tienen con los microorganismos y el sustrato. La forma y las propiedades superficiales de los discos son determinantes en la formación y el grosor del biofilm, lo cual impacta directamente en la eficacia del reactor (Deena et al., 2022).

En este análisis, se seleccionaron diferentes geometrías, tales como rejillas, hexágonos y círculos, para evaluar cómo cada diseño influye en la creación y el crecimiento del biofilm. Esta variedad en las formas y características de las superficies de los discos permite realizar una comparación sobre cómo los microorganismos responden a los distintos tipos de estructuras.

4.3.4. Inoculación de microorganismos y algas

El sistema de tratamiento diseñado para esta investigación se implementó a nivel de laboratorio y consta de tres etapas. En la primera y segunda etapa, se introducen microorganismos eficaces (Anexo B), mientras que en la tercera etapa se incorporan algas *Chlorella sp*, un tipo de microalga verde unicelular que pertenece al filo *Chlorophyta* (Tafur, 2021). Este enfoque permite un tratamiento secuencial y controlado de los microorganismos y las algas en el sistema.

Para la inoculación de microorganismos, se utiliza un cóctel denominado EM-1 (Anexo B), obtenido de la empresa EMBIOECSA, que incluye una variedad de microorganismos beneficiosos, tales como bacterias ácido-lácticas, bacterias fotosintéticas, levaduras, hongos de fermentación y actino bacterias. Para activar este cóctel, se preparó una mezcla que consiste en un 20% de azúcar morena, un 20% del líquido EM-1 y un 60% de agua destilada. Esta mezcla es esencial para activar los microorganismos y se aplica en las primeras dos etapas del sistema.

En cada una de las etapas, se requiere una solución que contenga nutrientes con 5 gramos de cada uno de los reactivos disueltos en un litro de agua destilada. Estos reactivos incluyen fosfato de sodio, cloruro de calcio, sulfato de magnesio heptahidratado, cloruro de sodio y fosfato de hidrógeno de potasio. Estos componentes se añaden a cada etapa del sistema para asegurar un ambiente óptimo para el crecimiento de los microorganismos y las algas.

Durante el proceso de adaptación y crecimiento de los microorganismos y algas en los estanques, se retiraron los discos para aplicarles Agar Agar con el objetivo de que la biopelícula formada sea más densa y se adhiera mejor a los discos. Esta capa de agar favorece la adhesión de los microorganismos, evitando que se desprendan y promoviendo un desarrollo más eficiente, lo que a su vez mejora la eficacia del sistema de tratamiento.

Además, se instalaron focos fluorescentes de 10W en el estante de las algas para proporcionar una mayor temperatura y luz, lo que ayuda a crear condiciones de temperatura de 15°C - 25°C para su crecimiento y una duración de luz de 12-16 horas. También se incorporó una bomba aireadora de pecera U-2800 que generan movimiento en el agua, ayudando a tener un nivel

adecuado de oxígeno disuelto, mantener las algas en la superficie en niveles más altos, asegurando que tuvieran contacto con los discos, ya que estos solo están sumergidos un 40%.

El sistema fue monitoreado durante un período de tres meses. Durante este tiempo, se realizó un seguimiento constante del estado de los microorganismos y las algas. Paulatinamente, se agregó agua destilada al sistema para compensar la evaporación, asegurando que el entorno permaneciera adecuado para el crecimiento de los microorganismos y las algas hasta que estuvieran bien adheridos a los discos (Anexo G).

4.4. Cálculos

Se diseñó un reactor de biodiscos en base al diámetro de las discos encontradas en la bibliografía donde se expone que “en estudios a escala de laboratorio, el tamaño puede ser mucho menor, hasta con discos de 10.5 cm de diámetro (Sugumar & Sadanandan, 2010)”. Además, se seleccionaron parámetros como el espesor de los discos, la cantidad de discos por etapa, las distancias entre discos y entre etapas, así como la proporción de los discos, basándose en recomendaciones de diversas fuentes y estudios previos sobre biodiscos, tanto en condiciones reales como en experimentos de laboratorio.

Por otro lado, para determinar la carga hidráulica, se consideraron tiempos de retención hidráulica de 12, 24 y 48 horas. Según Arenas & Jaramillo (2015), “los tiempos de retención hidráulica inferiores a 12 horas no lograron eliminar eficientemente los metales, mientras que con tiempos superiores a 24 horas se observaron mejoras significativas en la remoción de contaminantes”.

Para determinar la velocidad de giro de los discos en un Reactor Biológico Rotativo (RBC), se verificó el mínimo de revoluciones por minuto (rpm) que el motor de corriente continua podía alcanzar, estableciéndose en 4 rpm debido al peso de los discos.

Los cálculos necesarios se realizaron utilizando las ecuaciones descritas anteriormente, así como en otras fuentes consultadas, lo que nos permitió encontrar y verificar los resultados con la bibliografía. La Tabla 3 presenta las dimensiones clave consideradas en la configuración del sistema, incluyendo el número de etapas, la cantidad total de discos, y parámetros relevantes como el diámetro y espesor de los discos, la distancia entre ellos y la proporción sumergida. Estos parámetros son esenciales para optimizar el contacto entre el agua residual y la biopelícula microbiana, garantizando un rendimiento efectivo en la eliminación de contaminantes.

Tabla 3. Dimensiones para el diseño inicial de un sistema de contactores biológicos rotatorios.

Parámetro	Valor	Medida
<i>Etapas</i>	3	unidad
<i>Número total discos</i>	18	unidad
<i>Número de discos por etapa</i>	6	unidad
<i>Diámetro Discos</i>	0.2	m
<i>Espesor de los discos</i>	0.01	m
<i>Distancia entre discos</i>	0.04	m
<i>Distancia entre etapas</i>	0.065	m
<i>Proporción sumergida</i>	40	%

Con los datos establecidos en la tabla 3, se procede a calcular las áreas de los discos y el área sumergida. La Tabla 4 presenta los cálculos detallados, incluyendo el área superficial de cada disco dependiendo su forma, el área total de todos los discos y el área sumergida. Estos cálculos son fundamentales para determinar el espacio de contacto efectivo entre el agua residual y la biopelícula microbiana, optimizando así el proceso de tratamiento.

Tabla 4. Cálculos de las áreas de los discos.

Parámetro	Valor	Medida	Fórmula
<i>Área superficial de los discos en forma hexagonal</i>	0.98	m^2	Obtenido del programa del diseño
<i>Área superficial de los discos en forma de rejilla</i>	0.91	m^2	Obtenido del programa del diseño
<i>Área superficial de los discos en forma circular</i>	0.87	m^2	Obtenido del programa del diseño
<i>Área superficial de los discos</i>	2.76	m^2	Σ Área superficial de los discos de cada forma
<i>Diámetro sumergido</i>	0.08	m	$D_{su} = \text{Proporción sumergida} \times \text{Diámetro Discos}$
<i>Área sumergida superficial de cada disco</i>	0.005	m^2	$A_{su} = \pi \times \left(\frac{\text{Diámetro sumergido}}{2} \right)^2$
<i>Área sumergida total de los discos</i>	0.09	m^2	$A_{su_t} = A_{su} \times \text{Número total discos}$
<i>Área efectiva de discos para el tratamiento</i>	2.262	m^2	$A = \frac{\pi}{2} \times nt \times (D^2 - d^2)$

A partir de las ecuaciones establecidas anteriormente, se han calculado diversos parámetros del sistema de biodiscos, que son cruciales para el diseño y funcionamiento del reactor. La Tabla 5 detalla estos cálculos, que incluyen la longitud del reactor, el volumen de cada etapa y el volumen

efectivo total del reactor. Estos valores son esenciales para determinar la capacidad operativa del sistema y asegurar su eficiencia en el tratamiento de aguas.

Tabla 5. Cálculos de la capacidad operativa del sistema de biodiscos.

Parámetro	Valor	Medida	Fórmula
Longitud del reactor	1.17	m	$L = \text{longitud por etapas} \times \text{nro etapas}$
Longitud por etapas	0.39	m	$l = (e \times n) + a(n - 1) + 2b$
Volumen de cada etapa	0.0142	m ³	$V_{etapa} = H_{r+d} \times l * H_{r+d}$
Volumen total	0.043	m ³	$V_t = V_{etapa} \times \text{Etapas}$
Volumen efectivo total reactor	0.0359	m ³	$ve = (At \times L) - (Ad \times P \times e \times nt)$
Altura del reactor + disco	0.145	m	$H_{r+d} = 0,065 + \text{diámetro sumergido}$
Ancho total del reactor	0.25	m	$W_r = 0,05 + \text{diámetro discos}$

De esta manera, se obtiene un sistema de biodiscos con 1.17 metros de longitud, 25 cm de ancho y 14.5 cm de alto, compuesto por 3 etapas, cada una con 6 discos, totalizando 18 discos. Además, se evaluará cómo el tiempo de retención hidráulica y la velocidad de los discos influyen en el tratamiento, siendo el TRH fundamental para calcular el caudal a tratar, asegurando que cumpla con los requisitos establecidos.

Para evaluar el rendimiento del sistema de biodiscos, es fundamental calcular el caudal a tratar y otros parámetros operativos. A continuación, se presentan los resultados correspondientes a los tres caudales (Tabla 6, Tabla 7, Tabla 8), la respectiva carga hidráulica de cada caudal y el tiempo de retención hidráulica. Estos valores son esenciales para comprender cómo el sistema puede manejar eficientemente las aguas y cumplir con los estándares requeridos

Tabla 6. Cálculos respectivos del primer caudal a tratar.

Parámetro	Valor	Medida	Fórmula
Caudal	0.072	$\frac{m^3}{día}$	$Q = \frac{\text{Volumen efectivo del reactor}}{TRH}$
Carga Hidráulica	0.026	$\frac{m^3}{m^2 día}$	$CH = \frac{\text{Caudal}}{\text{Área superficial discos}}$

<i>Tiempo de retención hidráulica</i>		0.5		Día	Arenas & Jaramillo, 2015
<i>Revoluciones por minuto</i>	4	4	4	<i>rpm</i>	-
<i>Etapas</i>	1	2	3	-	-

Los resultados del primer cálculo indican que el sistema trata un caudal de $0.072 \frac{m^3}{día}$, con una carga hidráulica de $0.026 \frac{m^3}{m^2 día}$. Este caudal se complementa con un tiempo de retención hidráulica de 0.5 días, lo que permite a los microorganismos realizar su función de tratamiento, mientras que la revolución por minuto de 4 es fundamental para maximizar el tiempo de contacto en las tres etapas del reactor (Tabla 6).

Tabla 7. Cálculos respectivos del segundo caudal a tratar.

Parámetro	Valor	Medida	Fórmula		
<i>Caudal</i>	0.036	$\frac{m^3}{día}$	$Q = \frac{\text{Volumen efectivo del reactor}}{TRH}$		
<i>Carga Hidráulica</i>	0.013	$\frac{m^3}{m^2 día}$	$CH = \frac{\text{Caudal}}{\text{Área superficial discos}}$		
<i>Tiempo de retención hidráulica</i>	1	Días	Arenas & Jaramillo, 2015		
<i>Revoluciones por minuto</i>	4	4	4	<i>rpm</i>	-
<i>Etapas</i>	1	2	3	-	-

El segundo cálculo presenta un caudal de $0.036 \frac{m^3}{día}$, una carga hidráulica de $0.013 \frac{m^3}{m^2 día}$, con un tiempo de retención hidráulica de 1 día, el sistema asegura un tratamiento adecuado y eficiente. La revolución por minuto de 4 es crucial para mantener un contacto efectivo entre el agua y los discos, optimizando así el proceso de tratamiento (Tabla 7).

Tabla 8. Cálculos respectivos del tercer caudal a tratar.

Parámetro	Valor	Medida	Fórmula
<i>Caudal</i>	0.018	$\frac{m^3}{día}$	$Q = \frac{\text{Volumen efectivo del reactor}}{TRH}$
<i>Carga Hidráulica</i>	0.006	$\frac{m^3}{m^2 día}$	$CH = \frac{\text{Caudal}}{\text{Área superficial discos}}$

Tiempo de retención hidráulica		2		Días	Arenas & Jaramillo, 2015
Revoluciones por minuto	4	4	4	rpm	-
Etapa	1	2	3		-

Los resultados del tercer cálculo indican un caudal de $0.018 \frac{m^3}{día}$ y una carga hidráulica de $0.006 \frac{m^3}{m^2 día}$. El tiempo de retención hidráulica de 2 días favorece un tratamiento más prolongado, permitiendo una mayor interacción entre los microorganismos y el efluente. La revolución por minuto se mantiene constante tal como los anteriores caudales, lo que garantiza un rendimiento eficaz del sistema a lo largo de todas las etapas del tratamiento (Tabla 8).

4.5. Determinación de los parámetros del agua antes y después del tratamiento

El análisis de la calidad del agua se llevó a cabo en dos fases, la primera fase consiste en determinar parámetros in situ, como la temperatura y el oxígeno disuelto, parámetros importantes que suelen cambiar con la manipulación y cambio de locación; para poder observar cómo cambian estos parámetros al momento de determinarlos nuevamente ex situ. Luego se realizó los análisis en laboratorio, mediante distintos métodos (Tabla 9).

Tabla 9. Metodología de medición para parámetros físicos, químicos y biológicos del agua contaminada por actividades mineras.

	Parámetro	Método de determinación	Equipo
Parámetros físicos	Temperatura	Medición directa del pH	Termómetro (pH metro BT-600)
	Color	Método colorimétrico	Colorímetro DR-890
	Turbidez	Método de dispersión de luz	Turbidímetro 2100P
	Conductividad eléctrica	Método electroquímico	Multímetro portátil HQ40D
Parámetros químicos	pH	Medición directa del pH	pH-metro de lectura digital (pH metro BT-600)
	OD	Método electroquímico	Sonda medidora de oxígeno disuelto (Multímetro portátil HQ40D)
	DBO	Cálculo en función de la DQO	-
	DQO	Método de reflujos cerrado, colorimétrico	Espectrofotómetro DR 2800
	Cromo	Método espectrofotométrico	Espectrofotómetro DR 2800

	Zinc	Método espectrofotométrico	Espectrofotómetro DR 2800
	Cobre	Método espectrofotométrico	Espectrofotómetro DR 2800
Parámetros biológicos	Coliformes fecales	Número más probable	-
	Coliformes totales	Número más probable	-

Esta tabla proporciona una lista detallada de los parámetros físicos, químicos y biológicos, así como los métodos utilizados para determinar cada parámetro. En el proceso de medición de metales pesados se emplea el método de espectrofotometría, que se utiliza para cuantificar la concentración de ciertos contaminantes en el agua mediante la medida de la absorción de luz a diferentes longitudes de onda (Gamarra & Uceda, 2017).

Para garantizar la veracidad de los datos obtenidos, se llevaron a cabo tres pruebas en cada medición de los parámetros analizados (Anexo C, Anexo D). Se calcula el error estándar a partir de las tres muestras obtenidas, lo que permite una comprensión más profunda de la variabilidad y la precisión de los datos. Este cálculo se lleva a cabo utilizando la **Error estandar** = $\frac{\sigma}{\sqrt{n}}$ (Ecuación 10). Además, este enfoque permite obtener un valor promedio que representa de manera más exacta las condiciones reales del sistema (Anexo I).

$$Error\ estandar = \frac{\sigma}{\sqrt{n}} \text{ (Ecuación 10)}$$

Donde:

- σ = es la desviación estándar de los datos
- n = número de datos

Las condiciones experimentales se mantuvieron constantes en términos de caudal y carga hidráulica. Mientras que, los parámetros que variaron durante el experimento fueron el tiempo de retención hidráulica y las revoluciones por minuto. Estas variaciones permiten observar el impacto de cada uno de estos factores en la calidad del agua tratada.

4.5.1. Evaluación de los parámetros físicos del agua contaminada por actividades mineras, antes y después del tratamiento en un sistema de biodiscos

4.5.1.1. Temperatura

Se enjuaga el termómetro con agua destilada para evitar contaminaciones. A continuación, se recoge una muestra de agua a tratar en un vaso de precipitado de 500 ml y se inserta el termómetro, asegurándose de que no toque las paredes ni el fondo del recipiente. Se deja reposar durante 2 minutos antes de registrar la lectura (Valente, 2013).

4.5.1.2. Color

Para determinar el color en la muestra de agua, se utiliza el colorímetro DR/890, que mide en unidades platino-cobalto (PtCo) y otros parámetros. Se configura para medir en PtCo. Se llena una celda con 25 ml de agua destilada para establecer el blanco, y luego se llena otra celda con 25 ml de la muestra. Esta última se introduce en el equipo y se lee para obtener el resultado en mg/L PtCo (HACH Company, 2000).

4.5.1.3. Turbidez

Se emplea el turbidímetro 2100P de HACH para medir la turbidez en NTU (Unidades de Turbidez Nefelométrica). La muestra de agua se coloca en una celda, llenándola hasta la marca indicada. Se introduce la celda en el compartimiento del equipo, se lee y se espera a que la lectura se estabilice (HACH Company, 2000).

4.5.1.4. Conductividad Eléctrica

Para esta medición, se utiliza el multímetro portátil HQ40D, con la sonda que mide la conductividad en $\mu\text{S}/\text{cm}$. Se coloca aproximadamente 150 ml de la muestra en un vaso de precipitación. Se enciende el equipo y se coloca la sonda, se lee y se espera a que el valor se estabilice, anotando el valor medido (HACH Company, 2000).

4.5.2. *Evaluación de los parámetros químicos del agua contaminada por actividades mineras antes y después del tratamiento en un sistema de biodiscos*

4.5.2.1. pH

Se comienza enjuagando el electrodo de medición con agua destilada antes de insertar la muestra. En un vaso de precipitado, se coloca 500 ml de muestra de agua y se inserta el electrodo del pH-metro, esperando hasta obtener una lectura estable (HACH Company, 2000).

4.5.2.2. Oxígeno Disuelto

Del equipo multímetro portátil HQ40D, se coloca la sonda medidora de oxígeno disuelto. Se toma en un vaso de precipitado 500 mL de agua y se introduce el electrodo; esperando que cambie de color 3 veces la sonda para obtener un valor estable. (HACH Company, 2000).

4.5.2.3. Demanda Química de Oxígeno

El método de reflujó consiste en utilizar permanganato de potasio en un tubo de ensayo, al que se le añaden 2 mL de la muestra de agua contaminada, mientras que en otro se prepara agua destilada, siendo este nuestro blanco. Luego, se calienta en un bloque digestor a 150 °C durante al menos 2 horas (Anexo F). Una vez enfriado, se coloca el tubo de ensayo en el espectrofotómetro DR 2800 y se mide la cantidad de DQO (Clesceri et al., 1989).

Según Clesceri et al., 1989, se podría considerar a la demanda química de oxígeno (DQO) como “una medición indirecta de la cantidad de materia orgánica en una muestra”, por lo que se usa un oxidante químico para que reaccione con toda la materia orgánica presente y el permanganato de potasio reacciona entre el 95% al 100% de toda la materia orgánica presente.

4.5.2.4. Demanda Bioquímica de Oxígeno

Se calcula mediante la ecuación obtenida a través de modelos empíricos de regresión para la predicción de la DBO provenientes de varios análisis de aguas y contaminadas, llegando a valores constantes. Este tipo de ecuación se utiliza a menudo en ciencias medioambientales para evaluar la calidad del agua y los niveles de contaminación (Metcalf & Eddy, 2003; Romero, 2008, Utsev et al., 2013).

$$DBO = (0.589 * DQO) + 11.5 \text{ (Ecuación 11)}$$

Donde:

- DQO medida es el valor obtenido de la Demanda Química de Oxígeno

4.5.2.5. Determinación de Metales Pesados del Agua

Para la determinación de cada uno de los metales pesados se realiza mediante espectrofotometría, usando el Espectrofotómetro DR 2800.

- ✓ Para el Cromo se toma 10 mL de la muestra de agua contaminada en tubos de ensayo plástico. Primeramente, se coloca en la celda del espectrofotómetro una lectura previa sin reactivo que servirá como blanco. Luego, se coloca el reactivo CHROMAVER y se deja reaccionar durante 5 minutos. Después, se coloca una alícuota de disolución en la celda del espectrofotómetro y se lee el valor en mg/L (HACH Company, 2000).
- ✓ Para el Cobre se toma 10 mL de la muestra de agua contaminada en tubos de ensayo plástico. Primeramente, se coloca en la celda del espectrofotómetro una lectura previa sin reactivo que servirá como blanco. Luego, se coloca el reactivo CUPER y se deja reaccionar durante 5 minutos. Después, se coloca una alícuota de disolución en la celda del espectrofotómetro y se lee el valor en mg/L (HACH Company, 2000).
- ✓ Para el Zinc se toma 25 mL de la muestra de agua contaminada en tubos de ensayo plástico. Primeramente, se coloca el reactivo ZINCOVER y se deja reaccionar durante 3 minutos, se toma una muestra y este será el blanco. Se añade 0.5 mL de Hexano y se deja reaccionar durante 30 segundos, se coloca una alícuota de disolución en la celda del espectrofotómetro y se lee el valor en mg/L (HACH Company, 2000).

4.5.3. Evaluación de los parámetros biológicos del agua contaminada por actividades mineras antes y después del tratamiento en un sistema de biodiscos

4.5.3.1. Coliformes Totales y Coliformes Fecales

El procedimiento para identificar coliformes fecales y coliformes totales se basa en el método del Número Más Probable (NMP), que consiste en la siembra de tres tubos, 9 mL de agar agar y 1 ml de la muestra de agua. En los tres primeros tubos, se coloca 1 mL de la muestra de agua, luego, en los segundos tres tubos, se coloca 1 mL de los 3 primeros tubos, y en los terceros tres tubos, se coloca 1 mL de los segundos tubos, obteniendo diluciones.

Después de 24 horas de incubación a 37.5 °C, se contabilizan los tubos positivos (aquellos en los cuales existe la presencia de oxígeno y cambio de color de cultivo) y los negativos (aquellos cuyo color de cultivo permanece igual que al inicio y no existe presencia de oxígeno). Finalmente, se utiliza la tabla de número más probable, que proporciona un índice de NMP (Rodier et al., 2009)

4.6. Análisis adicionales

4.6.1. Variación en las revoluciones por minuto

Dado que la bibliografía existente no proporciona información clara sobre las revoluciones por minuto en sistemas de biodiscos a escala de laboratorio, se decidió variar este parámetro a 7 rpm (valor máximo que se llega sin que se desprenda la biopelícula) para evaluar lo que se menciona en la literatura, ya que según Arenas y Jaramillo (2015), al incrementar la velocidad de rotación, se puede tener beneficios significativos, como mejorar la aireación y aumentar el contacto entre la biopelícula microbiana y el agua residual.

4.6.2. Impacto combinado de los microorganismos y las algas en el tratamiento del agua.

El sistema de biodiscos está compuesto por tres recipientes. En los dos primeros, se utilizan microorganismos eficaces, como bacterias ácido-lácticas, bacterias fotosintéticas, levaduras, hongos de fermentación y actinobacterias, mientras que en el tercero se incorporan algas *Chlorella*. Como se muestra en el Esquema 1, se realizan dos muestreos: el primero evalúa la eficiencia de los microorganismos en la mejora de las condiciones del agua; el segundo muestreo analiza cómo, a partir de la reducción de los microorganismos, las algas pueden lograr una disminución aún mayor en los niveles de contaminantes. Este enfoque permite observar el impacto combinado de los microorganismos y las algas en el tratamiento del agua.

4.7. Análisis estadísticos

Con el objetivo de determinar la viabilidad y eficiencia de los sistemas de contactores biológicos rotativos en el tratamiento de aguas contaminadas por actividades mineras, se evaluará cómo el tiempo de retención hidráulica, las revoluciones por minuto del disco y el uso de microorganismos o algas afectan la eficiencia de la remoción de contaminantes del agua. Para esto, se usa el programa Rstudio, en donde se analizan los grupos de datos mediante análisis estadístico, estableciendo variables dependientes e independientes:

- Variables independientes: antes del tratamiento y después del tratamiento.
- Variables dependientes: Temperatura, oxígeno disuelto, DBO, DQO, conductividad eléctrica, cromo, zinc, cobre, coliformes fecales y coliformes totales.

Primeramente, se realiza una prueba de Shapiro-Wilk para evaluar si los datos siguen una distribución normal. Esta prueba se utiliza para verificar la normalidad de los datos antes de aplicar ciertos análisis estadísticos paramétricos que asumen normalidad en la población subyacente (Razali & Wah, 2011).

Esta prueba es importante para la elección de los métodos estadísticos que se utilizarán en el análisis posterior, puesto que, para las variables que no son normales, se usan pruebas no paramétricas, como la prueba de Kruskal-Wallis y para las variables que sí presentan una distribución normal pueden ser analizadas con métodos paramétricos, como el ANOVA, para evaluar las diferencias entre grupos.

Para verificar se utiliza las hipótesis de normalidad:

- Hipótesis Nula (H_0): La variable sigue una distribución normal.
- Hipótesis Alternativa (H_1): La variable no sigue una distribución normal.

Además de interpretarse mediante el uso del p-valor:

- Si el p-valor obtenido de la prueba de Shapiro-Wilk es menor que el nivel de significancia (0.05), se rechaza la hipótesis nula (H_0), lo que sugiere que la variable no sigue una distribución normal.
- Si el p-valor es mayor que el nivel de significancia (0.05), no se puede rechazar la hipótesis nula (H_0), lo que sugiere que la variable puede considerarse normalmente distribuida.

Luego, se analiza si los datos tienden a la linealidad utilizando el coeficiente de correlación de Pearson, que explora cómo cambian dos variables juntas y evalúa la fuerza y dirección de la relación entre ellas (Yuan et al., 2024). El coeficiente de correlación de Pearson se utiliza para medir la relación que existe entre dos variables (Cohen et al., 2009), interpretándose de la siguiente manera:

- ✓ **Correlación negativa (menor a cero):** Cuando el coeficiente es negativo, indica que las variables están inversamente relacionadas; es decir, al aumentar una, la otra tiende a disminuir.
- ✓ **Correlación positiva (mayor a cero):** Un valor de +1 representa una correlación positiva perfecta, lo que implica que ambas variables se mueven en la misma dirección; cuando una aumenta, la otra también lo hace.
- ✓ **Correlación nula (igual a cero):** Un coeficiente de cero sugiere que no hay una relación lineal entre las variables. Sin embargo, esto no descarta la posibilidad de que exista alguna relación no lineal entre ellas.

Si los datos siguen una distribución normal, se realiza el análisis de varianza ANOVA de tres factores para explorar si la combinación de los tres factores tiene un efecto diferente en la variable dependiente que los efectos individuales de cada factor. Se analiza el efecto combinado de las revoluciones por minuto, el tiempo de retención hidráulica y el uso de microorganismos y algas en los parámetros. Esto es importante porque a veces los efectos de un factor dependen del nivel del otro (Kim, 2014).

Si los datos no siguen una distribución normal, se realiza una prueba de Kruskal-Wallis, la cual es idéntica al ANOVA y ayuda a ver si existen diferencias a nivel estadístico entre dos o más grupos de una variable independiente en una dependiente (Ostertagova et al., 2014).

4.7.1. Análisis en Rstudio

Para evaluar los datos obtenidos en el estudio, se llevó a cabo un análisis estadístico que incluyó las etapas mencionadas anteriormente (Anexo H) y detalladas a continuación:

- 1) **Definición de los Datos:** Se creó un conjunto de datos utilizando un ``data.frame`` en RStudio, que contenía las siguientes variables:
 - Tiempo de retención (días)
 - Revoluciones por minuto
 - Etapa del proceso (Microorganismos o Algas)
 - Variables fisicoquímicas como temperatura, color, turbidez, pH, oxígeno disuelto, DBO, DQO, conductividad eléctrica, cromo, zinc, cobre, coliformes fecales y coliformes totales.
- 2) **Prueba de Normalidad:** Se aplicó la prueba de Shapiro-Wilk para evaluar la normalidad de las variables fisicoquímicas. Esta prueba permite determinar si los datos siguen una

distribución normal, lo cual es un requisito previo para realizar ciertos análisis estadísticos. Los resultados de esta prueba se almacenaron en un `data.frame`, que incluía el estadístico W y el valor p correspondiente para cada variable.

- 3) **Cálculo de Correlaciones:** Se calcularon las correlaciones entre cada variable fisicoquímica y los factores de interés: tiempo de retención y revoluciones por minuto. Esto se realizó utilizando la función `cor()` y los resultados se organizaron en un nuevo `data.frame` que mostraba las correlaciones obtenidas.
- 4) **ANOVA de 3 Factores:** Para las variables que mostraron una distribución normal ($p > 0.05$ en la prueba de Shapiro-Wilk), se realizó un análisis de varianza (ANOVA) de 3 factores. Este análisis permitió evaluar el efecto de la etapa del proceso, el tiempo de retención y las revoluciones por minuto sobre cada variable fisicoquímica. Los resultados del ANOVA se presentaron junto con un resumen que incluía los valores de significancia.
- 5) **Prueba no Paramétrica (Kruskal-Wallis):** Para las variables que no siguieron una distribución normal ($p \leq 0.05$), se aplicó la prueba de Kruskal-Wallis. Esta prueba no paramétrica se utilizó para comparar las medianas de las variables fisicoquímicas entre los diferentes grupos definidos por la etapa del proceso, el tiempo de retención y las revoluciones por minuto. Los resultados de estas pruebas se reportaron indicando el estadístico de prueba y el valor p.

Capítulo V

5. Resultados y discusión

5.1. Diseño del sistema de biodiscos mixtos

5.1.1. Características de la muestra de agua contaminada utilizada para evaluar el sistema de biodiscos.

La muestra de agua que fue recolectada en el punto previamente mostrado del río Santa Bárbara, un área conocida por presentar niveles de contaminación con metales pesados. Se analizó realizando tres repeticiones en la mayoría de los parámetros evaluados y a partir de estas repeticiones, se calcularon el valor promedio y el error estándar, lo que nos permitió obtener las siguientes características:

Respecto a las propiedades física, el color varió entre 428 y 430 PtCo, con un error estándar de 0.57 (Figura 1).

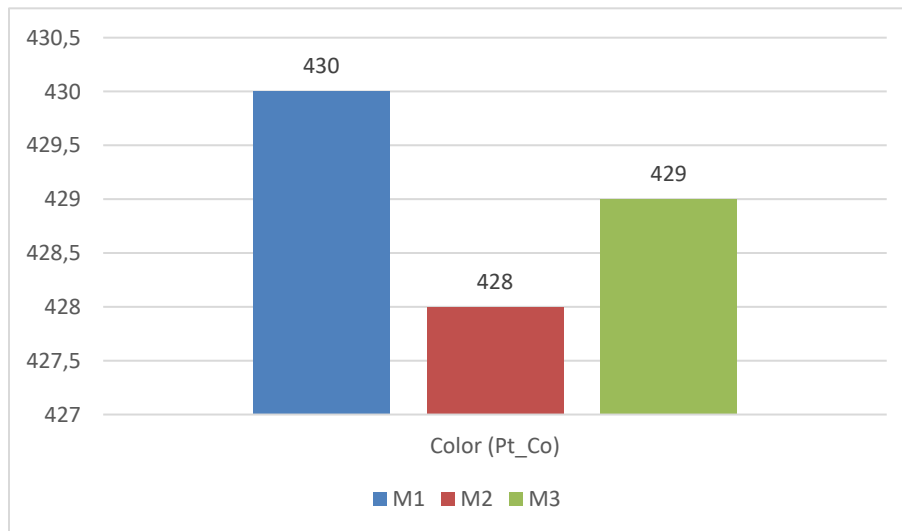


Figura 1. Color inicial

La turbidez, otro parámetro importante, presentó valores que oscilan entre 75.1 y 80.2 NTU, con un error estándar de 1.49 (Figura 2).

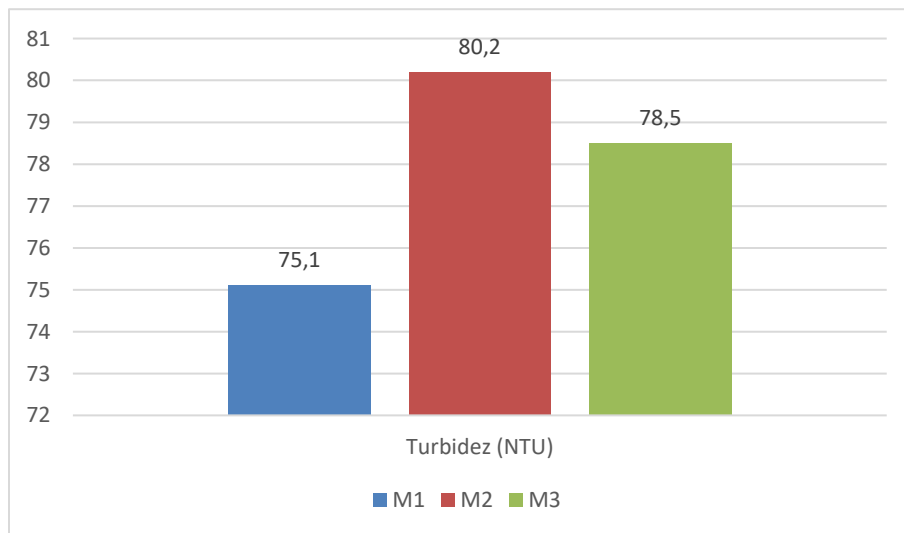


Figura 2. Turbidez inicial

Por último, en términos de conductividad eléctrica, se registraron valores entre 60.7 y 61.9 $\mu\text{S}/\text{cm}$, con un error estándar de 0.38 (Figura 3).

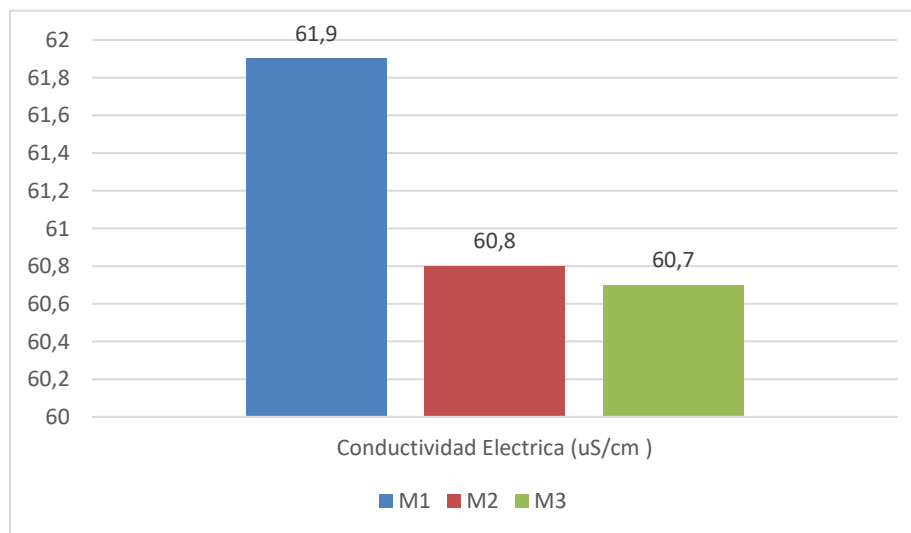


Figura 3. Conductividad eléctrica inicial

Respecto a las propiedades químicas, el oxígeno disuelto mostró un rango de 8.39 a 8.75 mg/L, con un error estándar de 0.10 (Figura 4).

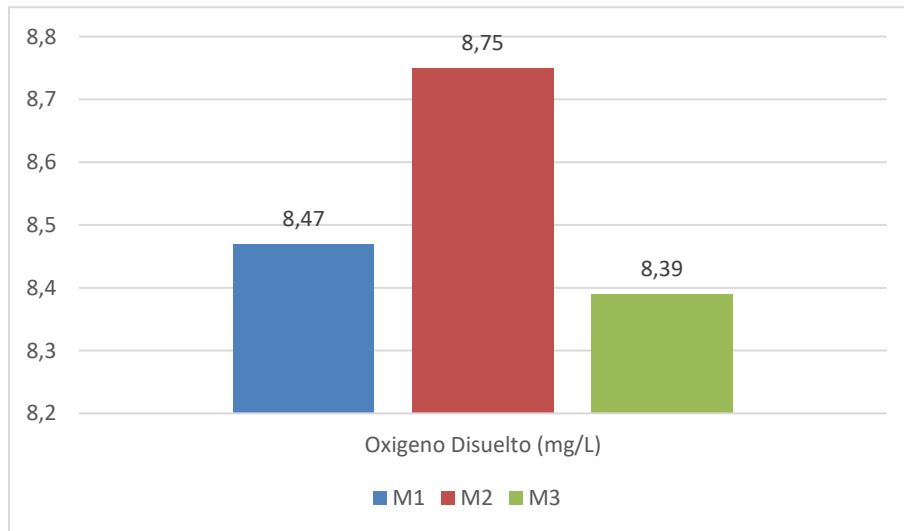


Figura 4. Oxígeno disuelto

Para los parámetros de Demanda Biológica de Oxígeno (DBO) y Demanda Química de Oxígeno (DQO), se realizaron mediciones que arrojaron valores de 98.67 mg/L y 148 mg/L, respectivamente (Figura 5).

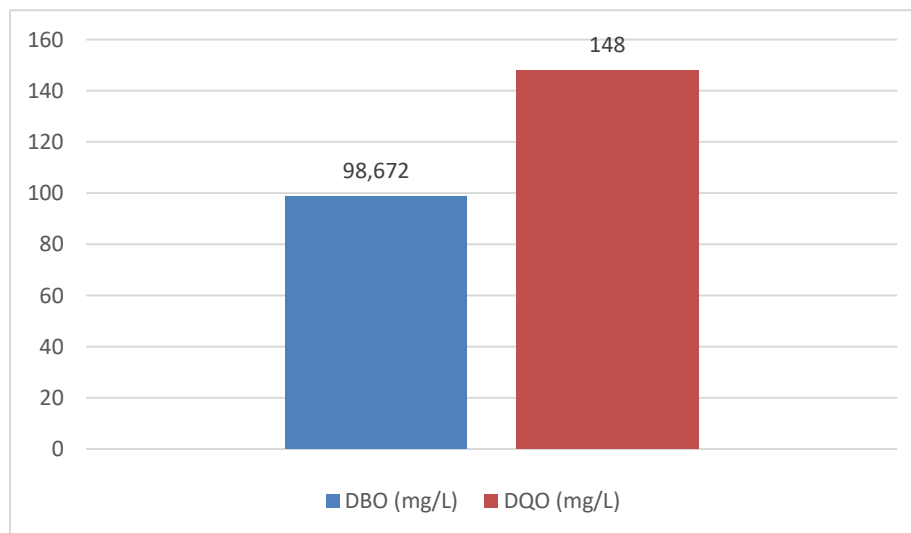


Figura 5. DBO y DQO inicial

En cuanto a los contaminantes metálicos, se observó que el zinc mostró valores que fluctúan entre 0.14 y 0.18 mg/L, con un error estándar de 0.011 (Figura 6).

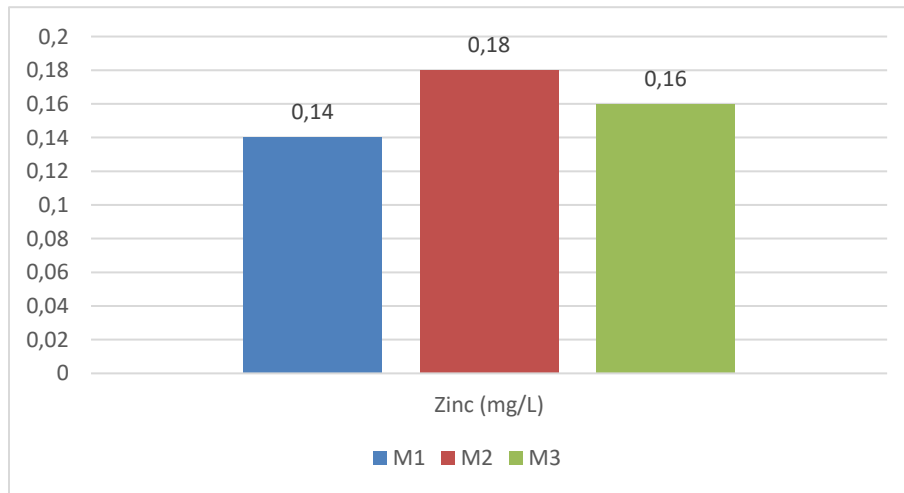


Figura 6. Zinc inicial

El cromo presenta un rango de concentración que varía entre 0.06 y 0.08 mg/L, con un error estándar de 0.007 entre las tres muestras analizadas (Figura 7).

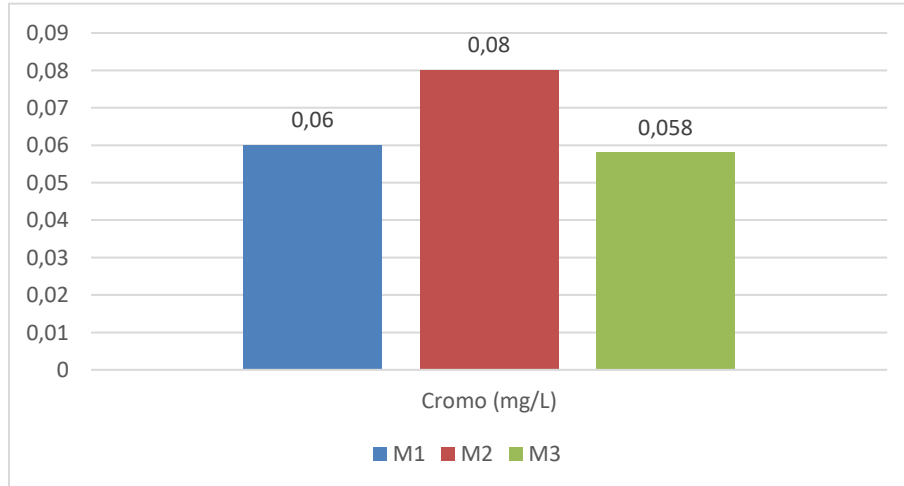


Figura 7. Cromo inicial

Además, el cobre se encontró en un rango de 0.19 a 0.21 mg/L, mostrando un error estándar de 0.005 (Figura 8).

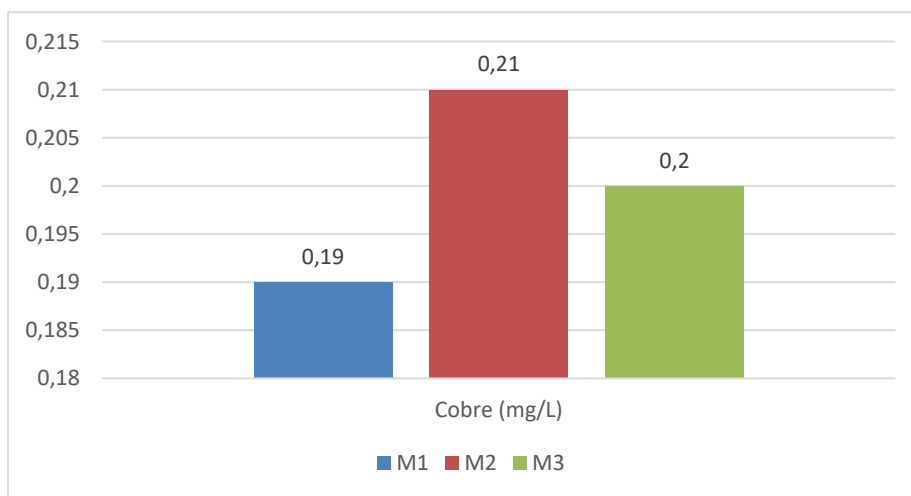


Figura 8. Cobre inicial

En lo que respecta a la microbiología del agua, se detectaron coliformes fecales y totales, presentando valores de 150 NMP/100 mL y 4,800 NMP/100 mL, respectivamente (Figura 9).

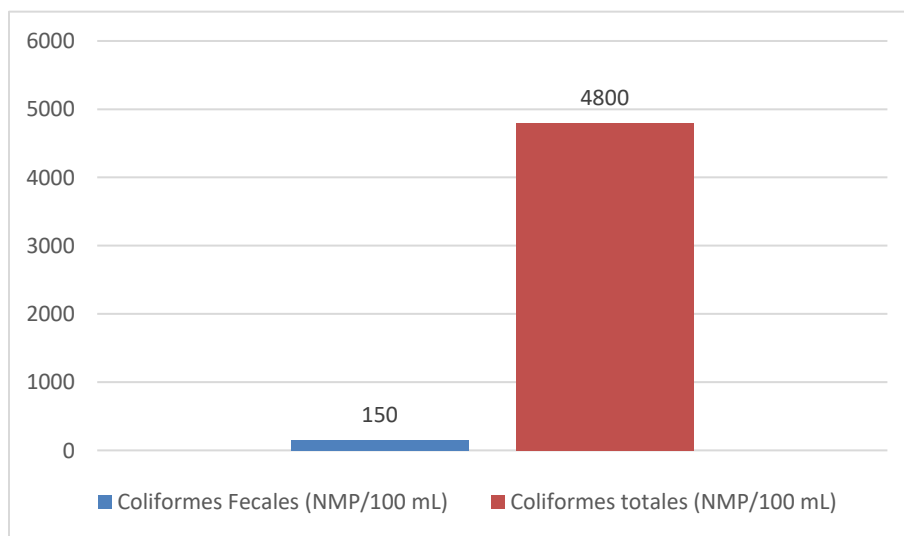


Figura 9. Coliformes fecales y totales iniciales

5.1.2. Características del sistema de biodiscos propuesto

La Tabla 10 detalla los parámetros del sistema de biodiscos a escala de laboratorio realizado, incluyendo el número total de discos (18), la cantidad de discos por etapa (6), la longitud total del

reactor (1.17 metros) y las dimensiones de cada etapa (0.39 metros de longitud, 0.145 metros de altura y 0.25 metros de ancho). Además, se especifican los caudales de tratamiento evaluados (0.072, 0.036 y 0.018 $\frac{m^3}{día}$), las cargas hidráulicas correspondientes (0.123, 0.063 y 0.032 $\frac{m^3}{m^2 día}$) y los tiempos de retención hidráulica (0.5, 1 y 2 días).

Tabla 10. Dimensiones del sistema de biodiscos.

Parámetro	Valor	Medida
<i>Etapas</i>	3	unidades
<i>Número total discos</i>	18	unidades
<i>Número de discos por etapa</i>	6	unidades
<i>Diámetro Discos</i>	0.2	<i>m</i>
<i>Espesor de los discos</i>	0.01	<i>m</i>
<i>Distancia entre discos</i>	0.04	<i>m</i>
<i>Distancia entre etapas</i>	0.065	<i>m</i>
<i>Proporción sumergida</i>	40	%
<i>Longitud total del reactor</i>	1.17	<i>m</i>
<i>Longitud de cada etapa</i>	0.39	<i>m</i>
<i>Altura</i>	0.145	<i>m</i>
<i>Ancho</i>	0.25	<i>m</i>
<i>Caudal</i>	0.072	$\frac{m^3}{día}$
	0.036	$\frac{m^3}{día}$
	0.018	$\frac{m^3}{día}$
<i>Carga Hidráulica</i>	0.026	$\frac{m^3}{m^2 día}$
	0.013	$\frac{m^3}{m^2 día}$
	0.006	$\frac{m^3}{m^2 día}$
<i>Tiempo de retención hidráulica</i>	0.5	<i>días</i>
	1	<i>días</i>
	2	<i>días</i>
<i>Revoluciones por minuto</i>	4	<i>rpm</i>
	7	<i>rpm</i>

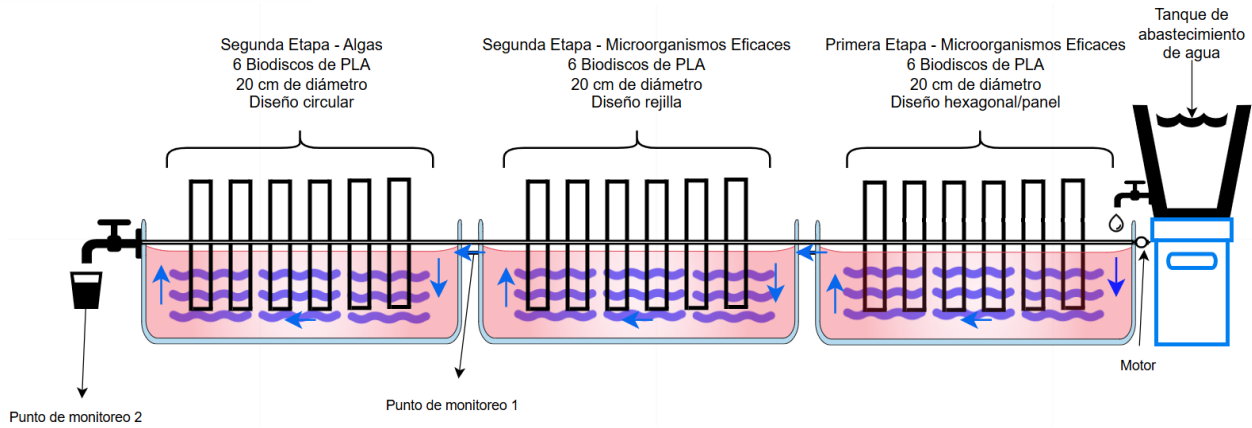
En cuanto a los componentes del sistema (Tabla 11), se destaca la presencia de un tubo de 1/2" utilizado como eje central, cuatro rulimanes que facilitan la fricción y el giro, cuatro piezas de soporte que soportan a los rulimanes y permiten el paso del agua entre etapas, tres bandejas que actúan como reactores en cada etapa, un motor de corriente continua que acciona el sistema de rotación, dos engranajes que complementan el motor, un mini UPC para las interrupciones de

luz y diversos componentes electrónicos que conforman una placa de control para estabilizar el motor, regular el paso de corriente y las velocidades de rotación. El montaje del sistema (Imagen 4, Imagen 5) se realizó en el laboratorio de Calidad del Agua de la Universidad de Cuenca, en el campus Balzay.

Tabla 11. Componentes materiales del sistema.

Componentes	Cantidad	Descripción
<i>Tubo de 1/2 "</i>	1	Usado como medio de soporte y eje central
<i>Rulimanes</i>	4	Ayuda a la fricción entre el eje central y las piezas de soporte, sirve de apoyo y facilita el giro al motor, Impresas a 3D
<i>Piezas de soporte</i>	4	Soportan a los rulimanes y dan paso de agua de un reactor a otro, a su vez la salida de agua
<i>Bandejas</i>	3	Son los reactores de cada etapa
<i>Motor de corriente continua</i>	1	Sirve para el sistema de rodamiento
<i>Engranajes</i>	2	Complementan al motor de corriente continua
<i>Componentes electrónicos</i>	Varios	Conforman una placa que ayuda a estabilizar al motor, el paso de corriente y las velocidades de rotación. Compuesto de potenciómetro, resistencias, capacitores, entre otros.

El sistema consta de tres etapas (Imagen 4), donde el agua contaminada ingresa desde la primera etapa mediante un tanque de abastecimiento. Posteriormente, el flujo de agua avanza de manera secuencial a través de la primera, segunda y tercera etapa, sin recirculación; permitiendo junto al tiempo de retención hidráulica, un tratamiento escalonado a lo largo de las diferentes etapas del sistema. Finalmente, el agua tratada sale del sistema para su posterior medición (Esquema 1).



Esquema 1. Esquema del sistema de biodiscos y sus puntos de monitoreo.

Cada una de las tres etapas está compuesta por un conjunto distintos de discos rotatorios sumergidos parcialmente en el agua (Imagen 5). Estos discos, fabricados en material PLA, tienen un diámetro de 0.2 metros y un espesor de 0.01 metros, con una distancia de 0.04 metros entre ellos. Asimismo, la distancia entre las etapas es de 0.065 metros, y la proporción sumergida de los discos es del 40%.



Imagen 4. Sistema montado en el laboratorio.



Imagen 5. Etapas del sistema con diferentes diseños de disco a) Etapa 1: microorganismos eficaces, b) Etapa 2: microorganismos eficaces y c) Etapa 3: algas *Chlorella*.

5.1.3. Verificación de parámetros

Todos los parámetros cumplen con lo establecido en la bibliografía encontrada (Tabla 12), tanto para sistemas de biodiscos a escala real, como en sistemas implementados a escala de laboratorio. Esto ayuda a garantizar que el sistema tendrá resultados exitosos en el tratamiento de las aguas contaminadas por la minería.

Tabla 12. Cumplimiento de distintos parámetros encontrados en la bibliografía.

Parámetros encontrados en la bibliografía	Parámetros del sistema	Cumple
Área de los discos sumergida	40%	Sí
Diámetro de los discos	20 cm	Sí
Número de etapas	3	Sí
Espaciado de discos	4 cm	Sí
Carga hidráulica	0.006 $\frac{m^3}{m^2 día}$	Sí
Tiempo de retención hidráulica	48 horas	Sí

Velocidad de giro de los discos	1 - 2 rpm escala real		No
	7 - 10 rpm para estudios y discos de 45 cm	4 rpm 7 rpm	Sí
	40 rpm para estudios y discos de 23 cm		Sí

5.1.4. Formación de biofilm

La formación de biofilm se llevó a cabo de manera exitosa luego de 3 meses de inoculación en los tres tipos de discos, siendo mucho más notoria en los microorganismos eficaces (etapa 1 y 2), puesto que las algas (etapa 3) no formaron una biopelícula gruesa, aunque su presencia en las paredes del tanque, fueron más notorias que en la etapa 1 y 2 (Imagen 6).



Imagen 6. Biopelículas a) Algas en el disco b) Microorganismos en el disco y c) Algas en el tanque.

5.2. Análisis de calidad de agua

5.2.1. Parámetros in situ

Se obtuvieron dos datos "in situ" (Tabla 13), que representan las características del agua del río en su estado natural, mientras que los "Datos de laboratorio" fueron obtenidos en el laboratorio, previo al tratamiento en el sistema de biodiscos.

Tabla 13. Resultados de parámetros in situ en el lugar de la toma de muestra de agua.

Parámetros	Datos in situ	Datos de laboratorio	Unidad
Temperatura	13.6	15.6	°C
Oxígeno Disuelto	8.25	8.53	mg/L

Al comparar los datos in situ y ex situ, se observan variaciones en los parámetros analizados. La temperatura aumentó de 13.6°C in situ a 15.6°C en el laboratorio, debido a las condiciones

ambientales más cálidas del laboratorio que son de aproximadamente 18°C. Por otro lado, el oxígeno disuelto se incrementó de 8.25 mg/L a 8.53 mg/L.

A pesar de que la relación de temperatura y oxígeno disuelto es inversamente proporcional (Kulkarni, 2016), diciendo que, a mayor temperatura, menor oxígeno disuelto y viceversa, su incremento se debió a dos factores:

1. Movimiento durante el transporte
2. Relación de Altitud y presión atmosférica. - Al igual que con la temperatura, la relación entre la altitud y el oxígeno disuelto es inversamente proporcional (Miao & Zhang, 2024), lo que quiere decir que, a menor altitud, la concentración de oxígeno disuelto es alta debido a la mayor presión atmosférica), siendo que Cuenca está a 2 560 metros sobre el nivel del mar y Sígsig a una altitud media de 2 938 metros sobre el nivel del mar, dando como consecuencia un aumento en el oxígeno disuelto.

5.3. Parámetros físicos del agua contaminada por actividades mineras, antes y después del tratamiento a 4 rpm.

5.3.1. Temperatura

Antes del tratamiento, la temperatura del agua era de 15.6°C. Después del tratamiento, se tomaron 3 muestras para verificar la variabilidad de los datos, siendo que, la temperatura aumentó a 16.8°C en 0.5 días, 16.6°C en 1 día, hasta llegar a 16.4°C en 2 días, con errores estándar de 0 (Tabla 14).

Por otro lado, estos resultados se encuentran dentro de los límites establecidos por el TULSMA (2003), en el Libro VI, Anexo I, Tabla 3: criterios de calidad admisibles para la preservación de la flora y fauna en aguas dulces, frías o cálidas y aguas marinas y de estuario; e indican que la temperatura no debe superar en más de 3°C a las condiciones normales.

Tabla 14. Variación de la temperatura durante el tratamiento

Parámetros	Unidad	Antes del tratamiento	n	Variación después del tratamiento (promedio)		
				0.5 (TRH)	1 (TRH)	2 (TRH)
Temperatura	°C	15.6	3	16.8 ± 0	16.6 ± 0	16.4 ± 0

En los resultados, este aumento en la temperatura se puede atribuir a las condiciones del espacio controlado, considerando que el laboratorio tiene, aproximadamente, 18°C, mostrando que el proceso alcanzó estabilidad térmica, lo que puede ser beneficioso para la eficiencia del tratamiento. Según el estudio de Auz (2020), que utilizó la microalga *Chlorella sp*, menciona que el valor óptimo de crecimiento y desarrollo se encuentra entre 16 y 27°C; mientras que, para los microorganismos eficaces están entre 15 y 30 °C.

El tratamiento aplicado fue efectivo al no alterar de forma significativa la temperatura de la muestra de agua contaminada, dentro del rango recomendado, de hecho, el aumento máximo de la temperatura fue de aproximadamente el 7.69% a 0.5 días (Figura 10).

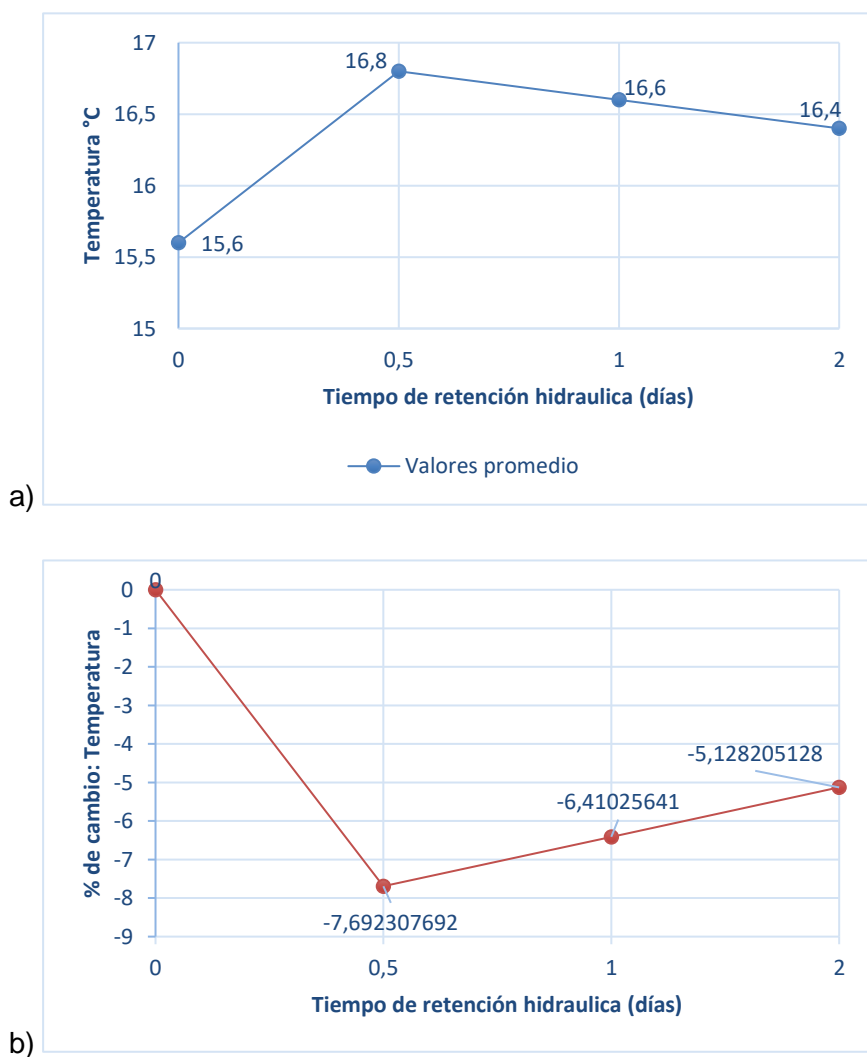


Figura 10. Variación de la temperatura durante el tratamiento. a) Valores promedios de medición, b) porcentaje de cambio con relación al valor inicial.

5.3.2. Color

Antes del tratamiento, el agua presentaba un color de 429 PtCo, tras el tratamiento, se tomaron 3 muestras para verificar la variabilidad de los datos, siendo que, los niveles de color disminuyeron progresivamente; a los 0.5 días alcanzaron 186.33 PtCo promedio con error estándar de 0.33, a 1 día con 37.33 PtCo promedio con error estándar de 0.67 y a los 2 días con 30.67 PtCo promedio con error estándar de 0.67 (Tabla 15).

Por otro lado, el valor inicial, de 429 PtCo, excedía los límites permisibles establecidos en el TULSMA (2003), Libro VI, Anexo I, Tabla 1, que estipula un máximo de 100 PtCo para aguas destinadas al consumo humano y uso doméstico, únicamente requieren un tratamiento convencional. Sin embargo, después del tratamiento, los valores de color quedaron dentro de los límites permitidos.

Tabla 15. Color antes y después del tratamiento.

Parámetros	Unidad	Antes del tratamiento	n	Después del tratamiento (promedio)		
				0.5 (TRH)	1 (TRH)	2 (TRH)
Color	PtCo	429 ± 0.57	3	186.33 ± 0.33	37.33 ± 0.67	30.67 ± 0.67

El tratamiento logró una reducción significativa en el color de la muestra de agua, alcanzando un porcentaje de remoción del 92.85% a los dos días (Figura 11). Este resultado es consistente con estudios previos, como el de Pakshirajan et al. (2011), que reportó una eficiencia de remoción del 85% en el tratamiento de aguas residuales sintéticas con colorantes azoicos simples y combinados mediante el uso de contactores biológicos rotativos.

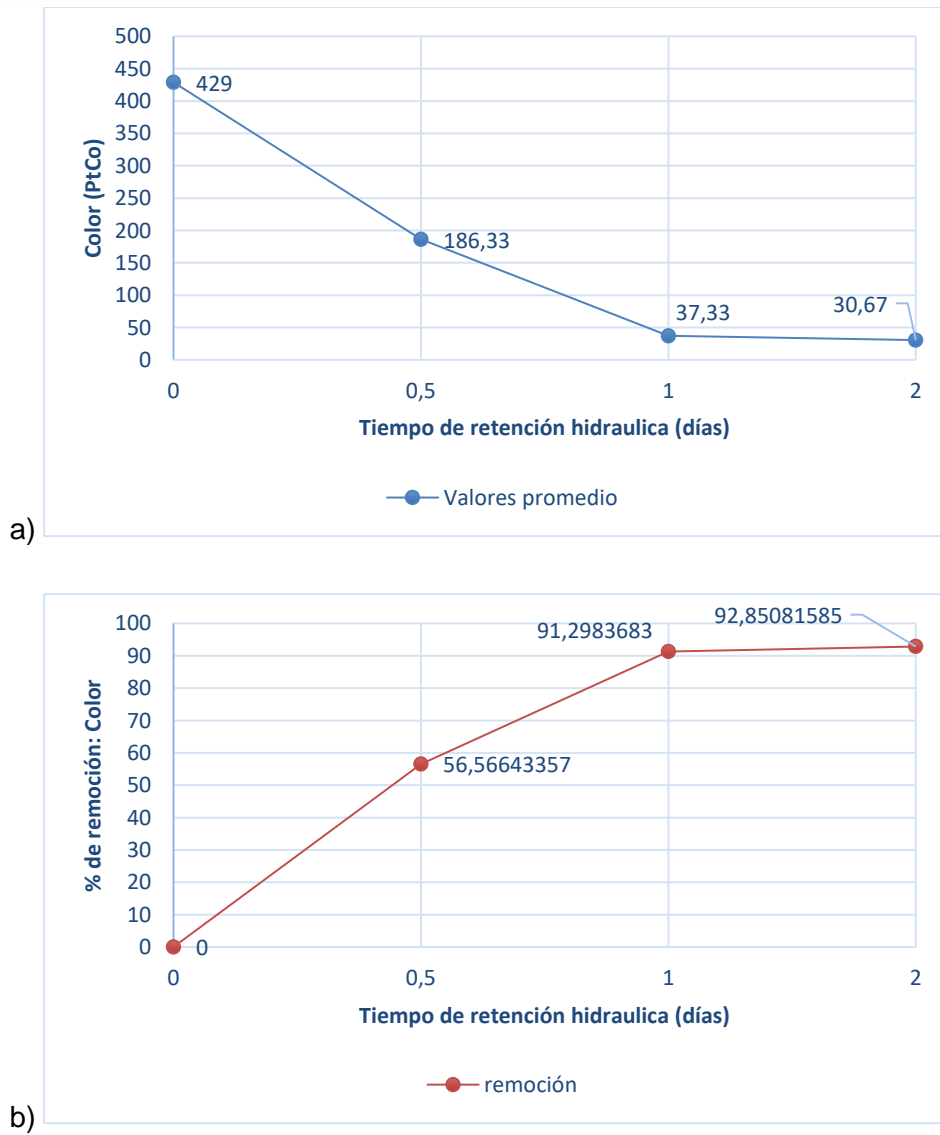


Figura 11. Efecto del tratamiento de biodiscos mixtos sobre el color. a) Valores promedios de medición, b) Porcentajes de remoción.

5.3.3. Turbidez

Antes del tratamiento, la turbidez de la muestra de agua contaminada era de 77.9 NTU. Después de aplicar el tratamiento, se tomaron 3 muestras para verificar la variabilidad de los datos y se observó una disminución significativa de la turbidez. A 0.5 días la turbidez estuvo a 11.33 NTU promedio con error estándar de 0.33; a 1 día de aplicación, se redujo a 8.33 NTU promedio con error estándar de 0.67. Sin embargo, a los 2 días, la turbidez aumentó ligeramente a 10.83 NTU promedio con error estándar de 0.33 (Tabla 16).

Tabla 16. Turbidez antes y después del tratamiento.

Parámetros	Unidad	Antes del tratamiento	n	Después del tratamiento (promedio)		
				0.5 (TRH)	1 (TRH)	2 (TRH)
Turbidez	NTU	77.9 ± 1.49	3	11.33 ± 0.33	8.33 ± 0.67	10.83 ± 0.33

El aumento de la turbidez a los 2 días puede deberse a la resuspensión de algunos sólidos sedimentados o a la generación de nuevas partículas debido a procesos biológicos como la descomposición de materia orgánica o la actividad de los microorganismos. Estos resultados son consistentes con los hallazgos de Arzamendia (2020), quien reportó una reducción de turbidez de 76 NTU a 20.8 NTU, aunque al finalizar el tratamiento, la turbidez aumentó nuevamente a 27.9 NTU debido al desprendimiento de la biopelícula.

Por otro lado, no se establece un límite permisible específico para la turbidez en cuanto a la preservación de la vida acuática y silvestre. No obstante, los valores obtenidos en este estudio son bajos, e inclusive, se encuentran dentro del Acuerdo Ministerial 097-A (2015) que considera límites máximos permisibles para aguas de consumo humano y uso doméstico, los cuales requieren un tratamiento convencional, que establece un valor máximo de 100 NTU. Por lo que, el tratamiento fue efectivo para la reducir turbidez de la muestra de agua contaminada, de hecho, el porcentaje máximo de reducción fue de 89.30% a 1 día de tratamiento (Figura 12).

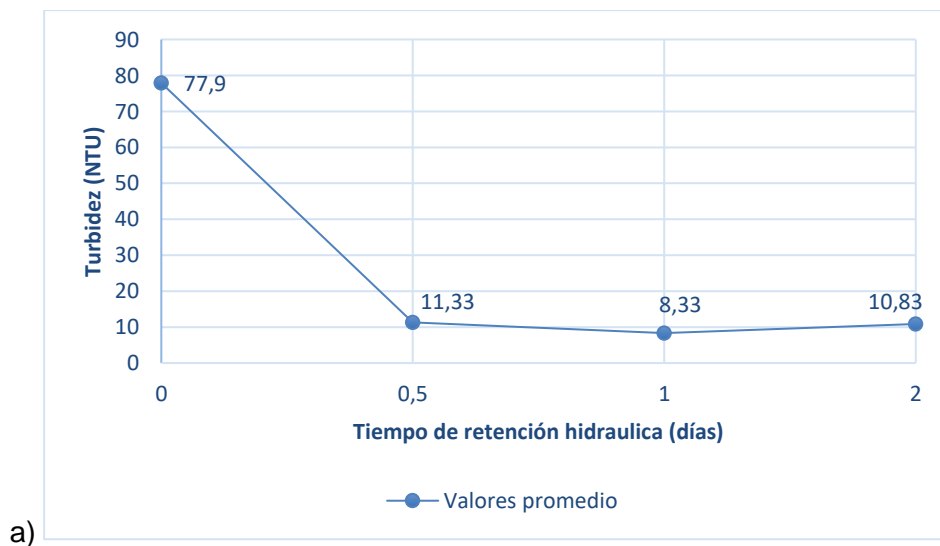




Figura 12. Efecto del tratamiento de biodiscos mixtos sobre la turbidez. a) Valores promedios de medición, b) Porcentajes de remoción.

5.3.4. Conductividad eléctrica

Antes del tratamiento, la conductividad eléctrica (CE) era de 61.1 $\mu\text{S/cm}$, reflejando una alta concentración de iones disueltos. Tras el tratamiento, se tomaron 3 muestras para verificar la variabilidad de los datos y se observó que disminuyó a 28.3 $\mu\text{S/cm}$ promedio con un error estándar de 0.067 en 0.5 días, a 1 día, aumentó a 43.2 $\mu\text{S/cm}$ promedio con un error estándar de 0.1, posiblemente por liberación de iones durante procesos biológicos, y a los 2 días disminuyó nuevamente a 40.3 $\mu\text{S/cm}$ promedio con un error estándar de 0.1, mostrando una estabilización (Tabla 17).

Tabla 17. Conductividad eléctrica antes y después del tratamiento.

Parámetros	Unidad	Antes del tratamiento	n	Después del tratamiento (promedio)		
				0.5 (TRH)	1 (TRH)	2 (TRH)
Conductividad Eléctrica	$\mu\text{S/cm}$	61.1 ± 0.38	3	28.3 ± 0.067	43.2 ± 0.1	40.3 ± 0.1

No hay un límite permisible para conductividad eléctrica en la normativa referente a la preservación de la vida acuática y silvestre, sin embargo, los valores presentados son considerablemente bajos, estando dentro de los límites permisibles establecidos en el Acuerdo Ministerial 097-A (2015), tabla 4: parámetros de los niveles de la calidad de agua para riego, con un límite máximo de 0.7 milimhos/cm.

La eficiencia máxima de remoción de la conductividad eléctrica alcanzó el 53.58% a 0.5 días, lo que demuestra la efectividad del tratamiento implementado (Figura 13). Siendo que, en el estudio de Auz (2020), usando biodiscos con *Chlorella sp*, la CE inicial de 1 162 $\mu\text{S}/\text{cm}$ se redujo a 754.3 $\mu\text{S}/\text{cm}$, evidenciando un comportamiento similar al observado en este trabajo, pero con valores iniciales más altos.

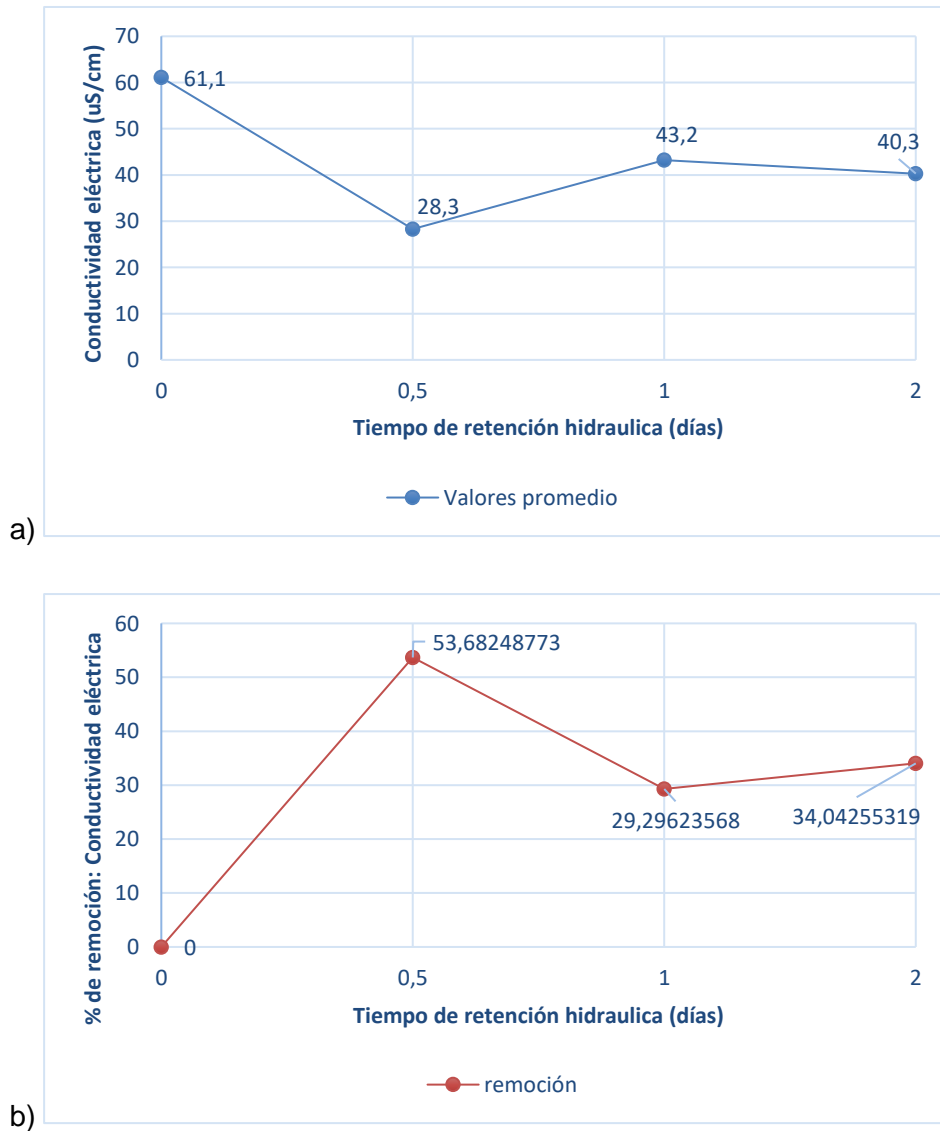


Figura 13. Efecto del tratamiento de biodiscos mixtos sobre la conductividad eléctrica. a) Valores promedios de medición, b) Porcentajes de remoción.

5.4. Parámetros químicos del agua contaminada por actividades mineras, antes y después del tratamiento a 4 rpm

5.4.1. pH

Al inicio del estudio, el pH de la muestra de agua contaminada era de 5.9, lo que lo ubicaba fuera del rango óptimo establecido por el Acuerdo Ministerial 097-A (2015). Según la Tabla 2 de este acuerdo, los criterios de calidad admisibles para la preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces, marinas y de estuarios son de 6.5 a 9.5. Además, se puede comparar con la Tabla 3, que menciona los criterios de calidad de aguas para riego agrícola, con un rango de 6 a 9. Sin embargo, después de aplicar el tratamiento, se tomaron tres muestras para verificar la variabilidad de los datos y se observó un aumento progresivo en el valor del pH, alcanzando, a los dos días, un valor promedio de 6.785 con un error estándar de 0 (Tabla 18).

Tabla 18. pH antes y después del tratamiento

Parámetro	Unidad	Antes del tratamiento	n	Después del tratamiento (promedio)		
				0.5 (TRH)	1 (TRH)	2 (TRH)
pH	-	5.9	3	6.35 ± 0	6.24 ± 0	6.785 ± 0

Este incremento se atribuye a la liberación de compuestos alcalinos durante diversos procesos biológicos, como la descomposición de la materia orgánica, la actividad de microorganismos y la fotosíntesis de las algas. Estos resultados son coherentes con los hallazgos de Arzamendia (2020), quien reportó un aumento del pH de 6.9 a 8.5. Asimismo, el estudio de Montaña et al. (2020) sobre el tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios muestra valores similares, con una media de 8.5.

El tratamiento aplicado fue efectivo para llevar el pH de la muestra de agua contaminada a un nivel óptimo, dentro del rango recomendado para preservar la diversidad de la vida acuática y silvestre. De hecho, el aumento del pH fue de aproximadamente el 15%, lo cual se considera un cambio estadísticamente significativo (Figura 14).

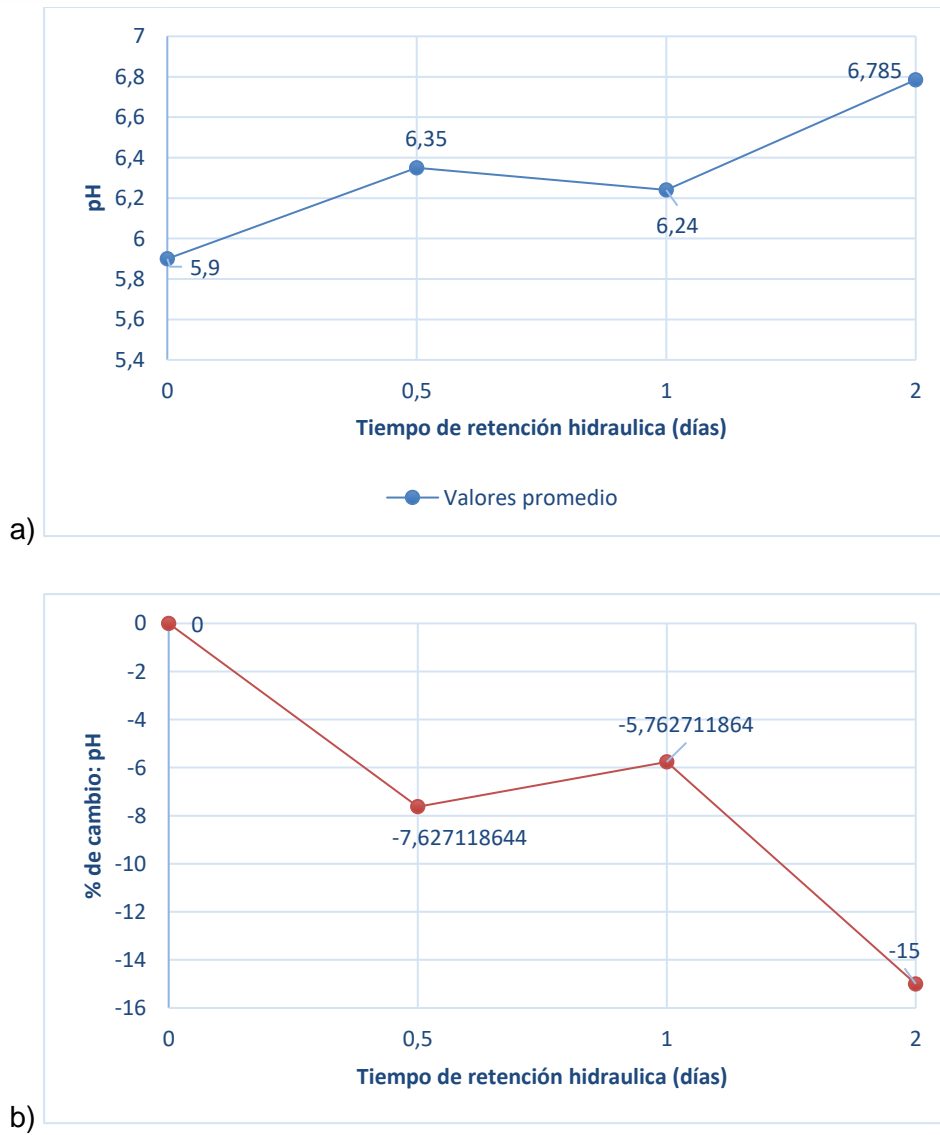


Figura 14. Efecto del tratamiento de biodiscos mixtos sobre el pH. a) Valores promedios de medición, b) Porcentaje de cambio con respecto al valor inicial.

5.4.2. Oxígeno disuelto

Antes del tratamiento, el oxígeno disuelto (OD) era de 8.53 mg/L, estando dentro de los límites establecidos por el TULSMA (2003), no menor al 80% y no menor a 6 mg/L. Tras aplicar el tratamiento, se tomaron 3 muestras para verificar la variabilidad de los datos y se observó una ligera disminución en los niveles, a 0.5 días se obtuvo 7.96 mg/L promedio con un error estándar de 0.0033, 7.56 mg/L promedio con un error estándar de 0.0067 a día 1 y 7.93 mg/L promedio con un error estándar de 0.0033 a los dos días (Tabla 19).

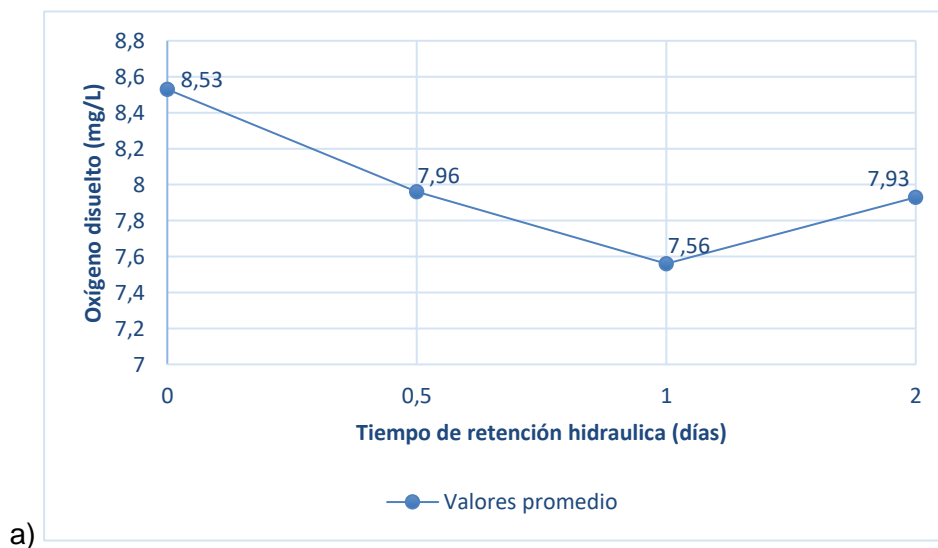
Tabla 19. Oxígeno disuelto antes y después del tratamiento.

Parámetros	Unidad	Antes del tratamiento	n	Después del tratamiento (promedio)		
				0.5 (TRH)	1 (TRH)	2 (TRH)
Oxígeno Disuelto	mg/L	8.53 ± 0.1	3	7.96 ± 0.0033	7.56 ± 0.0067	7.93 ± 0.0033

A pesar de esta reducción, los valores permanecen por encima del límite establecido, indicando que el tratamiento no comprometió significativamente la calidad del agua. En este caso, la disminución del oxígeno disuelto podría atribuirse a factores como una menor transferencia de oxígeno al agua durante el proceso y posibles limitaciones en la aireación.

En contraste, los resultados de Arzamendia (2020) muestran un aumento del OD de 3.4 mg/L a 6.8 mg/L, atribuible a una eficiente oxigenación, mientras que Pérez (2010) reporta un incremento del OD de 0 mg/L a 7.8 mg/L en el tratamiento de lixiviados de un relleno sanitario, también asociado a una mejora progresiva en la oxigenación.

Este cambio representa una reducción máxima del 11.37% a 1 día permaneciendo por encima del límite establecido, lo que indica que el tratamiento no comprometió significativamente el oxígeno disuelto en la calidad del agua (Figura 15).



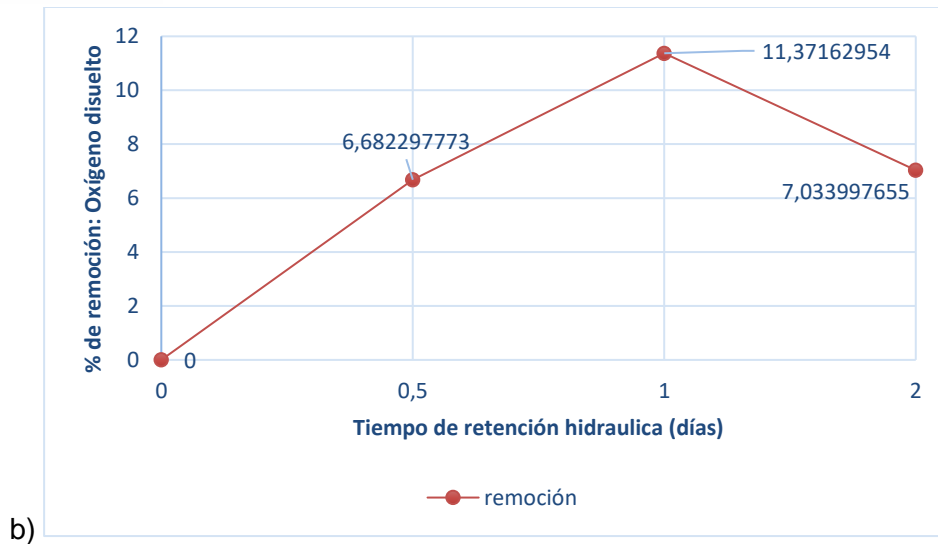


Figura 15. Efecto del tratamiento de biodiscos mixtos sobre el oxígeno disuelto. a) Valores promedios de medición, b) Porcentaje de remoción.

5.4.3 Demanda bioquímica de oxígeno (DBO)

La DBO inicial de la muestra de agua contaminada era de 129.82 mg/L. Después de aplicar el tratamiento, se observó una disminución progresiva de la DBO, alcanzando 94.74 mg/L a las 12 horas, 24.56 mg/L a 1 día, y 12.28 mg/L a los 2 días de retención hidráulica (Tabla 20). La disminución en la DBO sugiere una alta eficiencia en la biodegradación de la materia orgánica presente en el agua.

De acuerdo con el Acuerdo Ministerial 097-A (2015), el límite permisible de DBO para aguas tratadas es de 20 mg/L, por lo que el valor inicial de 129.82 mg/L excedía ampliamente este umbral. Sin embargo, después del tratamiento, los niveles de DBO se redujeron a 12.28 mg/L, cumpliendo con los límites establecidos por la normativa.

Tabla 20. Demanda bioquímica de oxígeno antes y después del tratamiento.

Parámetros	Unidad	Antes del tratamiento	n	Después del tratamiento		
				0.5 (TRH)	1 (TRH)	2 (TRH)
DBO	mg/L	98.67	1	75.112	27.992	19.746

En el presente estudio, la eficiencia máxima de remoción de DBO alcanzó el 90.54% a dos días (Figura 16). Este resultado demuestra la efectividad del tratamiento implementado y es consistente con lo reportado en el estudio de Hinostroza & Moscoso (2014), donde se obtuvo

una eficiencia de remoción de DBO del 85.07%. Cabe destacar que, para el tratamiento de aguas residuales provenientes de camales, Maldonado y Ramón (2022) utilizando este mismo método de tratamiento obtuvieron un porcentaje de remoción de DBO de hasta el 96.91%. Esto indica que el tratamiento aplicado en el presente estudio tiene un desempeño comparable, a otros estudios similares reportados en la literatura.

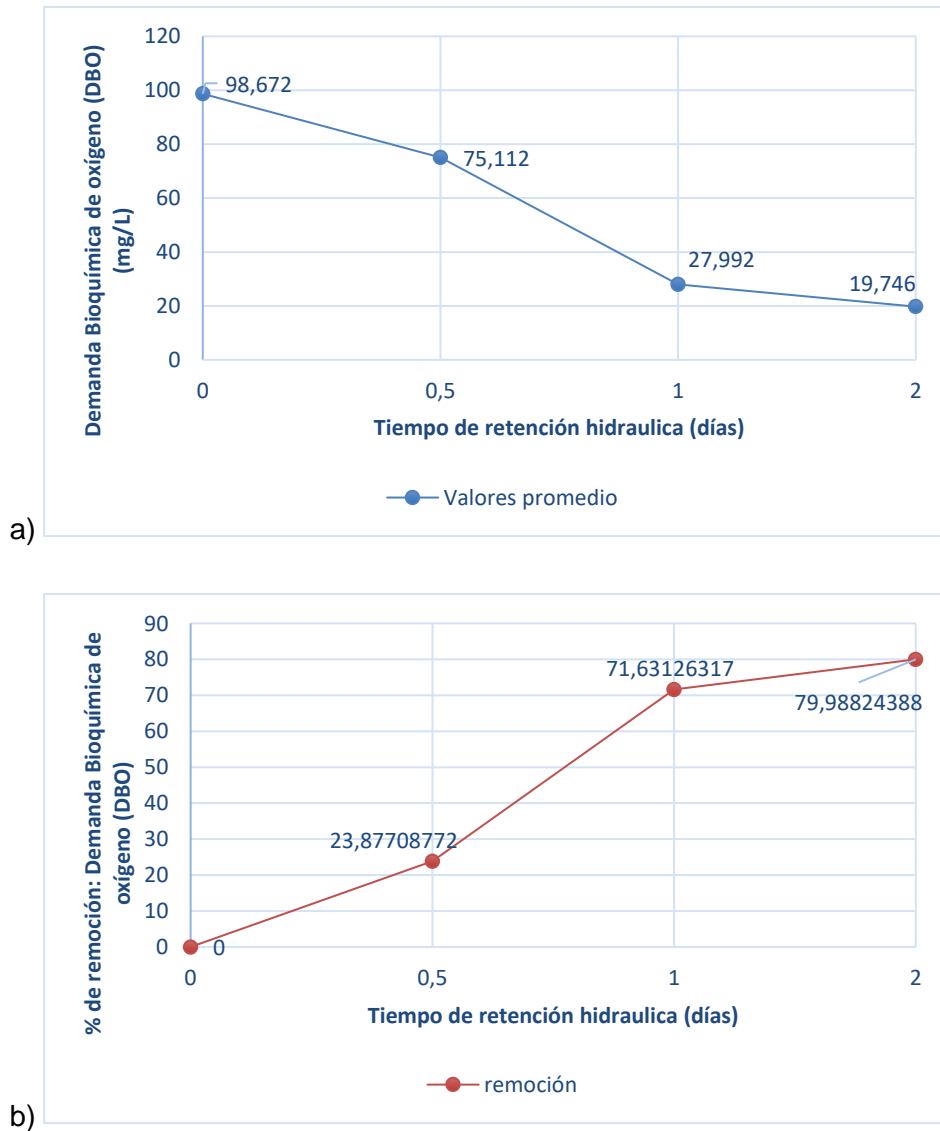


Figura 16. Efecto del tratamiento de biodiscos mixtos sobre la DBO a) Valores promedios de medición, b) Porcentajes de remoción.

5.4.4. Demanda química de oxígeno (DQO)

La DQO inicial de la muestra de agua contaminada era de 148 mg/L. Después de aplicar el tratamiento, se observó una disminución progresiva de la DQO, alcanzando 18 mg/L a las 12 horas, 28 mg/L a 1 día, y 14 mg/L a los 2 días de retención hidráulica (Tabla 21). La disminución en la DQO sugiere una alta eficiencia en la biodegradación de la materia orgánica presente en el agua. De acuerdo con el Acuerdo Ministerial 097-A (2015), el límite permisible de DQO para aguas tratadas es de 40 mg/L, por lo que el valor inicial de 148 mg/L excedía ampliamente este umbral. Sin embargo, después del tratamiento, los niveles de DBO se redujeron a 14 mg/L, cumpliendo con los límites establecidos por la normativa.

Tabla 21. Demanda química de oxígeno antes y después del tratamiento.

Parámetros	Unidad	Antes del tratamiento	n	Después del tratamiento		
				0.5 (TRH)	1 (TRH)	2 (TRH)
DQO	mg/L	148	1	108	28	14

En el presente estudio, la eficiencia máxima de remoción de DQO alcanzó el 90.54% a 2 días, lo que demuestra la efectividad del tratamiento implementado (Figura 17). Este resultado es consistente con lo reportado por Hinostroza & Moscoso (2014), quienes obtuvieron una eficiencia de remoción de DQO del 86.30%. Cabe destacar que, para el tratamiento de aguas residuales provenientes de camales, Maldonado y Ramón (2022) utilizando este mismo método de tratamiento obtuvieron un porcentaje de remoción de DQO de hasta el 94.49 %, demostrando un desempeño comparable al aplicado.

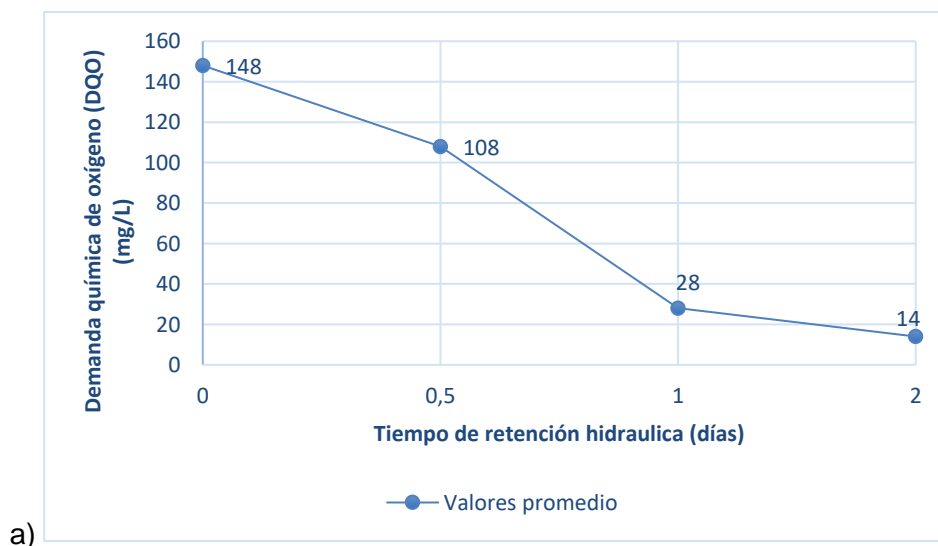




Figura 17. Efecto del tratamiento de biodiscos mixtos sobre la DQO a) Valores promedios de medición, b) Porcentajes de remoción.

5.5. Contenido de metales pesados, antes y después del tratamiento a 4 rpm.

5.5.1. Cromo

Antes del tratamiento, la concentración de cromo en el agua era de 0.066 mg/L, y tras el tratamiento, se tomaron 3 muestras para verificar la variabilidad de los datos y se observó que los niveles de cromo disminuyeron significativamente a 0.016 mg/L promedio con un error estándar de 0.00033 a 0.5 días, 0.005 mg/L promedio con un error estándar de 0.00033 a 1 día, y 0.003 mg/L promedio con un error estándar de 0.00067 a los dos días (Tabla 22).

De acuerdo con el Acuerdo Ministerial 097-A (2015), los límites máximos permitidos de cromo son de 0.032 mg/L para aguas dulces y de 0.05 mg/L para aguas marinas y de estuarios. Además, se puede comparar con los criterios de calidad para riego agrícola establecidos en la Tabla 3 del mismo acuerdo, que considera un límite de 0.1 mg/L, dado que este es un uso común del agua. El valor inicial de cromo excedía ambos límites; sin embargo, después del tratamiento, los niveles de cromo se redujeron a 0.003 mg/L, cumpliendo así con los requisitos establecido

Tabla 22. Cromo antes y después del tratamiento.

Parámetros	Unidad	Antes del tratamiento	n	Después del tratamiento (promedio)		
				0.5 (TRH)	1 (TRH)	2 (TRH)
Cromo	mg/L	0.066 ± 0.007	3	0.016 ± 0.00033	0.005 ± 0.00033	0.003 ± 0.00067

La remoción alcanzada fue del 95.45% lo que evidencia la alta eficacia del tratamiento para reducir el cromo (Figura 18). Esto concuerda con los resultados de Orandi & Lewis (2013) que destacan la capacidad de un consorcio microbiano denominado *Klebsormidium sp.*, que logra una remoción de cromo de hasta un 80% en 6 días. Por otro lado, Hamdan et al. (2021) presentan estudios sobre tratamientos biológicos que logran una eficiencia de reducción de cromo de hasta del 85%.

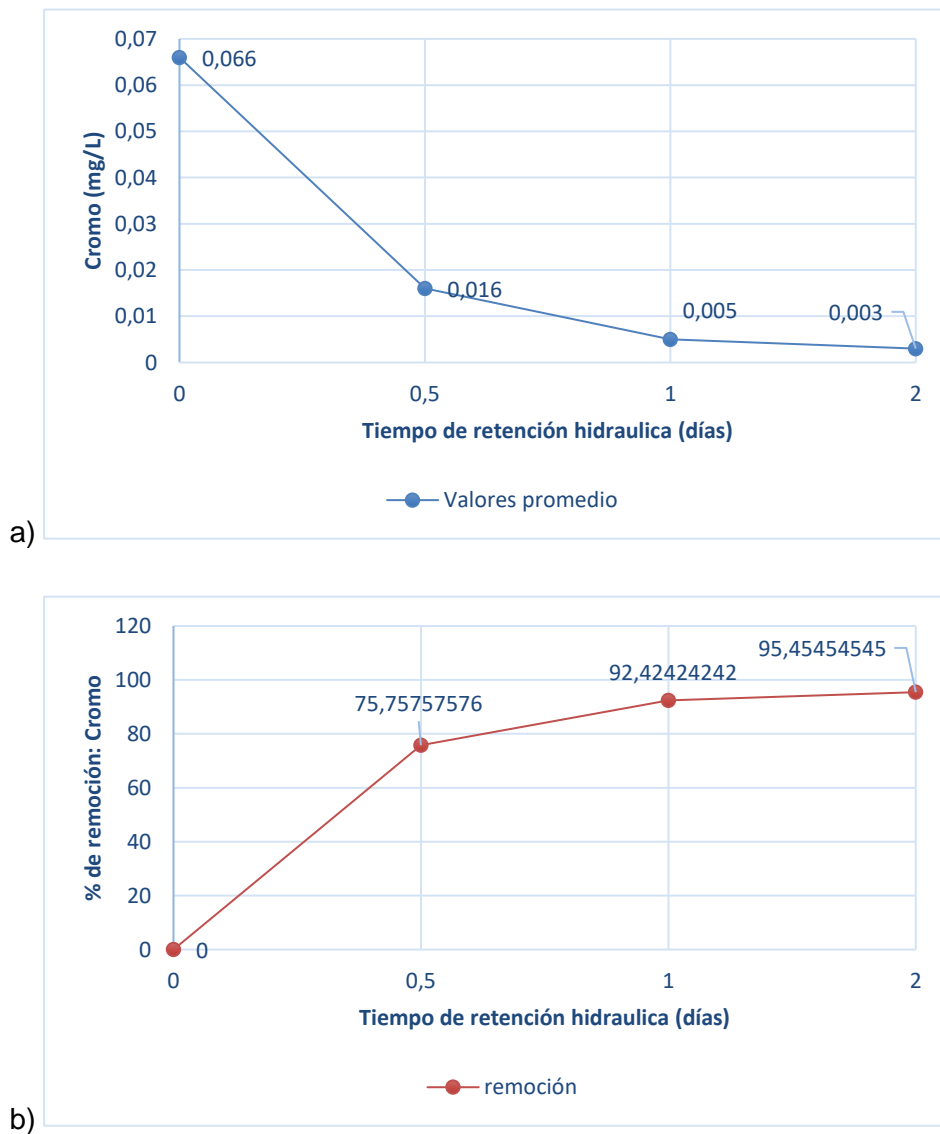


Figura 18. Efecto del tratamiento de biodiscos mixtos sobre el cromo. a) Valores promedios de medición, b) Porcentajes de remoción.

5.5.2. Zinc

Antes del tratamiento, la concentración de zinc en el agua era de 0.16 mg/L, tras el tratamiento se tomaron 3 muestras para verificar la variabilidad de los datos y se observó que los niveles de zinc disminuyeron progresivamente a 0.11 mg/L promedio con un error estándar de 0.00033 a los 0.5 días, 0.04 mg/L promedio con un error estándar de 0.00033 a 1 día, y 0.02 mg/L a los 2 días promedio con un error estándar de 0.00033 (Tabla 23).

Según el Acuerdo Ministerial 097-A (2015), los límites máximos permitidos de zinc son de 0.03 mg/L para aguas dulces y de 0.015 mg/L para aguas marinas y de estuarios. Además, se pueden considerar los criterios de calidad para riego agrícola establecidos en la Tabla 3 del mismo acuerdo, que establece un límite de 2.0 mg/L, dado que este es un uso común del agua. El valor inicial de 0.16 mg/L superaba considerablemente el límite establecido para aguas marinas y de estuarios, lo que indicaba un riesgo potencial para los ecosistemas acuáticos. Sin embargo, después del tratamiento, los niveles de zinc se redujeron a 0.02 mg/L, cumpliendo así con los criterios establecidos para proteger la vida acuática.

Tabla 23. Zinc antes y después del tratamiento.

Parámetros	Unidad	Antes del tratamiento	n	Después del tratamiento (promedio)		
				0.5 (TRH)	1 (TRH)	2 (TRH)
Zinc	mg/L	0.16 ± 0.011	3	0.11 ± 0.0033	0.04 ± 0.0033	0.02 ± 0.0033

El porcentaje de remoción alcanzado fue del 87.5% lo que demuestra una eficiencia considerable en la eliminación de zinc del agua (Figura 19). Este resultado es significativamente más alto que el encontrado por Arenas & Jaramillo (2015), quienes observaron una remoción de solo 11.95% en tiempos superiores a 24 horas, lo que refleja una menor efectividad en su proceso. En cambio, el estudio de Costley y Wallis (2001) presentó una remoción de zinc del 57% en el mismo periodo.

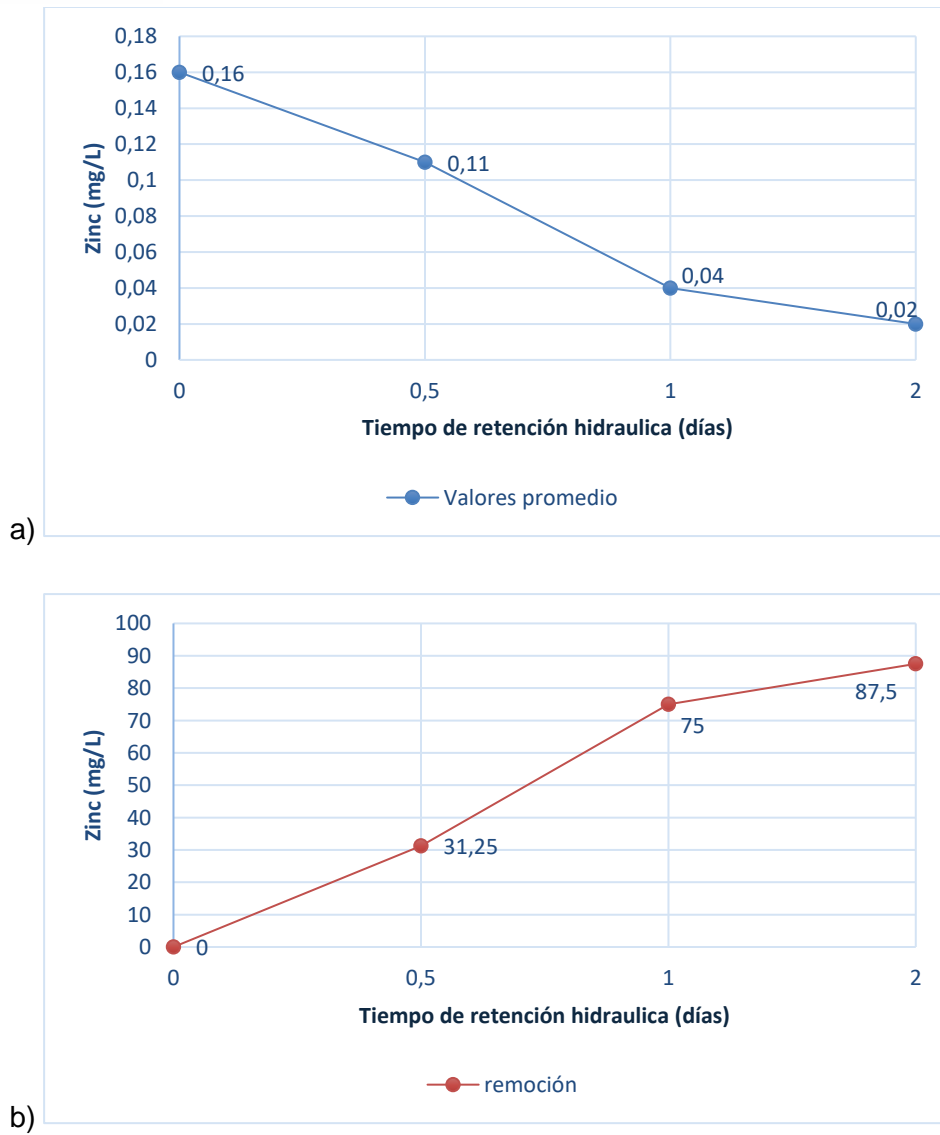


Figura 19. Efecto del tratamiento de biodiscos mixtos sobre el zinc. a) Valores promedios de medición, b) Porcentajes de remoción.

5.5.3. Cobre

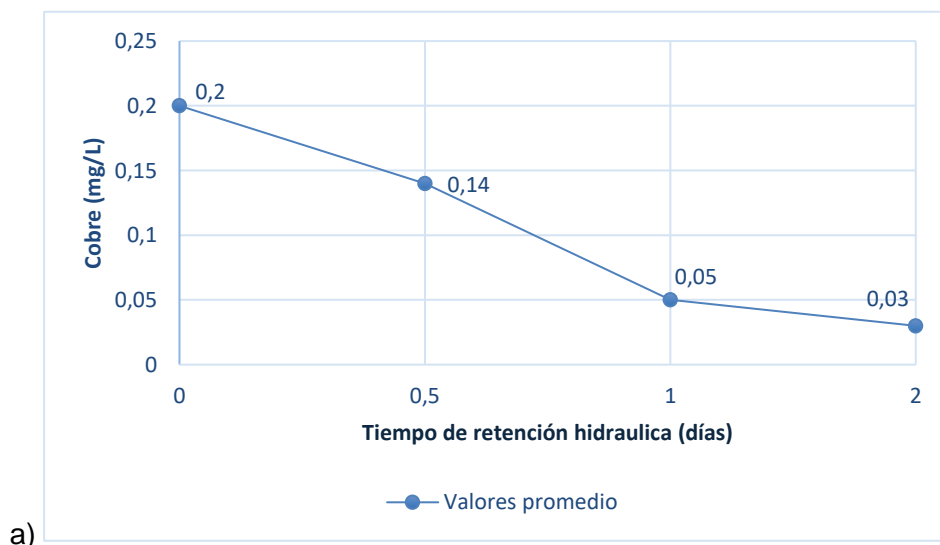
Antes del tratamiento, la concentración de cobre en el agua era de 0.2 mg/L, y después del tratamiento, se tomaron 3 muestras para verificar la variabilidad de los datos y se observó que los niveles de cobre disminuyeron progresivamente a 0.14 mg/L promedio con un error estándar de 0.0033 a los 0.5 días, 0.05 mg/L promedio con un error estándar de 0.0067 a 1 día, y 0.03 mg/L promedio con un error estándar de 0.0033 a los 2 días (Tabla 24).

Según el Acuerdo Ministerial 097-A (2015), los límites máximos permitidos de cobre son de 0.005 mg/L, tanto para aguas dulces como para aguas marinas y de estuarios. Además, se pueden considerar los criterios de calidad para riego agrícola establecidos en la Tabla 3 del mismo acuerdo, que establece un límite de 0.2 mg/L, dado que este es un uso común del agua. El valor inicial de 0.2 mg/L superaba considerablemente el límite establecido para aguas marinas y de estuarios, y se encontraba justo en el límite para riego. Sin embargo, después del tratamiento, los niveles de cobre se redujeron a 0.03 mg/L, lo que aún se encuentra por encima del límite permisible para aguas dulces y marinas.

Tabla 24. Cobre antes y después del tratamiento.

Parámetros	Unidad	Antes del tratamiento	n	Después del tratamiento (promedio)		
				0.5 (TRH)	1 (TRH)	2 (TRH)
Cobre	mg/L	0.2 ± 0.0057	3	0.14 ± 0.0033	0.05 ± 0.0067	0.03 ± 0.0033

El porcentaje de remoción alcanzado fue de 85%, lo que demuestra una eficiencia considerable en la eliminación de cobre del agua (Figura 20). Este resultado es significativamente más alto que el encontrado por Arenas & Jaramillo (2015), quienes observaron una remoción de solo 39.98% en tiempos superiores a 24 horas, lo que refleja una menor efectividad en su proceso. En cambio, el estudio de Costley y Wallis (2001) presentó una remoción de zinc del 85% en el mismo periodo.



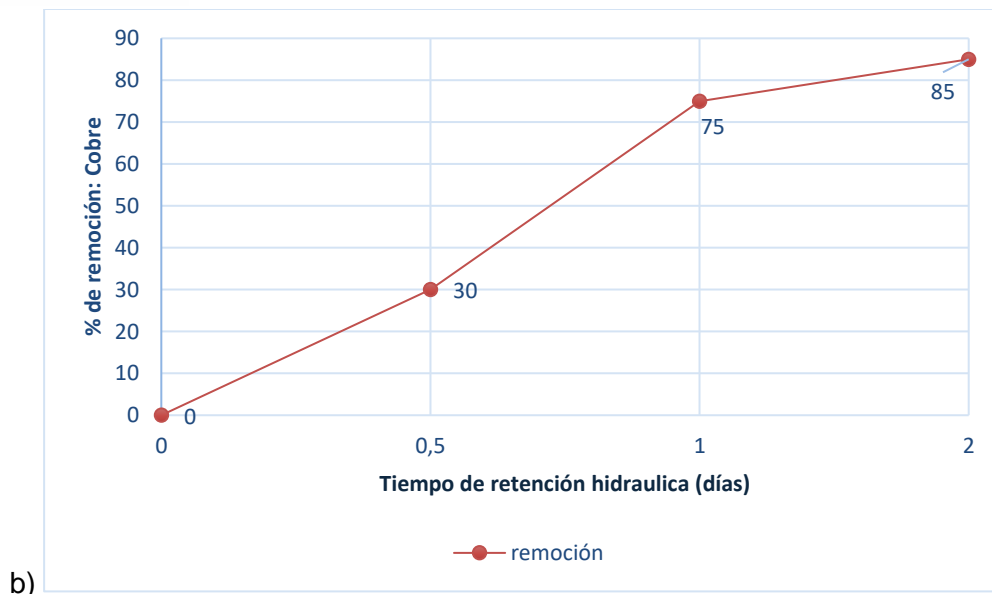


Figura 20. Efecto del tratamiento de biodiscos mixtos sobre el cobre. a) Valores promedios de medición, b) Porcentajes de remoción.

5.6. Parámetros biológicos del agua contaminada por actividades mineras, antes y después del tratamiento a 4 rpm

Para llevar a cabo el análisis de los coliformes fecales y totales, era esencial que el horno mantuviera una temperatura constante de 37.5 °C durante 24 horas. Debido a problemas energéticos del país en el momento del análisis, estos resultados se vieron comprometidos. Por esta razón, en el presente estudio no se considerarán los datos a los 2 días de TRH y solo se incluirán las muestras tomadas a 0.5 días y a 1 día.

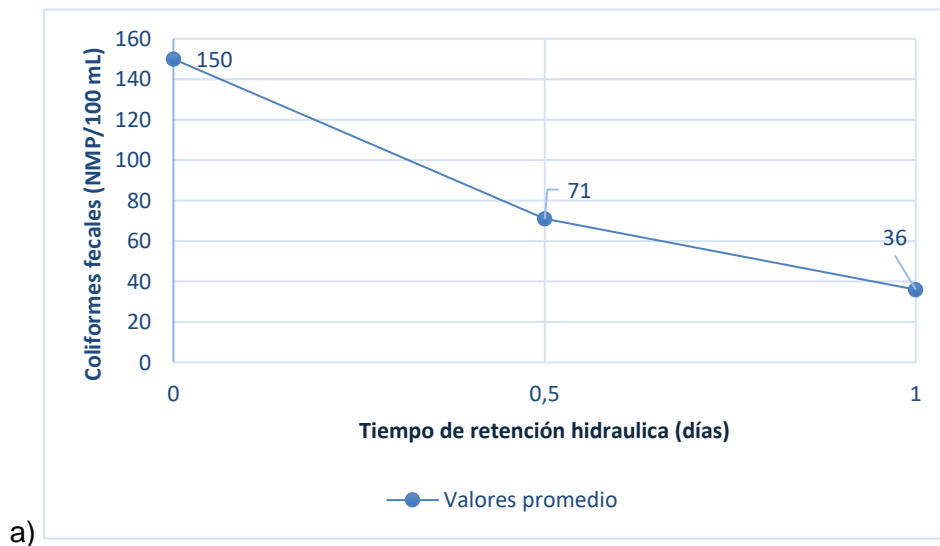
5.6.1. Coliformes fecales

Los valores iniciales de la muestra de agua contaminada mostraron un recuento de coliformes fecales de 150 NMP/100 mL. Tras el tratamiento, se observó una disminución progresiva, alcanzando 71 NMP/100 mL a los 0.5 días, y 36 NMP/100 mL a 1 día, lo que permitió que bajen los niveles dentro del rango recomendado (Tabla 25). Estos valores no superan los límites permisibles establecidos en el Acuerdo Ministerial 097-A (2015), específicamente en la Tabla 6, que fija en 200 NMP/100 mL el criterio de calidad de aguas para fines recreativos mediante contacto primario.

Tabla 25. Coliformes fecales antes y después del tratamiento.

Parámetros	Unidad	Antes del tratamiento	n	Después del tratamiento	
				0.5 (TRH)	1 (TRH)
Coliformes Fecales	NMP/100 mL	150	1	71	36

El tratamiento aplicado fue efectivo para reducir los coliformes fecales en la muestra de agua contaminada, llevándolos a un nivel inferior dentro del rango recomendado. El porcentaje máximo de remoción alcanzó un 76% (Figura 21), lo cual representa un cambio estadísticamente significativo. Aunque este porcentaje es inferior al reportado por Tawfik et al. (2004), quien observó una reducción del 85%, los resultados obtenidos son representativos y muestran una tendencia similar en la efectividad del tratamiento.



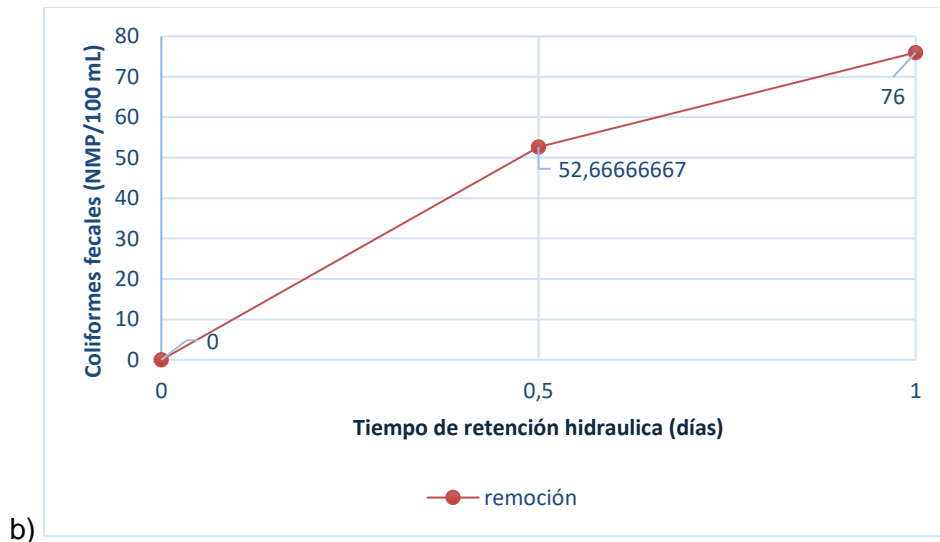


Figura 21. Efecto del tratamiento de biodiscos mixtos sobre los coliformes fecales. a) Valores promedios de medición, b) Porcentajes de remoción.

5.6.2. Coliformes totales

Los valores iniciales de la muestra de agua contaminada mostraron un recuento de coliformes totales de 4 800 NMP/100 mL. Tras el tratamiento, se observó una disminución progresiva en los coliformes totales, alcanzando 2 400 NMP/100 mL a los 0.5 días, y 1 300 NMP/100 mL a 1 día, lo que permitió que los niveles llegaran a su valor más bajo (Tabla 26). Estos resultados no superan los límites permisibles establecidos en el Acuerdo Ministerial 097-A (2015), específicamente en la Tabla 6, que fija en 2 000 NMP/100 mL el criterio de calidad de aguas para fines recreativos mediante contacto primario.

Tabla 26. Coliformes totales antes y después del tratamiento.

Parámetros	Unidad	Antes del tratamiento	n	Después del tratamiento	
				0.5 (TRH)	1 (TRH)
Coliformes totales	NMP/100 mL	4 800	1	2 400	1 300

El tratamiento aplicado fue efectivo para reducir los coliformes totales en la muestra de agua contaminada, llevándolos a un nivel inferior dentro del rango recomendado. El porcentaje máximo de remoción de coliformes totales alcanzó un 72.91% (Figura 22), lo cual representa un cambio estadísticamente significativo. Estos resultados son similares a los reportados por Lopes (2022),

quien observó disminuciones de coliformes totales desde 560 NMP hasta 21 NMP con un 96.25%.

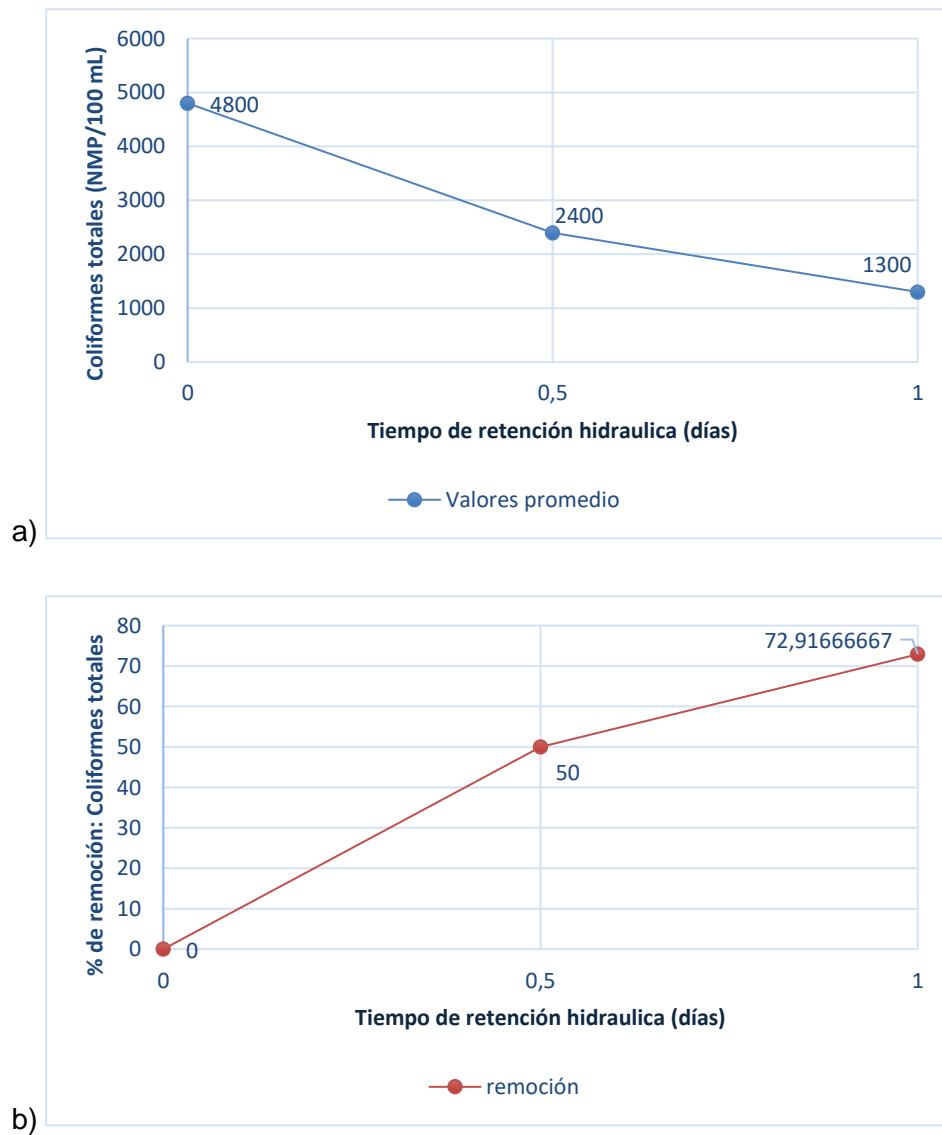


Figura 22. Efecto del tratamiento de biodiscos mixtos sobre los coliformes totales. a) Valores promedios de medición, b) Porcentajes de remoción.

5.7. Resultados adicionales

5.7.1. Variación de 4 a 7 rpm

En base a los resultados se puede observar que el aumento de las revoluciones por minuto (rpm) de 4 a 7 rpm genera cambios significativos en la eficiencia de remoción de ciertos parámetros (ver Anexo J).

En primer lugar, para tiempos de retención hidráulica de 12 horas. los parámetros de Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) y Demanda Química de Oxígeno (DQO) muestran un aumento abrupto en el porcentaje de remoción al pasar de 4 a 7 rpm. Por un lado, el porcentaje de remoción de DBO y DQO aumenta del 27.03% al 90.21% y, por otro lado, el porcentaje de remoción de cobre aumenta del 31.67% al 61.67%.

Los coliformes totales presentan un comportamiento similar. El porcentaje de remoción aumenta del 50.00% al 90.21%. Por lo que, el aumento de las revoluciones por minuto de 4 a 7 rpm favorece principalmente la remoción de DBO, DQO, cobre y coliformes totales (Figura 23).

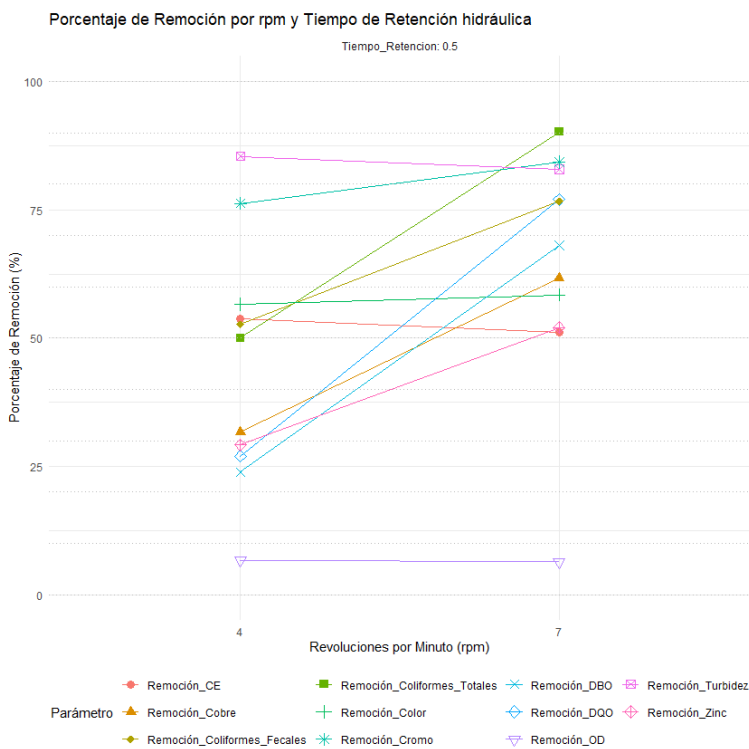


Figura 23. Comparación en el porcentaje de remoción entre 4 y 7 rpm a 12 horas de TRH.

Para tiempos de retención hidráulica de 1 día, los cambios en las revoluciones por minuto no afectan significativamente a la mayoría de los parámetros, puesto que solo la conductividad eléctrica pasa de un porcentaje de remoción de 29.30% a 43.81% (Figura 24).

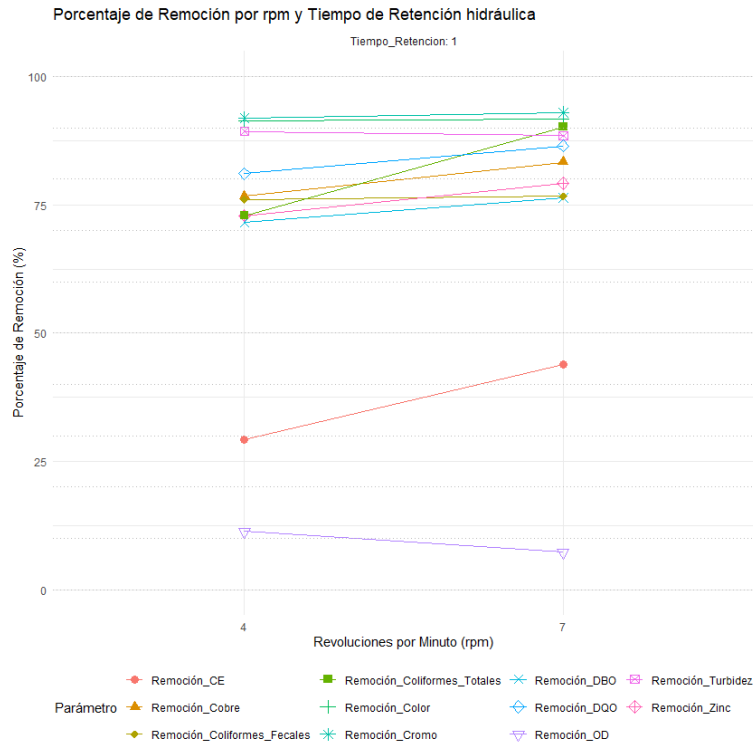


Figura 24. Comparación en el porcentaje de remoción entre 4 y 7 rpm a 1 día de TRH

Para tiempos de retención hidráulica de 2 días, los cambios no son significativos para ninguno de los parámetros (Figura 25).

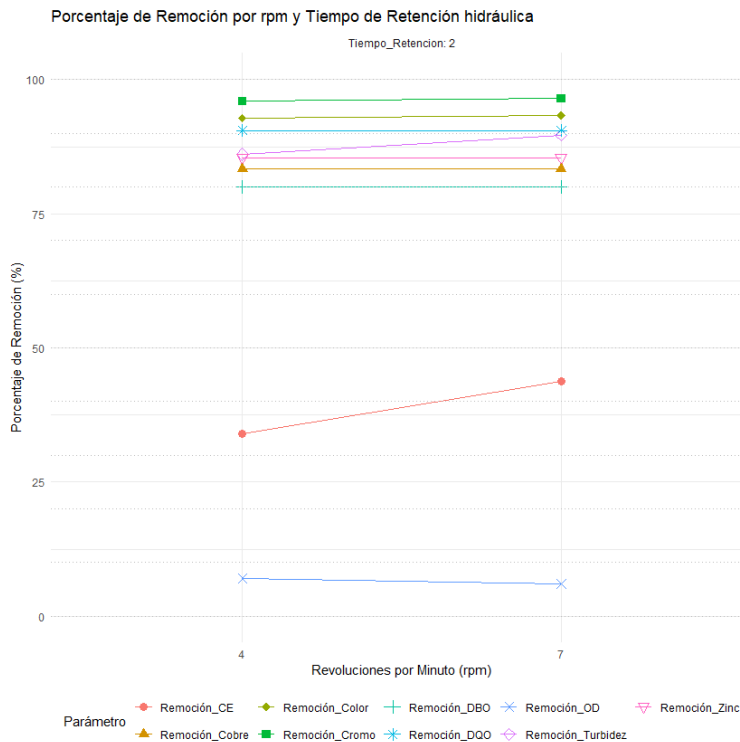


Figura 25. Comparación en el porcentaje de remoción entre 4 y 7 rpm a 2 días de TRH.

Estos resultados son similares a Arenas y Jaramillo (2015), que dice “al incrementar la velocidad de rotación, se puede tener beneficios significativos, como mejorar la aireación y aumentar el contacto entre la biopelícula microbiana y el agua residual, ayudando también a lograr una mezcla más uniforme en cada etapa, lo que puede traducirse en una mayor eficiencia en la eliminación de contaminantes”.

5.7.2. Impacto combinado de los microorganismos y algas en el sistema de biodiscos.

A 4 rpm, la Demanda Biológica de Oxígeno (DBO) incrementó del 15.52% al 23.88%, representando una diferencia de 8.36%, mientras que la Demanda Química de Oxígeno (DQO) pasó del 17.57% al 27.03%, con un aumento de 9.46%. Además, la eliminación de Cromo mostró un incremento del 4.04%, pasando del 72.22% al 76.26%, y el Zinc aumentó notablemente del 14.58% al 29.17%, con una diferencia de 14.59%. El Cobre también evidenció una mejora, aumentando del 18.33% al 31.67%, lo que representa un incremento de 13.34%.

Por otro lado, a 7 rpm, la DBO se elevó de 39.99% a 68.05%, con una diferencia de 28.06%, y la DQO mostró un aumento aún más significativo, pasando de 45.27% a 77.03%, lo que equivale

a 31.76%. La conductividad eléctrica también mejoró, pasando de 34.10% a 51.17%. En cuanto a los metales, el Cromo aumentó del 79.80% al 84.34%, el Zinc del 35.42% al 52.08%, y el Cobre del 36.67% al 61.67%. Finalmente, se observó un incremento en los coliformes fecales, que pasaron del 52.67% al 76.67%, y en los coliformes totales, que aumentaron del 50.00% al 90.21% (Figura 26).

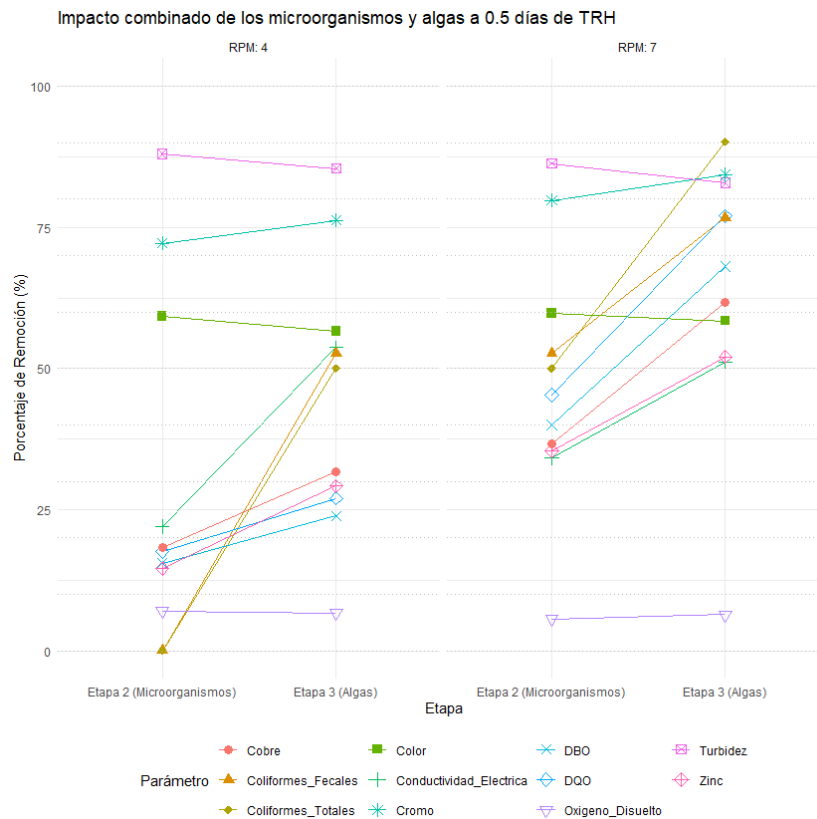


Figura 26. Impacto combinado de microorganismos y algas en el tratamiento de biodiscos a 5 días de TRH.

Por un lado, se puede observar que, a 1 día de tiempo de retención hidráulica y 4 rpm, el cobre pasa del 48.33% al 76.67%, indicando un aumento en la remoción del 28.34%. El zinc aumenta del 52.08% al 72.92%, indicando un aumento del 20.84. La DQO pasa del 62.16% al 81.08% y en la DBO la remoción aumenta del 54.92% en la Etapa 2 al 71.63% en la Etapa 3.

Por otro lado, al mismo tiempo de retención hidráulica y a 7 rpm los parámetros que más aumentan en su porcentaje de remoción al pasar de la Etapa 2 a la Etapa 3 son el zinc que pasa del 54.17% al 79.17, la DQO pasa del 66.26% al 76.41%, y los coliformes totales de 72.92% al 90.21% (Figura 27).

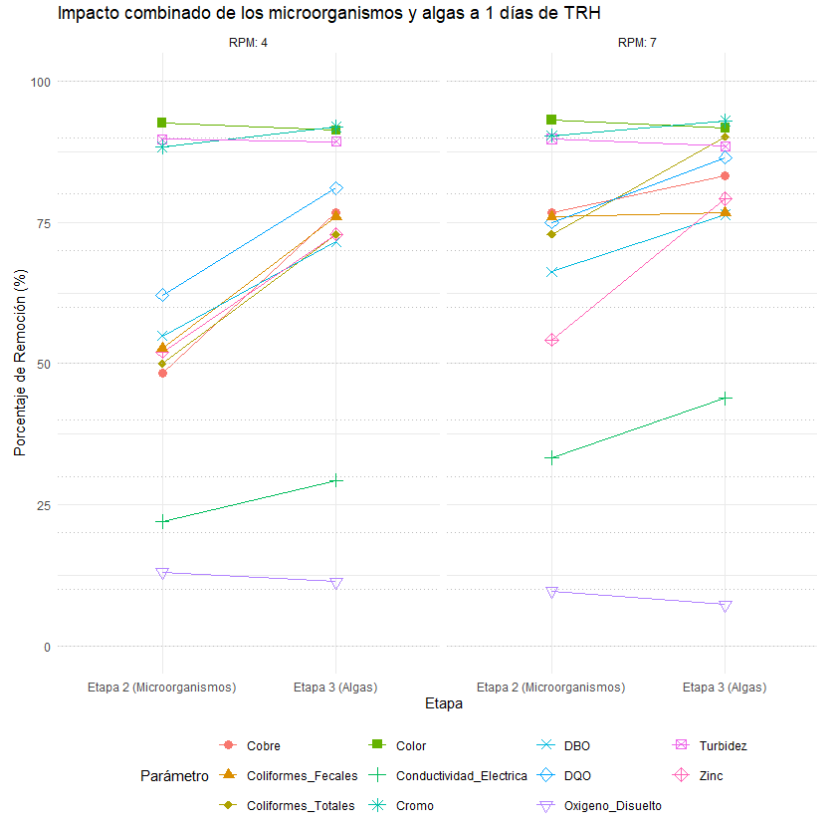


Figura 27. Impacto combinado de microorganismos y algas en el tratamiento de biodiscos a 1 día de TRH.

En base a los resultados (Figura 28) se puede observar que, a 2 días de tiempo de retención hidráulica y 4 rpm, el cobre pasa del 63.33% al 83.33%, indicando un aumento en la remoción del 20%. El zinc aumenta del 58.33% al 85.42%, indicando un aumento del 27.09%.

Por otro lado, al mismo tiempo de retención hidráulica y a 7 rpm los parámetros que más aumentan en su porcentaje de remoción al pasar de la Etapa 2 a la Etapa 3 son el zinc que pasa del 70.83% al 85.42 y el cobre del 73.33 % al 83.33%.

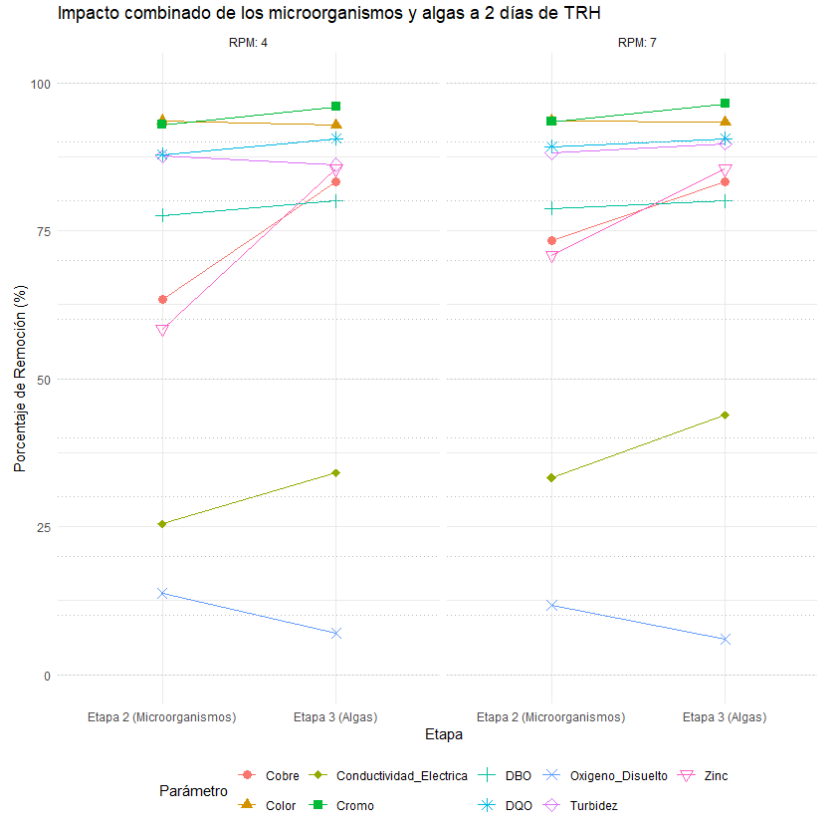


Figura 28. Impacto combinado de microorganismos y algas en el tratamiento de biodiscos a 2 días de TRH.

5.8. Análisis estadístico

5.8.1. Resultados de normalidad

Los resultados de la prueba de Shapiro-Wilk (Tabla 27) indican que varias de las variables fisicoquímicas en el estudio no cumplen con la suposición de normalidad.

Tabla 27. Resultados de la prueba de Shapiro-Wilk en RStudio.

Variable	Estadístico W	p-valor
Temperatura	0.8350	0.0241
Color	0.6564	0.0003
Turbidez	0.8992	0.1550
pH	0.9818	0.9899
Oxígeno disuelto	0.8558	0.0434
DBO	0.8089	0.0118
DQO	0.8090	0.0119
Conductividad eléctrica	0.9249	0.3290
Cromo	0.8824	0.0941

Zinc	0.9518	0.6638
Cobre	0.8807	0.0894
Coliformes fecales	0.7215	0.0014
Coliformes totales	0.8435	0.0306

Las variables como temperatura, color, oxígeno disuelto, DBO, DQO, coliformes fecales y coliformes totales no siguen una distribución normal por obtener un p-valor ≤ 0.05 ; indicando que estos se deben usar una prueba no paramétrica para su análisis estadístico (Tabla 28).

Tabla 28. Hipótesis de Shapiro-Wilk y variables que siguen una distribución normal.

Variable	Estadístico W	p-valor	Hipótesis	Siguen normalidad
Temperatura	0.8350	0.0241	Se rechaza la hipótesis nula (H0)	No
Color	0.6564	0.0003	Se rechaza la hipótesis nula (H0)	No
Turbidez	0.8992	0.1550	No se puede rechazar la hipótesis nula (H0)	Sí
pH	0.9818	0.9899	No se puede rechazar la hipótesis nula (H0)	Sí
Oxígeno disuelto	0.8558	0.0434	Se rechaza la hipótesis nula (H0)	No
DBO	0.8089	0.0118	Se rechaza la hipótesis nula (H0)	No
DQO	0.8090	0.0119	Se rechaza la hipótesis nula (H0)	No
Conductividad eléctrica	0.9249	0.3290	No se puede rechazar la hipótesis nula (H0)	Sí
Cromo	0.8824	0.0941	No se puede rechazar la hipótesis nula (H0)	Sí
Zinc	0.9518	0.6638	No se puede rechazar la hipótesis nula (H0)	Sí
Cobre	0.8807	0.0894	No se puede rechazar la hipótesis nula (H0)	Sí
Coliformes fecales	0.7215	0.0014	Se rechaza la hipótesis nula (H0)	No
Coliformes totales	0.8435	0.0306	Se rechaza la hipótesis nula (H0)	No

5.8.2. Resultados de correlación

Se obtuvieron correlaciones de cada parámetro con el tiempo de retención hidráulica y las revoluciones por minuto (Tabla 29).

Tabla 29. Resultados de correlaciones entre varias variables y dos indicadores en RStudio.

Variable	Correlación_Tiempo	Correlación_Revoluciones
Temperatura	-0.52463049	0.52709851
Color	-0.77321390	-0.01921848
Turbidez	-0.32711353	0.03342377
pH	0.70066720	0.48763536
Oxígeno disuelto	-0.37695884	0.36387552

DBO	-0.74090112	-0.32966257
DQO	-0.74093794	-0.32965844
Conductividad eléctrica	0.19589729	-0.43440866
Cromo	-0.80945671	-0.24961893
Zinc	-0.70817016	-0.25567571
Cobre	-0.69594274	-0.34212866
Coliformes fecales	-0.01425817	-0.61761946
Coliformes totales	-0.01394571	-0.67776111

5.8.2.1. Temperatura

- ✓ Correlación con tiempo de retención hidráulica: -0.525 (correlación negativa moderada).
- ✓ Correlación con revoluciones por minuto: 0.527 (correlación positiva moderada).

A medida que el tiempo aumenta, la temperatura tiende a disminuir, mientras que, con las revoluciones, la temperatura tiende a aumentar.

5.8.2.2. Color

- ✓ Correlación con tiempo de retención hidráulica: -0.773 (correlación negativa fuerte).
- ✓ Correlación con revoluciones por minuto: -0.019 (correlación negativa muy débil).

A medida que el tiempo de retención hidráulica aumenta, el color tiende a disminuir significativamente, pero no hay relación clara con las revoluciones por minuto.

5.8.2.3. Turbidez

- ✓ Correlación con tiempo de retención hidráulica: -0.327 (correlación negativa débil).
- ✓ Correlación con Revoluciones: 0.033 (correlación positiva muy débil).

La turbidez muestra una ligera tendencia a disminuir con el tiempo de retención hidráulica, y no hay relación significativa con las revoluciones por minuto.

5.8.2.4. pH

- ✓ Correlación con tiempo de retención hidráulica: 0.701 (correlación positiva fuerte).
- ✓ Correlación con revoluciones por minuto: 0.488 (correlación positiva moderada).

A medida que el tiempo de retención hidráulica aumenta, el pH tiende a aumentar, y también existe una correlación positiva moderada con las revoluciones por minuto.

5.8.2.5. Oxígeno disuelto

- ✓ Correlación con tiempo de retención hidráulica: -0.377 (correlación negativa moderada).
- ✓ Correlación con revoluciones por minuto: 0.364 (correlación positiva moderada).

A medida que pasa el tiempo de retención hidráulica, los niveles de oxígeno disuelto tienden a disminuir, en cambio a medida que aumentan las revoluciones por minuto (posiblemente debido a un aumento en la agitación o aireación del agua), los niveles de oxígeno disuelto tienden a aumentar.

5.8.2.6. DBO (Demanda Biológica de Oxígeno)

- ✓ Correlación con tiempo de retención hidráulica: -0.741 (correlación negativa fuerte).
- ✓ Correlación con revoluciones por minuto: -0.330 (correlación negativa débil).

A medida que el tiempo de retención hidráulica aumenta, la DBO tiende a disminuir fuertemente, en cambio, existe una relación negativa leve con las revoluciones por minuto.

5.8.2.7. DQO (Demanda Química de Oxígeno)

- ✓ Correlación con tiempo de retención hidráulica: -0.741 (correlación negativa fuerte).
- ✓ Correlación con revoluciones por minuto: -0.330 (correlación negativa débil).

Similar a la DBO, la DQO muestra un comportamiento similar con el tiempo de retención hidráulica y las revoluciones por minuto.

5.8.2.8. Conductividad eléctrica

- ✓ Correlación con tiempo de retención hidráulica: 0.196 (correlación positiva débil).
- ✓ Correlación con revoluciones por minuto: -0.434 (correlación negativa moderada).

La conductividad eléctrica tiene una ligera tendencia a aumentar con el tiempo de retención hidráulica, pero disminuye con las revoluciones por minuto.

5.8.2.9. Cromo

- ✓ Correlación con tiempo de retención hidráulica: -0.809 (correlación negativa fuerte).
- ✓ Correlación con revoluciones por minuto: -0.250 (correlación negativa débil).

A medida que aumenta el tiempo de retención hidráulica, los niveles de cromo tienden a disminuir significativamente. Sin embargo, aunque hay una ligera tendencia a que los niveles de cromo disminuyan con el aumento de las revoluciones por minuto, la relación no es lo suficientemente fuerte como para considerarla significativa.

5.8.2.10. Zinc

- ✓ Correlación con tiempo de retención hidráulica: $-0,708$ (correlación negativa fuerte).
- ✓ Correlación con revoluciones por minuto: -0.256 (correlación negativa débil).

A medida que aumenta el tiempo de retención hidráulica, los niveles de zinc tienden a disminuir significativamente, en cambio, aunque existe una ligera tendencia a que los niveles de zinc disminuyan con el aumento de las revoluciones por minuto, la relación no es lo suficientemente fuerte como para considerarla significativa.

5.8.2.11. Cobre

- ✓ Correlación con tiempo de retención hidráulica: -0.696 (correlación negativa fuerte).
- ✓ Correlación con revoluciones por minuto: -0.342 (correlación negativa moderada).

A medida que aumenta el tiempo de retención hidráulica, los niveles tienden a disminuir significativamente, en cambio, a medida que aumentan las revoluciones, los niveles tienden a disminuir, aunque la relación no es tan fuerte como con el tiempo de retención hidráulica.

5.8.2.12. Coliformes fecales

- ✓ Correlación con tiempo de retención hidráulica: -0.0142 (correlación negativa muy débil).
- ✓ Correlación con revoluciones por minuto: -0.618 (correlación negativa fuerte).

A lo largo del tiempo de retención hidráulica, los niveles de coliformes fecales se mantienen relativamente constantes y no se ven afectados mismo, sin embargo, un aumento en las revoluciones por minuto tiene un efecto positivo en la reducción de coliformes fecales.

5.8.2.13. Coliformes totales

- ✓ Correlación con tiempo de retención hidráulica: -0.0139 (correlación negativa muy débil).
- ✓ Correlación con revoluciones por minuto: -0.678 (correlación negativa fuerte).

El tiempo de retención hidráulica no parece afectar los niveles de coliformes totales de manera notable, en cambio, un aumento en las revoluciones por minuto tiene un efecto positivo en la reducción de coliformes totales, mejorando así la calidad del agua.

5.8.3. Resultado de ANOVA de 3 factores

Como se mencionó en los resultados de normalidad, únicamente 6 variables se distribuyen normalmente, por lo que se aplicó un ANOVA de 3 factores para evaluar el efecto de la etapa del proceso, el tiempo de retención hidráulica y las revoluciones por minuto sobre cada variable fisicoquímica (Tabla 30).

Tabla 30. Resultados de la prueba de ANOVA de 3 factores en RStudio.

Resultados de RStudio	Interpretación
<pre>ANOVA 3 factores para Turbidez : Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F) Etapa 1 2.950 2.950 0.837 0.412 Tiempo_retencion_dias 1 3.168 3.168 0.899 0.397 Revoluciones_por_minuto 1 0.033 0.033 0.009 0.927 Etapa:Tiempo_retencion_dias 1 2.451 2.451 0.695 0.451 Etapa:Revoluciones_por_minuto 1 0.082 0.082 0.023 0.886 Tiempo_retencion_dias:Revoluciones_por_minuto 1 5.476 5.476 1.553 0.281 Etapa:Tiempo_retencion_dias:Revoluciones_por_minuto 1 1.345 1.345 0.381 0.570 Residuals 4 14.103 3.526</pre>	<p>No se encontró evidencia de que los factores estudiados o sus interacciones afecten la turbidez de manera significativa.</p>
<pre>ANOVA 3 factores para pH : Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F) Etapa 1 0.0096 0.0096 0.208 0.6724 Tiempo_retencion_dias 1 0.3784 0.3784 8.199 0.0458 * Revoluciones_por_minuto 1 0.1833 0.1833 3.971 0.1171 Etapa:Tiempo_retencion_dias 1 0.0100 0.0100 0.216 0.6665 Etapa:Revoluciones_por_minuto 1 0.0048 0.0048 0.105 0.7623 Tiempo_retencion_dias:Revoluciones_por_minuto 1 0.0000 0.0000 0.000 0.9981 Etapa:Tiempo_retencion_dias:Revoluciones_por_minuto 1 0.0001 0.0001 0.002 0.9642 Residuals 4 0.1846 0.0462</pre> <p>--- Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1</p>	<p>El análisis indica que el tiempo de retención hidráulica tiene un efecto significativo sobre el pH, lo que podría implicar que variaciones en este factor, podrían influir en los niveles de pH en el sistema.</p>
<pre>ANOVA 3 factores para conductividad_electrica : Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F) Etapa 1 229.69 229.69 11.117 0.029 * Tiempo_retencion_dias 1 17.68 17.68 0.856 0.407 Revoluciones_por_minuto 1 86.94 86.94 4.208 0.110 Etapa:Tiempo_retencion_dias 1 30.60 30.60 1.481 0.291 Etapa:Revoluciones_por_minuto 1 2.52 2.52 0.122 0.744 Tiempo_retencion_dias:Revoluciones_por_minuto 1 1.25 1.25 0.061 0.818 Etapa:Tiempo_retencion_dias:Revoluciones_por_minuto 1 9.38 9.38 0.454 0.537 Residuals 4 82.65 20.66</pre> <p>--- Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1</p>	<p>El análisis indica que la etapa tiene un efecto significativo sobre la conductividad eléctrica, lo que sugiere que las condiciones o características de esta variable pueden influir en los niveles de conductividad.</p>
<pre>ANOVA 3 factores para Cromo : Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F) Etapa 1 1.408e-05 1.408e-05 0.894 0.3979 Tiempo_retencion_dias 1 1.972e-04 1.972e-04 12.519 0.0241 * Revoluciones_por_minuto 1 1.875e-05 1.875e-05 1.190 0.3366 Etapa:Tiempo_retencion_dias 1 1.000e-07 1.000e-07 0.006 0.9418 Etapa:Revoluciones_por_minuto 1 8.000e-08 8.000e-08 0.005 0.9455 Tiempo_retencion_dias:Revoluciones_por_minuto 1 7.710e-06 7.710e-06 0.490 0.5226 Etapa:Tiempo_retencion_dias:Revoluciones_por_minuto 1 2.000e-08 2.000e-08 0.002 0.9708 Residuals 4 6.300e-05 1.575e-05</pre> <p>--- Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1</p>	<p>El análisis indica que el tiempo de retención hidráulica tiene un efecto significativo sobre la concentración de cromo, lo que sugiere que variaciones en este factor podrían influir en los niveles de cromo.</p>

```
ANOVA 3 Factores para Zinc :
Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
Etapa 1 0.003675 0.003675 5.685 0.0756 .
Tiempo_retencion_dias 1 0.007736 0.007736 11.967 0.0258 *
Revoluciones_por_minuto 1 0.001008 0.001008 1.560 0.2798
Etapa:Tiempo_retencion_dias 1 0.000086 0.000086 0.133 0.7342
Etapa:Revoluciones_por_minuto 1 0.000075 0.000075 0.116 0.7505
Tiempo_retencion_dias:Revoluciones_por_minuto 1 0.000238 0.000238 0.368 0.5767
Etapa:Tiempo_retencion_dias:Revoluciones_por_minuto 1 0.000021 0.000021 0.033 0.8644
Residuals 4 0.002586 0.000646
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
```

El análisis indica que el tiempo de retención hidráulica tiene un efecto significativo sobre la concentración de zinc. Por otro lado, aunque el factor etapa no alcanza el umbral de significancia convencional, su valor de p cercano a 0.05 sugiere que podría ser un factor para considerar en futuras investigaciones.

```
ANOVA 3 Factores para Cobre :
Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
Etapa 1 0.003333 0.003333 2.694 0.1761
Tiempo_retencion_dias 1 0.011172 0.011172 9.028 0.0398 *
Revoluciones_por_minuto 1 0.002700 0.002700 2.182 0.2137
Etapa:Tiempo_retencion_dias 1 0.000015 0.000015 0.012 0.9180
Etapa:Revoluciones_por_minuto 1 0.000033 0.000033 0.027 0.8776
Tiempo_retencion_dias:Revoluciones_por_minuto 1 0.000648 0.000648 0.524 0.5093
Etapa:Tiempo_retencion_dias:Revoluciones_por_minuto 1 0.000215 0.000215 0.174 0.6983
Residuals 4 0.004950 0.001237
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
```

El análisis indica que el tiempo de retención hidráulica tiene un efecto significativo sobre la concentración de cobre, lo que sugiere que variaciones en este factor podrían influir en los niveles de cobre.

El análisis reveló que el tiempo de retención hidráulica tiene un efecto significativo sobre variables como pH, cromo, zinc y cobre, mientras que la etapa afecta de manera significativa la conductividad eléctrica. Por el contrario, no se encontró evidencia de que los factores estudiados afecten de manera significativa la turbidez.

5.8.4. Resultado de Kruskal-Wallis

Los resultados (Tabla 31) del análisis de Kruskal-Wallis indican que los p-valores para las variables Temperatura, Color, Oxígeno disuelto, DBO, DQO, Coliformes fecales y Coliformes totales son mayores que 0.05, sugiriendo que no existen diferencias significativas en los cambios de estos parámetros con la Etapa, concluyendo que no tienen un impacto significativo en el comportamiento de estas variables a lo largo del sistema.

Tabla 31. Resultado de la prueba de Kruskal-Wallis para variables que no siguen una distribución normal.

Variable	Etapa		Tiempo de retención hidráulica		Revoluciones por minuto	
	Chi-squared	p-value	Chi-squared	p-value	Chi-squared	p-value
Temperatura	2.619	0.1056	3.6634	0.1601	3.4637	0.0627
Color	1.261	0.2615	9.3018	0.0095	0.3152	0.5745
Oxígeno disuelto	1.8591	0.1727	4.8149	0.09004	1.6468	0.0491
DBO	1.2608	0.2615	8.8	0.0122	0.52105	0.4704
DQO	1.2608	0.2615	8.8	0.0122	0.52105	0.4704
Coliformes fecales	3.3233	0.0683	1.0609	0.5884	5.7747	0.01626
Coliformes totales	3.3233	0.0683	1.0609	0.5884	5.7747	0.01626

En cuanto al tiempo de retención hidráulica, se observó que el Color, la DBO y la DQO muestran diferencias significativas, sugiriendo que el tiempo de retención hidráulica tiene un efecto en el cambio de estos parámetros, disminuyendo su valor a lo largo del tiempo. Por otro lado, para la Temperatura, el Oxígeno disuelto, los Coliformes fecales y los Coliformes totales, no se encontraron diferencias significativas, indicando que estos parámetros no están influenciados por el tiempo de retención.

Respecto a las revoluciones por minuto, la temperatura muestra una tendencia a ser diferente, aunque no de manera concluyente. En cambio, se determinó que el Oxígeno disuelto se ve influenciado por las revoluciones por minuto, ya que, a medida que aumentan las revoluciones, también aumenta el oxígeno disuelto. Para los Coliformes fecales y los Coliformes totales, las revoluciones por minuto pueden afectar mínimamente su concentración. Sin embargo, para el Color, la DBO y la DQO, no se encontraron diferencias significativas, sugiriendo que estos parámetros no están influenciados por el cambio en las revoluciones por minuto.

Capítulo VI

6. Conclusiones

Es fundamental considerar que las limitaciones del estudio, como la asunción de un flujo pistón (que asume un caudal), la falta de un blanco o testigo y el cambio de la temperatura del agua en relación con la temperatura del laboratorio, impiden asegurar al 100% que las remociones observadas sean atribuibles exclusivamente al diseño del sistema.

Sin embargo, se podría asumir que el diseño e implementación a escala de laboratorio de un sistema de biodiscos mixtos para el tratamiento de agua fueron prometedores y los resultados obtenidos demostraron que podrían ser satisfactorios. Estos resultados podrían evidenciar la efectividad del sistema en la mejora de diversos parámetros de la calidad del agua.

El sistema de biodiscos diseñado y elaborado en este proyecto está conformado por tres cubos plásticos interconectados y dispuestos en línea, a lo largo de los cubos se encuentra un eje central que consiste en una varilla de acero conectada a un motor, sobre este eje y dentro cada cubo se encuentran 6 discos de 0.2 m de diámetro y una distancia de 0.04 m entre discos, 18 discos en total, fabricados con el biopolímero PLA (poliácido láctico - un material biodegradable y reciclable); siendo que, cada disco tiene diferente textura y forma.

Los principales parámetros físicos de calidad del agua mejoraron con el tratamiento de los biodiscos mixtos, por ejemplo, la turbidez presentó una remoción máxima del 89.70%, mientras que el color logró una reducción de hasta el 93.31%.

Los parámetros químicos de calidad del agua también mejoraron con el tratamiento de los biodiscos mixtos, la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y la demanda química de oxígeno (DQO) también mostraron reducciones significativas, alcanzando un 79.99% y 90.54% respectivamente. Los metales pesados alcanzaron reducciones del 96.96% para Cr, 87.5% para Zn y 85% para Cu, aunque este último no cumplió con los límites máximos permisibles de calidad del agua para la preservación de vida acuática y silvestre, establecidos en la tabla 2 del Acuerdo Ministerial 097-A (2015).

Los parámetros biológicos disminuyeron un 76% en coliformes fecales del 76% y 90.21% en coliformes totales. Esto indica que el sistema no solo podría mejorar los aspectos físicos y químicos del agua, sino que también su microbiológica.

Los resultados adicionales, permitieron revelar que al aumentar las revoluciones por minuto (rpm) de los discos, de 4 a 7 rpm, no solo aumenta el oxígeno disuelto, sino que, también mejoran significativamente la eficiencia del sistema en la remoción de contaminantes. En particular, la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) mostró un aumento en su remoción del 27.03% al 77.03% a un tiempo de retención hidráulica (TRH) de 0.5 días. Asimismo, la Demanda Química de Oxígeno (DQO) alcanzó remociones de hasta 90.54%.

6.1. Recomendaciones

Los biodiscos contaminados con metales pesados se consideran el residuo del proceso de tratamiento, ya que estos metales no se degradan y permanecen adheridos a ellos. Por lo tanto, es fundamental evitar la disposición inadecuada, ya que esto podría ocasionar una nueva contaminación. Se recomienda implementar tratamientos complementarios, como la incineración, que reduce el volumen de residuos, o el uso de agentes químicos, como ácidos, para extraer y recuperar los metales pesados.

El análisis estadístico destacó en que la remoción de zinc podría verse afectado por el factor etapa, entre microorganismos y algas, se recomienda estudiar como las algas *Chlorella Sp*, a mayor tiempo de retención hidráulica, influiría en la remoción de este contaminante. Así mismo, aumentar el tiempo de retención hidráulica del cromo, podría reducir este contaminante hacia los límites máximos permisibles.

A partir de los resultados obtenidos en este estudio de laboratorio, se recomienda que futuras investigaciones exploren modificaciones en el diseño del sistema de biodiscos. Particularmente, se sugiere realizar nuevos cálculos para optimizar la distancia entre los biodiscos y evaluar la posibilidad de incrementar su número en el sistema. Estas modificaciones podrían aumentar la superficie de contacto disponible, promoviendo una mayor eficiencia en los procesos biológicos y, potencialmente, logrando una reducción más significativa en los parámetros evaluados.

6.2. Limitaciones

El estudio asume un flujo pistón en el sistema y esto podría obtener falencias al momento de presentar los resultados del tiempo de retención hidráulica. Por eso, se recomienda que en próximos estudios se realicen pruebas con trazadores para obtener una mejor referencia sobre el tiempo de retención hidráulica, el caudal y su efecto en la remoción de contaminantes.

Es fundamental realizar un monitoreo constante de la temperatura ambiente durante el funcionamiento del sistema. Esto permitirá tener consideraciones relevantes sobre cómo la temperatura puede influir en la actividad microbiana y, por ende, en la eficacia del tratamiento.

Además, siempre se requiere un sistema de control, es decir, un blanco/testigo donde se utilice el mismo tipo de agua sin ningún tratamiento de biodiscos, permitiendo comparar los resultados obtenidos con el sistema de biodiscos y evaluar de manera más precisa la eficacia del tratamiento. En este estudio, los resultados como remoción de metales pesados no se usó un blanco, por lo que la eficiencia de remoción se comparó únicamente con revisiones bibliográficas, siendo que estos resultados no pueden ser 100% confiables.

Referencias bibliográficas

- Abarca, M., Muñoz, E., Vasco, M., & Ati, G. (2023). Análisis de calidad de agua mediante límites permisibles (Tulasma) en la zona media de la parroquia Cebadas, provincia de Chimborazo. *Dominio De Las Ciencias*, 9(4), 972–987. Obtenido de: <https://dominiodelasciencias.com/ojs/index.php/es/article/view/3631>
- Abdullah, N., Yusof, N., Lau, W. J., Jaafar, J., & Ismail, A. F. (2019). Recent trends of heavy metal removal from water/wastewater by membrane technologies. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 76, 17-38. Obtenido de: <https://doi.org/10.1016/j.jiec.2019.03.029>
- Acosta, I. P. M. (2024). Optimización de una planta potabilizadora compacta de filtración rápida para tratar el agua del río Babahoyo. *Ciencia y Educación*, 5(1), 16-31. Obtenido de <https://doi.org/10.5281/zenodo.10525317>
- Acuerdo Ministerial 097-A. (2015). Reforma al libro VI del texto unificado de legislación ambiental secundaria.
- Ahmed, S. F., Kumar, P. S., Rozbu, M. R., Chowdhury, A. T., Nuzhat, S., Rafa, N., Mahlia, T., Ong, H. C., & Mofijur, M. (2021). Heavy metal toxicity, sources, and remediation techniques for contaminated water and soil. *Environmental Technology & Innovation*, 25, 102114. Obtenido de <https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.102114>
- Akale, S., & Shaikh, I. N. (2024). Mixed-matrix membrane designed with water channels and sieving effect for effective removal of heavy metals. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, 22, 100985. Obtenido de: <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2024.100985>
- Akpor O., & Muchie, M. (2010). Remediation of heavy metals in drinking water and wastewater treatment systems: processes and applications. *Int. J. Phys. Sci*, 5, 1807-1817.
- Al-Amshawee, S., & Yunus, M. (2021). Geometry of biofilm carriers: A systematic review deciding the best shape and pore size. *Groundwater For Sustainable Development*, 12, 100520. Obtenido de: <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2020.100520>
- Almomani, F., Bhosale, R., Khraisheh, M., Kumar, A., & Almomani, T. (2020). Heavy metal ions removal from industrial wastewater using magnetic nanoparticles (MNP). *Applied Surface Science*, 506, 144924. Obtenido de: <https://doi.org/10.1016/j.apsusc.2019.144924>
- Angamarca, D & Valarezo, L. (2020). “Determinación de la contaminación del recurso hídrico provocado por la actividad minera en la cuenca alta del río santa rosa, provincia de El Oro”. Cuenca-Ecuador.
- Antoine, R. (1976). *Fixed biological surfaces- wastewater treatment: the rotating biological contactor*. CRC press. 200 p.

- Antonie, R. L. (2018). *Fixed Biological Surfaces - Wastewater Treatment: The Rotating Biological Contactor*. Estados Unidos: CRC Press.
- Arenas, C. & Jaramillo, M. (2015). "Planteamiento y evaluación de un tratamiento biológico para agua residual proveniente de proceso de minería aurífera". UNIVERSIDAD CATÓLICA DE MANIZALES
- Arichábala, E. (2023). Diseño y evaluación de un reactor de contactores biológicos rotativos (biodiscos) a escala para el tratamiento de aguas residuales de la Central Térmica El Descanso (Master's thesis). Obtenido de <https://dspace.ups.edu.ec/handle/123456789/25226>
- Arshad, F., Al Momani, D. E., de Vos, W. M., & Zou, L. (2024). Nanocomposite membrane for simultaneous removal of dye and heavy metal ions from wastewater. *Journal of Environmental Management*, 371, 123242. Obtenido de: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.123242>
- Arzamendia, A. (2020). Aplicación de biodiscos como sistema alternativo de tratamiento de lixiviados del relleno sanitario de Encarnación. *Revista sobre estudios e investigaciones del saber académico*, (13), 22-29. Obtenido de: <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=9513064>
- Auz, K. (2019). Evaluación de la capacidad de biorremediación de la especie *Scenedesmus* sp. y *Chlorella* sp. mediante la construcción de un sistema de biodiscos para el tratamiento de aguas residuales del Río el Tejar.
- Badiye, A., Kapoor, N. & Khajuria H. (2013). Copper toxicity: a comprehensive study. *Research Journal of Recent Sciences*. (ISC-2012), 58-67.
- Banerji, S. (1980). Asce water pollution management task committee report on "Rotation Biological Contactor for secondary treatment". First National Symposium/ Workshop on Rotating Biological Contactor Technology, 1, 31-52.
- Baque, R., Simba, L., González, B., Suatunce, P., Diaz, E., & Cadme, L. (2016). Calidad del agua destinada al consumo humano en un cantón de Ecuador. *Revista Ciencia Unemi*, 9 (20), 109-117. Obtenido de: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=582663826015>
- Benalla, S., Addar, F. Z., Tahaikt, M., Elmidaoui, A., & Taky, M. (2022). Heavy metals removal by ion-exchange resin: experimentation and optimization by custom designs. *Desalination and Water Treatment*, 262, 347-358. Obtenido de: <https://doi.org/10.5004/dwt.2022.28607>
- Bhat, S. A., Bashir, O., Ul Haq, S. A., Amin, T., Rafiq, A., Ali, M., Américo-Pinheiro, J. H. P., & Sher, F. (2022). Phytoremediation of heavy metals in soil and water: An eco-friendly, sustainable and multidisciplinary approach. *Chemosphere*, 303(1), 134788. Obtenido de: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134788>

- Botle, A., Salgaonkar, S., Tiwari, R., & Barabde, G. (2024). Unveiling heavy metal pollution dynamics in sediments of river Ulhas, Maharashtra, India: a comprehensive analysis of anthropogenic influence, pollution indices, and health risk assessment. *Environmental geochemistry and health*, 46(10), 419. Obtenido de: <https://doi.org/10.1007/s10653-024-02208-8>
- Calderón, M., Carpio, Y., & Galarza, W. (2023). Metales pesados Cd, Pb y Hg: Una problemática de salud pública en el contexto de las relaciones internacionales e importancia de la academia en su mitigación. *MQRInvestigar*, 7(3), 2545–2578. Obtenido de <https://doi.org/10.56048/MQR20225.7.3.2023.2545-2578>
- Campo, J. (2023). Exploración de un método colorimétrico (RGB) para la estimación de los niveles de Cd, Cu y Pb en aguas por medio de análisis de imágenes. Universidad de los Andes. Obtenido de: <http://hdl.handle.net/1992/67995>
- Cañas, A. (2020). Resinas de intercambio iónico como alternativa para la remoción de metales típicos en el tratamiento de aguas residuales.
- Caviedes, D., Muñoz, R., Perdomo, A., Rodríguez, D., & Sandoval Rojas, I. J. (2015). Treatments for removal of heavy metals commonly found in industrial wastewater: A review. *Revista Ingeniería y Región*;13(1):73-90
- Chevarria del Pino, R. (2023). Índice de la calidad de agua y estado trófico de la laguna Huaypo Cusco. Obtenido de: <https://hdl.handle.net/20.500.13084/8708>
- Chico, M. F., & Sampedro, T. (2022). Production of Bioplastic and their Applications as Food Packaging: PLA AND PHB. *Alimentos Ciencia E Ingeniería*, 29(2), 31-56. Obtenido de: <https://doi.org/10.31243/aci.v29i2.1858>
- Ciszewski, D., Malik, I., & Wardas, M. (2004). Geomorphological influences on heavy metal migration in fluvial deposits: the Mała Panew River valley (southern Poland). *Przełąd Geologiczny*, 52, 163-174.
- Clesceri, L., Greenberg, A., Trussell, R. (1989). Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales. American Public Health Association.
- Cohen, I., Huang, Y., Chen, J., Benesty, J., Benesty, J., Chen, J., ... & Cohen, I. (2009). Pearson correlation coefficient. *Noise reduction in speech processing*, 1-4.
- Conejeros A., Hueichaqueo, C., Martinez, B., & Placeres, A. (2021). Monitoreo de calidad del agua en sistema de agua potable rural. *Ingeniería Electrónica, Automática y Comunicaciones*, 42(3), 60-70. Obtenido de http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1815-59282021000300060&lng=es&tlng=pt.
- Correa, R., & Mocha, M. (2021). "Tratamiento de aguas residuales mediante biodiscos en la Planta de Beneficio Reina del Cisne, El Pache-Portovelo-El Oro". Tesis de grado,

- Universidad Politécnica Salesiana]. Obtenido de:
<https://dspace.ups.edu.ec/handle/123456789/20119>
- Costley, S.; & Wallis, F. (2000). "Effect of flow rate on heavy metal accumulation by rotating biological contactor (RBC) biofilms". *Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology*, 24, 244-250.
- Costley, S.; Wallis, F. (2001). "Bioremediation of heavy metals in a synthetic wastewater using a rotating biological contact". *Water Research*, Volume 35, Issue 15., Pages 3715-3723, ISSN 0043-1354, [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00072-0](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00072-0).
- Cuellar Carrasco, Edwin, Ortega Escobar, Manuel, Ramírez Ayala, Carlos, & Sánchez Bernal, Edgar Iván. (2015). Evaluación de la relación de adsorción de sodio de las aguas de la red hidrográfica del Valle del Mezquital, Hidalgo. *Revista mexicana de ciencias agrícolas*, 6(5), 977-989. Obtenido de:
http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2007-09342015000500006&lng=es&tlng=es.
- Curto, A., Silva, A., & Ferreira, J. (2021a). Sustainable water treatment technologies: A review of recent advancements. *Journal of Cleaner Production*, 278, 123-135.
- Curto, D., Franzitta, V., & Guercio, A. (2021b). A review of the water desalination technologies. *Applied Sciences*, 11(2), 670.
- Deena, S. R., Kumar, G., Vickram, A., Singhanian, R. R., Dong, C., Rohini, K., Anbarasu, K., Thanigaivel, S., & Ponnusamy, V. K. (2022). Efficiency of various biofilm carriers and microbial interactions with substrate in moving bed-biofilm reactor for environmental wastewater treatment. *Bioresource Technology*, 359, 127421. Obtenido de:
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.127421>
- Escobar-Segovia, K., Jiménez-Oyola, S., Garcés-León, D., Paz-Barzola, D., Navarrete, E. C., Romero-Crespo, P., & Salgado, B. (2021). Heavy metals in rivers affected by mining activities in Ecuador: Pollution and human health implications. *WIT Transactions on Ecology and the Environment*, 250, 61-72.
- Ferhat, M., Kadouche, S., & Lounici, H. (2016). Immobilization of heavy metals by modified bentonite coupled coagulation/flocculation process in the presence of a biological flocculant. *Desalination and Water Treatment*, 57(13), 6072-6080. Obtenido de:
<https://doi.org/10.1080/19443994.2015.1012559>
- Fernández, A., (2012). El agua: un recurso esencial. *Química Viva*, 11 (3), 147-170. Obtenido de:
<http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=86325090002>
- Fuentes, M., Ramos, J., Jiménez, M., & Esparza, M. (2015). Caracterización de la materia orgánica disuelta en agua subterránea del Valle de Toluca mediante espectrofotometría de fluorescencia 3D. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 31(3), 253-264.

- Obtenido de: http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-49992015000300005&lng=es&tlng=es.
- GAD Sigsig. (2023). Actualización del Plan de Desarrollo y Ordenamiento Territorial del cantón Sigsig 2023-2027 (pp. 1-692).
- Gamarra, N.; & Uceda, R. (2017). "Determinación de metales pesados por espectrofotometría de absorción atómica en truchas arcoíris "oncorhynchus mykiss" del río Chiapuquio de Ingenio-Huancayo". Obtenido de: http://repositorio.uigv.edu.pe/bitstream/handle/20.500.11818/1697/TESIS_NOEMI%20ALICIA_Y_ROSA%20YSABEL.pdf?sequence=3&isAllowed=y
- García, I., Manduca, A., & Jáuregui, U. (2023). Contaminación de aguas por elementos metálicos traza y empleo de carbón activado para su remoción. *Ciencia, Ambiente y Clima*, 6(1), 9–44. Obtenido de: <https://doi.org/10.22206/cac.2023.v6i1.pp9-44>
- Garzon-Villalba, X. (2024). We all deserve to live in a clean environment: undernutrition and pollution in Ecuador. *Journal of Public Health and Emergency*,
- Guataquirá, J. (2023). Consideraciones para el cálculo del Índice de Riesgo de Calidad del Agua según las tendencias actuales sanitarias y epidemiológicas. Corporación Universitaria del Meta UNIMETA. Obtebido de: <https://repositorio.unimeta.edu.co/handle/unimeta/1237>
- Gutarra, R. (2016). "Diseño de la infraestructura para el tratamiento de aguas residuales mediante biodiscos del sistema de alcantarillado de la localidad de huayllaspanca – sapallanga". Tesis de grado, UNIVERSIDAD PERUANA LOS ANDES]. https://repositorio.upla.edu.pe/bitstream/handle/20.500.12848/135/Rogers_Hugo_Tesis_Ingeniero_2016.pdf?sequence=3&isAllowed=y
- HACH Company. (2000). Manual de análisis de agua. Segunda edición en español. Loveland, Colorado, EE.UU. 218 pp. Obtenido de: <https://www.hach.com/asset-get.download.jsa?id=7639984469>
- Hama Aziz, K. H. H., Mustafa, F. S., Omer, K. M., Hama, S., Hamarawf, R. F., & Rahman, K. O. (2023). Heavy metal pollution in the aquatic environment: Efficient and low-cost removal approaches to eliminate their toxicity: A review. *Environmental Science: Advances*, 13(26), 17595–17610. Obtenido de: <https://doi.org/10.1039/d3ra00723e>
- Hamdan, A. M., Abd-El-Mageed, H., & Ghanem, N. (2021). Biological treatment of hazardous heavy metals by *Streptomyces rochei* ANH for sustainable water management in agriculture. *Scientific reports*, 11(1), 9314. Obtenido de: <https://doi.org/10.1038/s41598-021-88843-y>
- Hannah, J., Smith, R., & Lee, T. (2022). Global water quality and the impact of industrialization. *Journal of Environmental Management*, 300, 113-125.

- Hernández, M. & Hernández, O. (2022). "Fitorremediación de suelos contaminados por metales pesados: una revisión. Revista Ciencia y Tecnología El Higo". 12(2), 15-28. Obtenido de: <https://camjol.info/index.php/elhigo/article/view/15197/18001>
- Hinostraza, J. & Moscoso, E. (2014). Construcción de un sistema de biodiscos para el tratamiento de aguas residuales urbanas de los efluentes "Las Virgenes"-Huancayo a nivel de laboratorio. Obtenido de: <http://hdl.handle.net/20.500.12894/1011>
- Huamantínco, L., Ramírez, L. & Romani, L. (2024). Evaluación de la intermitencia de giro en el rendimiento de descontaminación de agua residual doméstica de un contactor rotativo biológico de jaula empaquetada. Obtenido de: <https://hdl.handle.net/20.500.12394/15824>
- Huaraca, F. (2017, 13 diciembre). Evaluación Ecotoxicológica de Aguas Contaminadas con Glifosato a partir de los Bioindicadores *Daphnia magna* y *Artemia salina*. Obtenido de: <http://bibdigital.epn.edu.ec/handle/15000/19010>
- Islam, M. M., Saxena, N., & Sharma, D. (2024). Phytoremediation as a green and sustainable prospective method for heavy metal contamination: A review. RSC Sustainability, 2(5), 1269-1288. Obtenido de: <https://doi.org/10.1039/d3su00440f>
- Jasim, A. Q., & Ajjam, S. K. (2024). Removal of heavy metal ions from wastewater using ion exchange resin in a batch process with kinetic isotherm. South African Journal of Chemical Engineering, 49, 43-54. Obtenido de: <https://doi.org/10.1016/j.sajce.2024.04.002>
- Jasu, A., & Ray, R. R. (2021). Biofilm mediated strategies to mitigate heavy metal pollution: A critical review in metal bioremediation. Biocatalysis And Agricultural Biotechnology, 37, 102183. Obtenido de: <https://doi.org/10.1016/j.bcab.2021.102183>
- Johnston, R., Heijnen, H., & Wurzel, P. (2001). Safe water technology. *United Nations Synthesis Report on Arsenic in Drinking Water*, 1-98.
- Joseph, B., Raj, J. S., Edwin, B., P, D. S., Jeevitha, M. V., Ajisha, S. U., & Rajan, S. S. (2011). Toxic effect of heavy metals on aquatic environment. International Journal of Biological and Chemical Sciences, 4. Obtenido de: <https://doi.org/10.4314/ijbcs.v4i4.62976>
- Juárez, H. (2006). Contaminación del río Rímac por metales pesados y efecto en la agricultura en el cono este de Lima metropolitana. Universidad Agraria La Molina. Lima-Perú.
- Jurado De la Cruz, J., & Vargas, E. (2015). Remoción de materia orgánica en un sistema biodiscos en el tratamiento de aguas residuales urbanas de los efluentes "Las Virgenes"-Huancayo a nivel de laboratorio. Obtenido de <https://repositorio.uncp.edu.pe/handle/20.500.12894/1006>
- Kabir Niloy, H., Chowdhury, A. I., Islam, M. S., Pervez, A., Asseri, A. H., Alsohibany, K. S., Molla, M. H. R., Rahman, M. A., & Uddin, M. S. (2024). Bioaccumulation of heavy metals in water and mollusks in the Karnafully estuary: Potential human health risk and environmental

- contamination. *Regional Studies in Marine Science*, 78, 103752. Obtenido de: <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2024.103752>
- Kim, H. Y. (2014). Statistical notes for clinical researchers: Two-way analysis of variance (ANOVA)-exploring possible interaction between factors. *Restorative dentistry & endodontics*, 39(2), 143-147.
- Kim, J. G., Ku, J., Jung, J., Park, Y. S., Choi, G. H., Hwang, S. S., Lee, J.-H., & Lee, A. S. (2024). Ion-exchangeable and sorptive reinforced membranes for efficient electrochemical removal of heavy metal ions in wastewater. *Journal of Cleaner Production*, 438, 140779. Obtenido de: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2024.140779>
- Kiran, B., Kumar, V., & Singh, A. (2017a). Heavy metal contamination in water: A review on sources, effects, and treatment methods. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(1), 1-15.
- Kiran, M.; Pakshirajan, K.; & Das, G. (2017b). "A new application of anaerobic rotating biological contactor reactor for heavy metal removal under sulfate reducing condition". *Chemical Engineering Journal*, 321, 67-75. Obtenido de: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.03.080>
- Kulkarni, S. J. (2016). A review on research and studies on dissolved oxygen and its affecting parameters. *International Journal of Research and Review*, 3(8), 18-22.
- Kumar, A., Song, H., Mishra, S., Zhang, W., Zhang, Y., Zhang, Q., & Yu, Z.. (2023). Application of microbial-induced carbonate precipitation (MICP) techniques to remove heavy metal in the natural environment: A critical review. *Chemosphere*, 318, 137894. Obtenido de: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.137894>
- Kumar, V., Singh, A., & Kiran, B. (2020). Bioremediation of heavy metals using microbial systems: A review. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(1), 1-15.
- Leiva, F. (2024). Evaluación de los parámetros físico químicos y biológicos del río llave, tramo que atraviesa la ciudad de llave-2024. Obtenido de <http://repositorio.upsc.edu.pe/handle/UPSC/873>
- Li, R., Tang, X., Guo, W., Lin, L., Zhao, L., Hu, Y., & Liu, M. (2020). Spatiotemporal distribution dynamics of heavy metals in water, sediment, and zoobenthos in mainstream sections of the middle and lower Changjiang River. *Science of The Total Environment*, 714, Obtenido de: 136779. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136779>
- Lin, L., Yang, H., & Xu, X. (2022). Effects of water pollution on human health and disease heterogeneity: A review. *Frontiers in Environmental Science*, 10. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.880246>
- Ling, Y. (2024). Urbanization and its effects on water resources: A global perspective. *Water Resources Research*, 60(2), 456-470.

- Liu, N., Zhao, J., Du, J., Hou, C., Zhou, X., Chen, J., & Zhang, Y. (2024). Non-phytoremediation and phytoremediation technologies of integrated remediation for water and soil heavy metal pollution: A comprehensive review. *Science of The Total Environment*, 948, 174237. Obtenido de: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.174237>
- Lojano E. y Lucero A. (2011). Estado de la calidad físico-químico, bacteriológico y biológico del agua, de la subcuenca del río Santa Bárbara, en una estación climática, cantones Sigsig, Chordeleg y Gualaceo, provincia del Azuay – Ecuador. Obtenido de: <https://dspace.uazuay.edu.ec/bitstream/datos/168/1/08089.pdf>
- Luka, Y.; Highina, B.; Zubairu, A.; Adeleke, A.; Hamadou, M.; Musti, Y.; & Yunus, M. (2024). “Biosorption as Technique for Remediation of Heavy Metals from Wastewater using Microbial Biosorbent”. *Biological Sciences*, 4(1), 564-574.
- Mahurpawar, M. (2015). Effects of heavy metals on human health. *Int J Res Granthaalayah*, 530 (516), 1-7. Obtenido de: <https://www.mbbcollege.in/db/notes/408.pdf>
- Makhanya, B., Nyandeni, N., Ndulini, S., & Mthembu. (2021). Application of green microalgae biofilms for heavy metals removal from mine effluent. *Physics And Chemistry Of The Earth Parts A/B/C*, 124, 103079. Obtenido de <https://doi.org/10.1016/j.pce.2021.103079>
- Maldonado, J., & Ramón, J. (2022). Sistema de Tratamiento para Aguas Residuales Industriales en Mataderos. *Revista Ambiental Agua, Aire y Suelo*, 1(1). Obtenido de: <https://doi.org/10.24054/aaas.vi1.2046>
- Mariño, J. (2022). Evaluación de alternativas para el tratamiento de aguas residuales en la industria galvánica. Obtenido de <https://repository.unimilitar.edu.co/items/ce45c316-ea11-427a-a5fa-c599592df2ae>
- Márquez, P., Gutiérrez, M. C., Toledo, M., Alhama, J., Michán, C., & Martín, M. A. (2022). Activated sludge process versus rotating biological contactors in WWTPs: Evaluating the influence of operation and sludge bacterial content on their odor impact. *Process Safety and Environmental Protection*, 160, 775-785.
- Matebese, B., Mothibe, K., & Mothiba, M. (2024). Economic and operational challenges in traditional water treatment methods: A review. *Water Research*, 215, 118-130.
- Mendoza Guerra, Y. I., Castro Echavez, F. L., Marín Leal, J. C., & Hedwig Behling, E. (2016). Fitorremediación como alternativa de tratamiento para aguas residuales domésticas de la ciudad de Riohacha (Colombia). *Revista Técnica de la Facultad de Ingeniería Universidad del Zulia*, 39(2), 071-079. Obtenido de: https://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0254-07702016000200004
- Menéndez, C., & Dueñas Moreno, J. (2020). “Criterios de diseño y escalado de biodiscos para el tratamiento de aguas residuales”. *Ingeniería hidráulica y ambiental*, 41(2), 64-74. Recuperado de: http://scielo.sld.cu/scielo.php?pid=S1680-03382020000200064&script=sci_arttext

- Metcalf & Eddy. (2003). *Wastewater engineering: Treatment and resource* (4th ed.). McGraw-Hill Education.
- Miao, Y., Ye, G., & Zhang, G. (2024). Effect of dissolved-oxygen on the flotation behavior of pyrite at high altitude area. *International Journal of Minerals, Metallurgy and Materials*, 31(10), 2148-2158.
- Mishra, A., Singh, R., & Gupta, P. (2021). Innovative approaches for sustainable water treatment: A review. *Environmental Technology & Innovation*, 22, 101-115.
- Mishra, B. K., Kumar, P., Saraswat, C., Chakraborty, S., & Gautam, A. (2021). Water security in a changing environment: Concept, challenges and solutions. *Water*, 13(4), 490.
- Mizyed, A. (2021). Review on application of rotating biological contactor in removal of various pollutants from effluent. *Technium BioChemMed*, 2(1), 41-61.
- Montaño, A., Reina, D. & Rodríguez, D. (2021, 26 mayo). Dimensionamiento y puesta en marcha de la tecnología de un biodisco a escala piloto para el tratamiento de lixiviados del relleno sanitario ubicada en el Municipio de Cucunubá - Cundinamarca. Obtenido de: <http://hdl.handle.net/11349/26031>
- MUDDER, T y WHITLOCK, J. (1984). Method for the biological removal of free and complex cyanides and thiocyanates from water. Estados Unidos.
- Najamuddin, Inayah, Labenua, R., Samawi, M. F., Yaqin, K., Paembonan, R. E., Ismail, F., & Harahap, Z. A. (2024). Distribution of heavy metals Hg, Pb, and Cr in the coastal waters of small islands of Ternate, Indonesia. *Ecological Frontiers*, 44(3), 529–537. Obtenido de: <https://doi.org/10.1016/j.chnaes.2023.09.002>
- Nathanson, J. (2024). Water Pollution. *Encyclopaedia Britannica*. Obtenido de: <https://www.britannica.com/science/water-pollution>
- Neira, C., Rojas, J., & Rodas, C. (2021). Metales Pesados. *Coloquio*, (66), 72-77. Obtenido de: <https://revistas.uazuay.edu.ec/index.php/coloquio/article/view/429>
- Noor, M. H. M., & Ngadi, N. (2024). Global research landscape on coagulation-flocculation for wastewater treatment: A 2000–2023 bibliometric analysis. *Journal of Water Process Engineering*, 64, 105696. Obtenido de: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2024.105696>
- Noor, R., Maqsood, A., Baig, A., Pande, C. B., Zahra, S. M., Saad, A., Anwar, M., & Singh, S. K. (2023). A comprehensive review on water pollution, South Asia Region: Pakistan. *Urban Climate*, 48, 101413. Obtenido de: <https://doi.org/10.1016/j.uclim.2023.101413>
- ONU-Agua. (2021). *The United Nations World Water Development Report 2021: Valuing Water*. United Nations.

- Orandi, S., & Lewis, D. M. (2013). Biosorption of heavy metals in a photo-rotating biological contactor--a batch process study. *Applied microbiology and biotechnology*, 97(11), 5113–5123. Obtenido de: <https://doi.org/10.1007/s00253-012-4316-5>
- Ostertagova, E., Ostertag, O., & Kováč, J. (2014). Methodology and application of the Kruskal-Wallis test. *Applied mechanics and materials*, 611, 115-120.
- Oviedo, A.; Moína, E.; Naranjo, J.; & Barcos, M. (2017). “Contaminación por metales pesados en el sur del Ecuador asociada a la actividad minera”. *Bionatura*, 2(4), 437-441. Obtenido de: <https://doi.org/10.21931/rb/2017.02.04.5>
- Pabón, S. E., Benítez, R., Sarria, R. A., & Gallo, J. A.. (2020). Contaminación del agua por metales pesados, métodos de análisis y tecnologías de remoción. Una revisión. *Entre Ciencia e Ingeniería*, 14(27), 9-18. Obtenido de <https://doi.org/10.31908/19098367.0001>
- Pal, P., & Banat, F. (2014). Comparison of heavy metal ions removal from industrial lean amine solvent using ion exchange resins and sand coated with chitosan. *Journal of Natural Gas Science and Engineering*, 18, 227-236. Obtenido de: <https://doi.org/10.1016/j.jngse.2014.02.015>
- Pallee S., Chandra K., Kushneet K., Jaya N. & Dileep K. (2023). Biofilms: Understanding the structure and contribution towards bacterial resistance in antibiotics. *Medicine in Microecology*, 16, 100084. <https://doi.org/10.1016/j.medmic.2023.100084>
- Pérez, J. (2010). “Aplicación y evaluación de un reactor de Contactores biológicos rotativos (RBC o Biodiscos) a escala laboratorio como tratamiento de los lixiviados generados en el relleno sanitario de la pradera”. Tesis de grado para optar el título de magister en ingeniería urbana. Universidad de Medellín. Facultad de ingenierías. Maestría en ingeniería urbana. Medellín.
- Polo, H. (2019). Análisis espacio temporal de las variaciones de temperatura y oxígeno disuelto del acuífero de la ciudad de Santa Marta en los años 2017 Y 2018. Obtenido de: <https://repository.ucc.edu.co/server/api/core/bitstreams/2a6a1a97-6466-42b8-9d9a-7eeba0f40c26/content>
- Prasad, S.; Yadav, K.; Kumar, S.; Gupta, N.; Pinto, M.; Rezanía, S.; Radwan, N.; & Alam, J. (2021). “Chromium contamination and effect on environmental health and its remediation: A sustainable approaches”. *Journal Of Environmental Management*, 285, 112174. Obtenido de: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112174>
- Prefectura del Azuay. (2019). Informe de inspección a las actividades mineras en la comuna Indígenas San Sebastián de SigSig.
- Prefectura del Azuay. (2024). Análisis de los resultados de parámetros de calidad de agua y suelo del río Santa Bárbara. INFORME TÉCNICO N.º: GPA-DGACC-2024-37-INF-CA

- Priya, A., Gnanasekaran, L., Dutta, K., Rajendran, S., Balakrishnan, D., & Soto-Moscoso, M. (2022). Biosorption of heavy metals by microorganisms: Evaluation of different underlying mechanisms. *Chemosphere*, 307, 135957. Obtenido de: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.135957>
- Qasem, N., Mohammed, R., & Lawal, D. U. (2021). Removal of heavy metal ions from wastewater: a comprehensive and critical review. *Clean Water*, 4(1), 36. Obtenido de: <https://doi.org/10.1038/s41545-021-00127-0>
- Qu, J., & Fan, M. (2010). The current state of water quality and technology development for water pollution control in China. *Critical reviews in environmental science and technology*, 40(6), 519-560.
- Quintero, P.; Molano, A.; Pramparo, Laura L. (2021). Diseño hidráulico y evaluación a escala laboratorio de un sistema RBC (Rotating Biological Contactor) para tanque primario de aguas residuales no domésticas provenientes de una industria de bebidas no alcohólicas. *Ingeniare. Revista chilena de ingeniería*, 29(2), 324-333. Obtenido de: <https://dx.doi.org/10.4067/S0718-33052021000200324>
- Ramalho. (1983). Tratamiento de aguas residuales. Reverte S.A.
- Razali, N.; & Wah, Y. B. (2011). "Power comparisons of shapiro-wilk, kolmogorov-smirnov, lilliefors and anderson-darling tests." *Journal of statistical modeling and analytics*, 2(1), 21-33.
- Rico, D. (2020). Análisis de un sistema de fijación de una biopelícula para el tratamiento de aguas superficiales en el río Salitre. Repositorio Institucional Universidad Cooperativa de Colombia. Obtenido de: <https://hdl.handle.net/20.500.12494/32684>
- Rivera, N, Encina, F., Muñoz, A., & Mejias, P. (2004). La Calidad de las Aguas en los Ríos Cautín e Imperial, IX Región-Chile. *Información tecnológica*, 15(5), 89-101. Obtenido de: <https://dx.doi.org/10.4067/S0718-07642004000500013>
- Robles, M. (2024). Seguridad alimentaria: Riesgo asociados Metales Pesados sobre la salud humana. *Journal of American Health*, 7(2). Obtenido de <https://www.jah-journal.com/index.php/jah/article/view/204>
- Rocca, L. (2021). Variación del oxígeno disuelto y su influencia como indicador de Calidad del Agua en Bahía Independencia–Pisco, 2000-2018. Obtenido de: <https://hdl.handle.net/20.500.12692/78661>
- Rodas, A., & Reyes, M. (2024). Diseño de una planta de tratamiento para mejorar la calidad del agua de la Universidad Nacional de Trujillo. Obtenido de: <https://hdl.handle.net/20.500.14414/22638>
- Rodier, J., Legube, B., Merlet, N. (2009). Análisis del agua. 9na Edición

- Rodríguez, D. (2021). Metales pesados y salud. *Correo Científico Médico*, 25(4). Obtenido de: <https://revcocmed.sld.cu/index.php/cocmed/article/view/3702>
- Rodríguez, L. (2024). Participación de los metales pesados cobre, hierro y manganeso en las enfermedades neurodegenerativas a dosis no óptimas en el ser humano.
- Roldán, G. & Ramírez, J. (2008). *Fundamentos de Limnología neotropical*. Colombia Segunda Edición. Medellín. Editorial de la Universidad de Antioquia.
- Romero, J. (2008). "Tratamiento de Aguas Residuales, Teoría y Principios de Diseño". Bogotá, Colombia: 3 ed. 2004. ISBN: 9588060133.
- Sabzehmeidani, M. M., Mahnaee, S., Ghaedi, M., Heidari, H., & Roy, V. A. L. (2021). Carbon based materials: a review of adsorbents for inorganic and organic compounds. *Materials Advances*, 2(2), 598-627. Obtenido de: <https://doi.org/10.1039/d0ma00087f>
- Sadeghi, S. H. R., Kiani Harchegani, M., Younesi, H. A. (2012). Suspended Sediment Concentration and Particle Size Distribution, and Their Relationship with Heavy Metal Content. *Journal of Earth System Science*, 121(1): 63–71. Obtenido de: <https://doi.org/10.1007/s12040-012-0143-4>
- Saini, S., Tewari, S., Dwivedi, J., & Sharma, V. (2023). Biofilm-mediated wastewater treatment: a comprehensive review. *Materials Advances*, 4(6), 1415-1443. Obtenido de <https://doi.org/10.1039/d2ma00945e>
- Salas, D., Gutiérrez, M., & Ávila, D. (2020). Distribución de metales pesados y metaloides en aguas superficiales y sedimentos del río Crucero, Perú. *Revista Boliviana de Química*, 37(4), 185-193. Universidad Mayor de San Andrés. Obtenido de : <https://www.redalyc.org/journal/4263/426365221001/html/>
- Sanchez, V. (2018). Determinación de parámetros físicos y químicos, y su influencia en las características organolépticas en la quebrada el Herrero, Soritor, 2015. Obtenido de <https://tesis.unsm.edu.pe/bitstream/11458/2999/1/SANITARIA%20-%20Vertil%20Sanchez%20Requejo.pdf>
- Saravanan, P., Saravanan, V., Rajeshkannan, R., Arnica, G., Rajasimman, M., Baskar, G., & Pugazhendhi, A. (2024). Comprehensive review on toxic heavy metals in the aquatic system: Sources, identification, treatment strategies, and health risk assessment. *Environmental Research*, 258, 119440. Obtenido de: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.119440>
- Sarria, R.; Gallo, J.; & Benítez, R. (2020). "Tecnologías para remover metales pesados presentes en aguas. Caso Cromo y Mercurio". *Journal de Ciencia e Ingeniería*, 12(1).
- Scholz, M. (2024). Chapter 14 - Rotating biological contactors. In M. Scholz (Ed.), *Wetlands for Water Pollution Control* (3rd ed., pp. 89-92). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-443-13838-6.00014-8>

- Serna, L., Rodríguez, A., & Albán, F. (2011). Ácido poliláctico (PLA): propiedades y aplicaciones. *Ingeniería y Competitividad*, 5(1), 16. Obtenido de: <https://doi.org/10.25100/iyv.v5i1.2301>
- Shak, K. & Wu, J. (2015). Innovative technologies for water treatment: A review. *Water Research*, 75, 1-12.
- Shannon, M. A., Bohn, P. W., Elimelech, M., Georgiadis, J. G., Mariñas, B. J., & Mayes, A. M. (2008). Science and technology for water purification in the coming decades. *Nature*, 452(7185), 301-310.
- Singh, N., Poonia, T., Siwal, S. S., Srivastav, A. L., Sharma, H. K., & Mittal, S. K. (2022a). Challenges of water contamination in urban areas. In *Current directions in water scarcity research* (Vol. 6, pp. 173-202). Elsevier.
- Singh, S., Paswan, S. K., Kumar, P., Singh, R. K., & Kumar, L. (2022b). Heavy metal water pollution: an overview about remediation, removal and recovery of metals from contaminated water. En *Elsevier eBooks* (pp. 263-284). Obtenido de: <https://doi.org/10.1016/b978-0-323-95919-3.00018-5>
- Skotta, A., Jmiai, A., Elhayaoui, W., El-Asri, A., Tamimi, M., Assabbane, A., & El Issami, S. (2023). Suspended matter and heavy metals (Cu and Zn) removal from water by coagulation/flocculation process using a new bio-flocculant: *Lepidium sativum*. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 145, 104792. Obtenido de: <https://doi.org/10.1016/j.jtice.2023.104792>
- Sojka, M., & Jaskuła, J. (2022). Heavy Metals in River Sediments: Contamination, Toxicity, and Source Identification-A Case Study from Poland. *International journal of environmental research and public health*, 19(17), 10502. Obtenido de: <https://doi.org/10.3390/ijerph191710502>
- Sonone, S. S., Sankhla, M. S., Jadhav, S. V., & Kumar, R. (2020). Water contamination by heavy metals and their toxic effect on aquaculture and human health through food chain. *Letters in Applied NanoBioScience*. Obtenido de: <https://www.researchgate.net/publication/344872496>
- Subramani, A., & Jacangelo, J. G. (2015). Emerging desalination technologies for water treatment: a critical review. *Water research*, 75, 164-187.
- Sugumar, W.; & Sadanandan, S. (2010). "Combined Anaerobic-Aerobic Bacterial Degradation of Dyes". *E-Journal of Chemistry*. 7, 739-744.
- Tafur Alvarez, J. E. (2021). Tratamiento de aguas residuales in vitro por medio de la microalga *Chlorella sp.* en el municipio de Barrancabermeja, Colombia. *CITECSA*, 11(18), 5–20. Obtenido de: <https://revistas.unipaz.edu.co/revcitecsa/article/view/227>
- Talledos, E. (2017). Investigaciones geográficas. *Boletín del Instituto de Geografía*, 94, 166-167. <https://doi.org/10.14350/rig.59576>

- Tarqui, C. (2023) Diseño de un Sistema Ablandador de Agua mediante el empleo de Resina de Intercambio Iónico para analizar la influencia del ion magnesio en la resistencia a compresión del hormigón. Obtenido de: <http://repositorio.umsa.bo/xmlui/handle/123456789/34254>
- Tawfik, A., Klapwijk, B., Van Buuren, J., El-Gohary, F., & Lettinga, G. (2004). Physico-chemical factors affecting the E. coli removal in a rotating biological contactor (RBC) treating UASB effluent. *Water Research*, 38(5), 1081-1088. Obtenido de: [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(03\)00345-2](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(03)00345-2)
- Tejada, C., Quiñone, E., Tejada, L., & Marimó, W. (2015b). Absorción de Cromo Hexavalente en soluciones acuosas por cascaras de naranja (*Citrus sinensis*). *Producción + Limpia*, 10(1), 9-21. Obtenido de: http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1909-04552015000100002&lng=en&tlng=es.
- Tejada, C.; Villabona, Á.; & Garcés, L. (2015a). “Adsorción de metales pesados en aguas residuales usando materiales de origen biológico”. *Tecnológicas*, 18(34), 109-123. Obtenido de: http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0123-77992015000100010&lng=en&tlng=es.
- Torres, P., Cruz, C. H., & Patiño, P. J. (2009). Índices de calidad de agua en fuentes superficiales utilizadas en la producción de agua para consumo humano: Una revisión crítica. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*, 8(15, Supl. 1), 79-94. Obtenido de http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1692-33242009000300009&lng=en&tlng=es
- TULSMA. (2003). Texto Unificado de Legislación Secundaria del Ministerio del Ambiente.
- Uddin, M. G., Nash, S., & Olbert, A. I. (2021). A review of water quality index models and their use for assessing surface water quality. *Ecological Indicators*, 122, 107218.
- United Nations. (2021). UN World Water Development Report. Obtenido de: <https://www.unwater.org/publications/un-world-water-development-report-2021>
- UNWWAP. (2003). Water For People, Water For Life: the United Nations World Water Development Report: Executive Summary. Obtenido de: <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000129556>
- Utsev, J., Ogarekpe, N., Tivde, T. (2013). Empirical Regression Model for Biochemical Oxygen Demand Removal in Solar Enhanced Waste Stabilization Ponds. *Energy Science and Technology*, 5(2), 31-35. Obtenido de: <http://dx.doi.org/10.3968/j.est.1923847920130502.2512>
- Valente, M. (2013). Manual práctico de análisis de agua (4.a ed.). Coordinación de Comunicación Social. Obtenido de: https://bvsm.s.saude.gov.br/bvs/publicacoes/manual_practico_analisis_agua_4_ed.pdf

- Verma, R. K., Sankhla, M. S., & Kumar, R. (2018). Mercury contamination in water & its impact on public health. *International Journal of Forensic Science*, 1(2), 72-78. Obtenido de: https://www.researchgate.net/profile/Mahipal-Singh-Sankhla/publication/331633682_Mercury_Contamination_in_Water_Its_Impact_on_Public_Health/links/5c83bee492851c6950661d05/Mercury-Contamination-in-Water-Its-Impact-on-Public-Health.pdf
- Vilela, W.; Espinosa, M.; & Bravo, A. (2020). “La contaminación ambiental ocasionada por la minería en la provincia de El Oro”. *Estudios de la Gestión: revista internacional de administración*, (8), 210-228. Obtenido de: <https://doi.org/10.32719/25506641.2020.8.8>
- Villena, A. (2018). Water quality and public health: A global challenge. *International Journal of Environmental Health Research*, 28(3), 245-258.
- Vos, J. (2025). The political ecology of our water footprints: Rethinking the colours of virtual water. *World Development*, 185, 106801. Obtenido de: <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2024.106801>
- Wang, R., Zhan, Z., Song, B., Saakes, M., van der Weijden, R. D., Buisman, C. J. N., & Lei, Y. (2024). Electrochemical route outperforms chemical struvite precipitation in mitigating heavy metal contamination. *Journal of Hazardous Materials*, 465, 133418. Obtenido de: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.133418>
- Wang, Y., Yang, Y., Li, Q., Zhang, Y., & Chen, X. (2022a). Early warning of heavy metal pollution after tailing pond failure accident. *Journal of Earth Science*, 33(4), 1047–1055. Obtenido de: <https://doi.org/10.1007/s12583-020-1103-6>
- Wang, Z., Luo, P., Zha, X., Xu, C., Kang, S., Zhou, M., & Wang, Y. (2022b). Overview assessment of risk evaluation and treatment technologies for heavy metal pollution of water and soil. *Journal of Cleaner Production*, 379, 134043. Obtenido de <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.134043>
- Waqas, S., Harun, N. Y., Sambudi, N. S., Bilad, M. R., Abioye, K. J., Ali, A., & Abdulrahman, A. (2023). A Review of Rotating Biological Contactors for Wastewater Treatment. *Water*, 15(10), 1913. <https://doi.org/10.3390/w15101913>
- Werkneh, A. A., & Gebru, S. B. (2023). Development of ecological sanitation approaches for integrated recovery of biogas, nutrients and clean water from domestic wastewater. *Resources, Environment and Sustainability*, 11, 100095.
- Xie, S., Huang, L., Su, C., Yan, J., Chen, Z., Li, M., Du, M., & Zhang, H. (2024). Application of clay minerals as adsorbents for removing heavy metals from the environment. *Green and Smart Mining Engineering*, 1(3), 249-261. <https://doi.org/10.1016/j.gsme.2024.07.002>
- Xu, X., Yang, H. y Li, C. (2022). Modelo teórico y características reales de la contaminación del aire que afectan los costos de salud: una revisión. *Ijerp* 19, 3532. Obtenido de: doi:10.3390/ijerp19063532

- Yamisaca, N. (2024). Caracterización fisicoquímica y microbiológica del agua procedente de vertientes subterráneas para consumo humano en dos comunidades de la Parroquia San Luis. Obtenido de: <http://dspace.esPOCH.edu.ec/handle/123456789/22566>
- Yousefi, Y., Hanachi, P., Samadi, M., & Khoshnamvand, M. (2023). Heavy metals (copper and iron) and nutrients (nitrate and phosphate) removal from aqueous medium by microalgae *Chlorella vulgaris* and *Scenedesmus obliquus*, and their biofilms. *Marine Environmental Research*, 188, 105989. Obtenido de <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2023.105989>
- Yu, X. & Lu, S. (2016). Multiscale Correlations of Iron Phases and Heavy Metals in Technogenic Magnetic Particles from Contaminated Soils. *Environmental Pollution*, 219: 19–27. Obtenido de: <https://doi.org/10.1016/j>
- Yuan, X.; Wang, Y.; Wang, C.; Ye, L.; Wang, K.; Wang, Y.; & Shen, F. (2024). “Variable correlation analysis-based convolutional neural network for far topological feature extraction and industrial predictive modeling.” *IEEE Transactions on Instrumentation and Measurement*.
- Zaimee, M. Z. A., Sarjadi, M. S., & Rahman, M. L. (2021). Heavy Metals Removal from Water by Efficient Adsorbents. *Water*, 13(19), 2659. Obtenido de <https://doi.org/10.3390/w13192659>
- Zamora, C., Negrete, D., Figueroa, F., Zamora, E., Ni, M., Alexis, F., & Guerrero, V. (2021). Heavy metal water pollution: A fresh look about hazards, novel and conventional remediation methods. *Environmental Technology & Innovation*, 22, 101504. Obtenido de <https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.101504>
- Zhang, Y., Wang, Y., & Liu, X. (2019). Recovery of phosphorus from wastewater using biodisc technology: A sustainable approach. *Journal of Environmental Management*, 250, 109–117.
- Zhao, H., Zhou, Y., Zou, L., Lin, C., Liu, J., & Li, Y.-Y. (2024). Pure water and resource recovery from municipal wastewater using high-rate activated sludge, reverse osmosis, and mainstream anammox: A pilot scale study. *Water Research*, 266, 122443. Obtenido de: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2024.122443>
- Zheng, X., Alam, O., Zhou, Y., Du, D., Li, G., & Zhu, W. (2024). Heavy metals detection and removal from contaminated water: A critical review of adsorption methods. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 12(6), 114366. Obtenido de: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2024.114366>
- Ziembińska, A., Ciesielski, S., Żabczyński, S., & Cema, G. (2019a). Bacterial community structure in rotating biological contactor treating coke wastewater in relation to medium composition. *Environmental science and pollution research international*, 26(19), 19171–19179. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-05087-0>

- Ziemińska, A., Kacmarek, K., & Kacmarek, M. (2019b). Biodisc systems for wastewater treatment: A review of their effectiveness and applications. *Environmental Engineering and Management Journal*, 18(5), 1023-1035.
- Zoss, M. (1986). The use of biodiscs in wastewater treatment: A practical approach. *Water Pollution Control*, 12(3), 45-50.

Anexos

Anexo A. Toma de muestra de agua



Anexo B. Microorganismos Eficaces EM-1



Anexo C. Datos de monitoreo con repeticiones

Caudal (m3/día)	0,071796187
Carga Hidráulica (m3/m2*día)	0,126963534
TRH	0,5
RPM	4

		Unidad	Etapa 2				Etapa 3			
			1	2	3	Prom	1	2	3	Prom
Parámetros físicos	Temperatura	°C	16,4	16,4	16,4	16,4	16,8	16,8	16,8	16,8
	Color	Pt_Co	175	174	175	174,667	186	187	186	186,33
	Turbidez	NTU	9	10	9	9,333	11	12	11	11,33
Parámetros químicos	pH		6,4	6,4	6,4	6,4	6,35	6,35	6,35	6,35
	Oxígeno Disuelto	mg/L	7,94	7,92	7,94	7,933	7,96	7,95	7,96	7,957
	DBO	mg/L	83,358			83,358	75,112			75,112
	DQO	mg/L	122			122	108			108
	Conductividad eléctrica	uS/cm	47,6	47,7	47,6	47,633	28,2	28,4	28,2	28,267
	Cromo	mg/L	0,018	0,019	0,018	0,018	0,016	0,015	0,016	0,016
	Zinc	mg/L	0,14	0,13	0,14	0,137	0,11	0,12	0,11	0,113
	Cobre	mg/L	0,16	0,17	0,16	0,163	0,14	0,13	0,14	0,137
Parámetros biológicos	Coliformes fecales	NMP	150			150	71			71
	Coliformes totales	NMP	4800			4800	2400			2400

Caudal (m3/día)	0,035898093
Carga Hidráulica (m3/m2*día)	0,063481767
TRH	1
RPM	4

		Unidad	Etapa 2				Etapa 3			
			1	2	3	Prom	1	2	3	Prom
Parámetros físicos	Temperatura	°C	16,2	16,2	16,2	16,2	16,6	16,6	16,6	16,6
	Color	Pt_Co	31	33	31	31,667	38	36	38	37,333
	Turbidez	NTU	8	8	8	8	9	7	9	8,333
Parámetros químicos	pH		6,02	6,02	6,02	6,02	6,24	6,24	6,24	6,24
	Oxígeno Disuelto	mg/L	7,42	7,4	7,42	7,4133	7,57	7,55	7,57	7,5633
	DBO	mg/L	44,484			44,484	27,992			27,992
	DQO	mg/L	56			56	28			28
	Conductividad eléctrica	uS/cm	47,7	47,6	47,7	47,667	43,1	43,4	43,1	43,2
	Cromo	mg/L	0,008	0,007	0,008	0,008	0,005	0,006	0,005	0,0053
	Zinc	mg/L	0,08	0,07	0,08	0,077	0,04	0,05	0,04	0,0433
	Cobre	mg/L	0,1	0,11	0,1	0,103	0,04	0,06	0,04	0,0467
Parámetros biológicos	Coliformes fecales	NMP	71			71	36			36
	Coliformes totales	NMP	2400			2400	1300			1300

Caudal (m3/día)	0,017949047
Carga Hidráulica (m3/m2*día)	0,031740883
TRH	2
RPM	4

		Etapa 2				Etapa 3				
		Unidad	1	2	3	Prom	1	2	3	Prom
Parámetros físicos	Temperatura	°C	16,2	16,2	16,2	16,2	16,4	16,4	16,4	16,4
	Color	Pt_Co	28	27	28	27,667	30	32	30	30,667
	Turbidez	NTU	9,69	9,7	9,69	9,693	10,8	10,9	10,8	10,833
Parámetros químicos	pH		6,665	6,665	6,665	6,665	6,785	6,785	6,785	6,785
	Oxígeno Disuelto	mg/L	7,36	7,35	7,36	7,357	7,93	7,94	7,93	7,933
	DBO	mg/L	22,102			22,102	19,746			19,746
	DQO	mg/L	18			18	14			14
	Conductividad eléctrica	uS/cm	45,6	45,4	45,6	45,533	40,2	40,5	40,2	40,300
	Cromo	mg/L	0,005	0,004	0,005	0,005	0,002	0,004	0,002	0,003
	Zinc	mg/L	0,07	0,06	0,07	0,07	0,02	0,03	0,02	0,02
Cobre	mg/L	0,07	0,08	0,07	0,073	0,03	0,04	0,03	0,033	
Parámetros biológicos	Coliformes fecales	NMP	150			150	36			36
	Coliformes totales	NMP	4800			4800	1300			1300

Caudal (m3/día)	0,071796187
Carga Hidráulica (m3/m2*día)	0,126963534
TRH	0,5
RPM	7

		Etapa 2				Etapa 3				
		Unidad	1	2	3	Prom	1	2	3	Prom
Parámetros físicos	Temperatura	°C	17,9	17,9	17,9	17,9	17,2	17,2	17,2	17,2
	Color	Pt_Co	173	172	173	172,667	178	179	178	178,333
	Turbidez	NTU	10	12	10	10,667	14	12	14	13,333
Parámetros químicos	pH		6,5	6,5	6,5	6,5	6,42	6,42	6,42	6,42
	Oxígeno Disuelto	mg/L	8,05	8,06	8,05	8,05	7,99	7,97	7,99	7,983
	DBO	mg/L	59,209			59,209	31,526			31,526
	DQO	mg/L	81			81	34			34
	Conductividad eléctrica	uS/cm	40,2	40,4	40,2	40,267	29,8	29,9	29,8	29,833
	Cromo	mg/L	0,013	0,014	0,013	0,013	0,01	0,011	0,01	0,010
	Zinc	mg/L	0,1	0,11	0,1	0,10	0,07	0,09	0,07	0,08
Cobre	mg/L	0,12	0,14	0,12	0,13	0,08	0,07	0,08	0,08	
Parámetros biológicos	Coliformes fecales	NMP	71			71	35			35
	Coliformes totales	NMP	2400			2400	470			470

Caudal (m3/día)	0,035898093
Carga Hidráulica (m3/m2*día)	0,063481767
TRH	1
RPM	7

		Etapa 2				Etapa 3				
		Unidad	1	2	3	Prom	1	2	3	Prom
Parámetros físicos	Temperatura	°C	16,5	16,5	16,5	16,5	16,8	16,8	16,8	16,8
	Color	Pt_Co	30	28	30	29,333	36	35	36	35,667
	Turbidez	NTU	7,94	7,93	7,94	7,937	8,96	8,97	8,96	8,963
	pH		6,6	6,6	6,6	6,6	6,642	6,642	6,642	6,642

Parámetros químicos	Oxígeno Disuelto	mg/L	7,71	7,7	7,71	7,707	7,91	7,9	7,91	7,907
	DBO	mg/L	33,293			33,293	23,28			23,28
	DQO	mg/L	37			37	20			20
	Conductividad eléctrica	uS/cm	40,9	40,5	40,9	40,8	34,4	34,2	34,4	34,3
	Cromo	mg/L	0,006	0,007	0,006	0,006	0,005	0,004	0,005	0,005
	Zinc	mg/L	0,07	0,08	0,07	0,07	0,03	0,04	0,03	0,03
	Cobre	mg/L	0,05	0,04	0,05	0,05	0,03	0,04	0,03	0,03
Parámetros biológicos	Coliformes fecales	NMP	36			36	35			35
	Coliformes totales	NMP	1300			1300	470			470

Caudal (m3/día)	0,017949047
Carga Hidráulica (m3/m2*día)	0,031740883
TRH	2
RPM	7

		Etapa 2				Etapa 3				
		Unidad	1	2	3	Prom	1	2	3	Prom
Parámetros físicos	Temperatura	°C	16,4	16,4	16,4	16,4	16,7	16,7	16,7	16,7
	Color	Pt_Co	27	29	27	27,67	29	28	29	28,67
	Turbidez	NTU	9,23	9,2	9,23	9,22	8,01	8,05	8,01	8,02
Parámetros químicos	pH		6,847	6,847	6,847	6,847	6,934	6,934	6,934	6,934
	Oxígeno Disuelto	mg/L	7,53	7,53	7,53	7,53	8,02	8,04	8,02	8,03
	DBO	mg/L	20,924			20,924	19,746			19,746
	DQO	mg/L	16			16	14			14
	Conductividad eléctrica	uS/cm	40,8	40,7	40,8	40,767	34,2	34,6	34,2	34,333
	Cromo	mg/L	0,004	0,005	0,004	0,004	0,002	0,003	0,002	0,002
	Zinc	mg/L	0,05	0,04	0,05	0,05	0,02	0,03	0,02	0,02
Parámetros biológicos	Coliformes fecales	NMP	71			71	35			35
	Coliformes totales	NMP	2400			2400	470			470

Anexo D. Recopilación de muestras

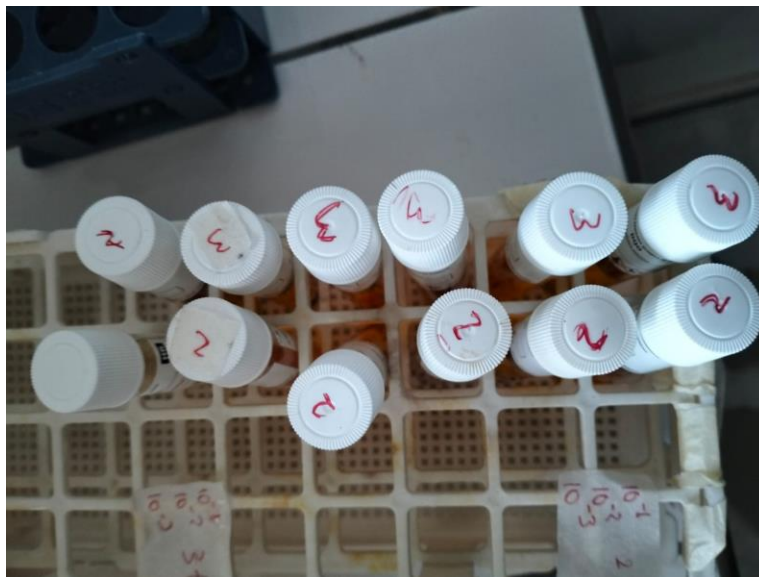
Tiempo de retención hidráulica (Días)			0,5				1				2			
Revoluciones por minuto			4	7	4	7	4	7	4	7	4	7	4	7
PARAMETROS	Unidad	Muestra	Etapa 2 (Microorganismos)		Etapa 3 (Algas)		Etapa 2 (Microorganismos)		Etapa 3 (Algas)		Etapa 2 (Microorganismos)		Etapa 3 (Algas)	
Temperatura	°C	M1	16,4	17,9	16,8	17,2	16,2	16,5	16,6	16,8	16,2	16,4	16,4	16,7
		M2	16,4	17,9	16,8	17,2	16,2	16,5	16,6	16,8	16,2	16,4	16,4	16,7
		M3	16,4	17,9	16,8	17,2	16,2	16,5	16,6	16,8	16,2	16,4	16,4	16,7
Color	Pt_Co	M1	175	173	186	178	31	30	38	36	28	27	30	29
		M2	174	172	187	179	33	28	36	35	27	29	32	28
		M3	175	173	186	178	31	30	38	36	28	27	30	29
Turbidez	NTU	M1	9	10	11	14	8	7,94	9	8,96	9,69	9,23	10,8	8,01
		M2	10	12	12	12	8	7,93	7	8,97	9,7	9,2	10,9	8,05
		M3	9	10	11	14	8	7,94	9	8,96	9,69	9,23	10,8	8,01
pH		M1	6,4	6,5	6,35	6,42	6,02	6,6	6,24	6,642	6,665	6,847	6,785	6,934
		M2	6,4	6,5	6,35	6,42	6,02	6,6	6,24	6,642	6,665	6,847	6,785	6,934
		M3	6,4	6,5	6,35	6,42	6,02	6,6	6,24	6,642	6,665	6,847	6,785	6,934
Oxígeno Disuelto	mg/L	M1	7,94	8,05	7,96	7,99	7,42	7,71	7,57	7,91	7,36	7,53	7,93	8,02
		M2	7,92	8,06	7,95	7,97	7,4	7,7	7,55	7,9	7,35	7,53	7,94	8,04
		M3	7,94	8,05	7,96	7,99	7,42	7,71	7,57	7,91	7,36	7,53	7,93	8,02
DBO	mg/L	M1	83,36	59,21	75,11	31,53	44,48	33,29	27,99	23,28	22,10	20,92	19,75	19,75
DQO	mg/L	M1	122	81	108	34	56	37	28	20	18	16	14	14
Conductividad eléctrica	uS/cm	M1	47,6	40,2	28,2	29,8	47,7	40,9	43,1	34,4	45,6	40,8	40,2	34,2
		M2	47,7	40,4	28,4	29,9	47,6	40,5	43,4	34,2	45,4	40,7	40,5	34,6
		M3	47,6	40,2	28,2	29,8	47,7	40,9	43,1	34,4	45,6	40,8	40,2	34,2
Cromo	mg/L	M1	0,018	0,013	0,016	0,01	0,008	0,006	0,005	0,005	0,005	0,004	0,002	0,002
		M2	0,019	0,014	0,015	0,011	0,007	0,007	0,006	0,004	0,004	0,005	0,004	0,003
		M3	0,018	0,013	0,016	0,01	0,008	0,006	0,005	0,005	0,005	0,004	0,002	0,002
Zinc	mg/L	M1	0,14	0,1	0,11	0,07	0,08	0,07	0,04	0,03	0,07	0,05	0,02	0,02
		M2	0,13	0,11	0,12	0,09	0,07	0,08	0,05	0,04	0,06	0,04	0,03	0,03
		M3	0,14	0,1	0,11	0,07	0,08	0,07	0,04	0,03	0,07	0,05	0,02	0,02

Cobre	mg/L	M1	0,16	0,12	0,14	0,08	0,1	0,05	0,04	0,03	0,07	0,05	0,03	0,03
		M2	0,17	0,14	0,13	0,07	0,11	0,04	0,06	0,04	0,08	0,06	0,04	0,04
		M3	0,16	0,12	0,14	0,08	0,1	0,05	0,04	0,03	0,07	0,05	0,03	0,03
Coliformes Fecales	NMP/100 mL	M1	150	71	71	35	71	36	36	35	150	36	71	35
Coliformes totales	NMP/100 mL	M1	4800	2400	2400	470	2400	1300	1300	470	4800	1300	2400	470

Anexo E. Valores de remoción de metales pesados



Anexo F. Mediciones DQO



Anexo G. Monitoreo del sistema



Anexo H. Código en RStudio

```

rm(list = ls()) # se elimina los variables existentes
graphics.off() # Limpio los plots
cat("\014") # Limpio la consola
#-----
# DATOS
datos <- data.frame(
  Tiempo_retencion_dias = c(0.5, 0.5, 0.5, 0.5, 1, 1, 1, 1, 2, 2, 2, 2),
  Revoluciones_por_minuto = c(4, 7, 4, 7, 4, 7, 4, 7, 4, 7, 4, 7),
  Etapa = c("Etapa 2 (Microorganismos)", "Etapa 2 (Microorganismos)", "Etapa 3 (Algas)", "Etapa 3 (Algas)",
            "Etapa 2 (Microorganismos)", "Etapa 2 (Microorganismos)", "Etapa 3 (Algas)", "Etapa 3 (Algas)",
            "Etapa 2 (Microorganismos)", "Etapa 2 (Microorganismos)", "Etapa 3 (Algas)", "Etapa 3 (Algas)"),
  Temperatura = c(16.4, 17.9, 16.8, 17.2, 16.2, 16.5, 16.6, 16.8, 16.2, 16.4, 16.4, 16.7),
  Color = c(174.67, 172.67, 186.33, 178.33, 31.67, 29.33, 37.33, 35.67, 27.67, 27.67, 30.67, 28.67),
  Turbidez = c(9.33, 10.67, 11.33, 13.33, 8.00, 7.94, 8.33, 8.96, 9.69, 9.22, 10.83, 8.02),
  pH = c(6.4, 6.5, 6.35, 6.42, 6.02, 6.6, 6.24, 6.642, 6.665, 6.847, 6.785, 6.934),
  oxigeno_disuelto = c(7.93, 8.05, 7.96, 7.98, 7.41, 7.71, 7.56, 7.91, 7.36, 7.53, 7.93, 8.02),
  DBO = c(107.02, 71.05, 94.74, 29.82, 49.12, 32.46, 24.56, 17.54, 15.79, 14.04, 12.28, 12.28),
  DQO = c(122, 81, 108, 34, 56, 37, 28, 20, 18, 16, 14, 14),
  conductividad_electrica = c(47.6, 40.3, 28.3, 29.8, 47.7, 40.8, 43.2, 34.3, 45.5, 40.8, 40.3, 34.3),
  Cromo = c(0.018, 0.013, 0.016, 0.010, 0.008, 0.006, 0.005, 0.005, 0.005, 0.004, 0.003, 0.002),
  Zinc = c(0.14, 0.10, 0.11, 0.08, 0.08, 0.07, 0.04, 0.03, 0.07, 0.05, 0.02, 0.02),
  cobre = c(0.16, 0.13, 0.14, 0.08, 0.10, 0.05, 0.05, 0.03, 0.07, 0.05, 0.03, 0.03),
  colif_fecales = c(150, 71, 71, 35, 71, 36, 36, 35, 150, 36, 71, 35),
  colif_totales = c(4800, 2400, 2400, 470, 2400, 1300, 1300, 470, 4800, 1300, 2400, 470)
)

print(datos)
#-----
# Prueba para comprobar normalidad de Shapiro-wilk
variables <- c("Temperatura", "Color", "Turbidez", "pH", "oxigeno_disuelto", "DBO", "DQO", "conductividad_electrica", "Cromo", "Zinc", "cobre",
              "colif_fecales", "colif_totales")

shapiro_resultados <- data.frame(Variable = character(), w = numeric(), p_value = numeric())

for (var in variables) {
  shapiro_test <- shapiro.test(datos[[var]])
  shapiro_resultados <- rbind(shapiro_resultados, data.frame(Variable = var, w = shapiro_test$statistic, p_value = shapiro_test$p.value))
}

print(shapiro_resultados)
#-----
# calcular las correlaciones
correlaciones <- data.frame(Variable = character(), Correlacion_Tiempo = numeric(), Correlacion_Revoluciones = numeric())

for (var in variables) {
  cor_tiempo <- cor(datos[[var]], datos$Tiempo_retencion_dias)
  cor_rev <- cor(datos[[var]], datos$Revoluciones_por_minuto)
  correlaciones <- rbind(correlaciones, data.frame(Variable = var, Correlacion_Tiempo = cor_tiempo, Correlacion_Revoluciones = cor_rev))
}

print(correlaciones)

# ANOVA de 3 factores para las variables normales
for (var in variables) {
  p_value <- shapiro_resultados[shapiro_resultados$variable == var, "p_value"]
  if (p_value > 0.05) {
    modelo <- aov(as.formula(paste(var, "~ Etapa * Tiempo_retencion_dias * Revoluciones_por_minuto")), data = datos)
    resumen <- summary(modelo)
    cat("ANOVA 3 factores para", var, ":\n")
    print(resumen)
  } else {
    cat(var, "No sigue una distribución normal (p-value =", p_value, ")\n")
  }
}
#-----
# Prueba no paramétrica (Kruskal-wallis) para variables que no son normales
for (var in variables) {
  p_value <- shapiro_resultados[shapiro_resultados$variable == var, "p_value"]
  if (p_value <= 0.05) {
    Prueba_kruskal <- kruskal.test(as.formula(paste(var, "~ Etapa")), data = datos)
    cat("Kruskal-wallis para", var, ":\n")
    print(Prueba_kruskal)
  }
}

for (var in variables) {
  p_value <- shapiro_resultados[shapiro_resultados$variable == var, "p_value"]
  if (p_value <= 0.05) {
    Prueba_kruskal <- kruskal.test(as.formula(paste(var, "~ Tiempo_retencion_dias")), data = datos)
    cat("Kruskal-wallis para", var, ":\n")
    print(Prueba_kruskal)
  }
}

for (var in variables) {
  p_value <- shapiro_resultados[shapiro_resultados$variable == var, "p_value"]
  if (p_value <= 0.05) {
    Prueba_kruskal <- kruskal.test(as.formula(paste(var, "~ Revoluciones_por_minuto")), data = datos)
    cat("Kruskal-wallis para", var, ":\n")
    print(Prueba_kruskal)
  }
}

```

Anexo I. Valores promedio obtenidos

Tiempo de retención hidráulica (Días)	0.5				1				2			
Revoluciones por minuto	4	7	4	7	4	7	4	7	4	7	4	7
Parámetros	<i>Etapa 2</i> <i>(Microorganismos)</i>	<i>Etapa 2</i> <i>(Microorganismos)</i>	<i>Etapa 3</i> <i>(Algas)</i>	<i>Etapa 3</i> <i>(Algas)</i>	<i>Etapa 2</i> <i>(Microorganismos)</i>	<i>Etapa 2</i> <i>(Microorganismos)</i>	<i>Etapa 3</i> <i>(Algas)</i>	<i>Etapa 3</i> <i>(Algas)</i>	<i>Etapa 2</i> <i>(Microorganismos)</i>	<i>Etapa 2</i> <i>(Microorganismos)</i>	<i>Etapa 3</i> <i>(Algas)</i>	<i>Etapa 3</i> <i>(Algas)</i>
Temperatura	16.4	17.9	16.8	17.2	16.2	16.5	16.6	16.8	16.2	16.4	16.4	16.7
Color	174.67	172.67	186.33	178.33	31.67	29.33	37.33	35.67	27.67	27.67	30.67	28.67
Turbidez	9.33	10.67	11.33	13.33	8.00	7.94	8.33	8.96	9.69	9.22	10.83	8.02
pH	6.4	6.5	6.35	6.42	6.02	6.6	6.24	6.642	6.665	6.847	6.785	6.93
Oxígeno Disuelto	7.93	8.05	7.96	7.98	7.41	7.71	7.56	7.91	7.36	7.53	7.93	8.02
DBO	83,36	59,21	75,11	31,53	44,48	33,29	27,99	23,28	22,10	20,92	19,75	19,75
DQO	122	81	108	34	56	37	28	20	18	16	14	14
Conductividad Eléctrica	47.6	40.3	28.3	29.8	47.7	40.8	43.2	34.3	45.5	40.8	40.3	34.3
Cromo	0.018	0.013	0.016	0.010	0.008	0.006	0.005	0.005	0.005	0.004	0.003	0.002
Zinc	0.14	0.10	0.11	0.08	0.08	0.07	0.04	0.03	0.07	0.05	0.02	0.02
Cobre	0.16	0.13	0.14	0.08	0.10	0.05	0.05	0.03	0.07	0.05	0.03	0.03
Coliformes Fecales	150	71	71	35	71	36	36	35	150	36	71	35
Coliformes totales	4 800	2 400	2 400	470	2 400	1 300	1 300	470	4 800	1 300	2 400	470

Anexo J. Porcentajes de remoción

Tiempo de retención hidráulica (Días)	0.5				1				2			
	4	7	4	7	4	7	4	7	4	7	4	7
PARÁMETROS	<i>Etapa 2 (Microorganismos)</i>		<i>Etapa 3 (Algas)</i>		<i>Etapa 2 (Microorganismos)</i>		<i>Etapa 3 (Algas)</i>		<i>Etapa 2 (Microorganismos)</i>		<i>Etapa 3 (Algas)</i>	
Temperatura	-5.13	-14.74	-7.69	-10.26	-3.85	-5.77	-6.41	-7.69	-3.85	-5.13	-5.13	-7.05
Color	59.29	59.75	56.57	58.43	92.62	93.16	91.30	91.69	93.55	93.55	92.85	93.32
Turbidez	88.02	86.31	85.45	82.88	89.73	89.81	89.30	88.49	87.56	88.16	86.09	89.70
pH	-8.47	-10.17	-7.63	-8.81	-2.03	-11.86	-5.76	-12.58	-12.97	-16.05	-15.00	-17.53
Oxígeno Disuelto	6.99	5.59	6.72	6.41	13.09	9.65	11.33	7.31	13.76	11.72	6.99	5.98
DBO	15,52	39,99	23,88	68,05	54,92	66,26	71,63	76,41	77,60	78,79	79,99	79,99
DQO	17.57	45.27	27.03	77.03	62.16	75.00	81.08	86.49	87.84	89.19	90.54	90.54
Conductividad Eléctrica	22.04	34.10	53.74	51.17	21.99	33.28	29.30	43.81	25.48	33.28	34.04	43.86
Cromo	72.22	79.80	76.26	84.34	88.38	90.40	91.92	92.93	92.93	93.43	95.45	96.47
Zinc	14.58	35.42	29.17	52.08	52.08	54.17	72.92	79.17	58.33	70.83	87.50	85.42
Cobre	18.33	36.67	31.67	61.67	48.33	76.67	76.67	83.33	63.33	73.33	83.33	85
Coliformes Fecales	0.00	52.67	52.67	76.67	52.67	76.00	76.00	76.67	0.00	76.00	52.67	76.67
Coliformes totales	0.00	50.00	50.00	90.21	50.00	72.92	72.92	90.21	0.00	72.92	50.00	90.21