

UCUENCA

Universidad de Cuenca

Facultad de Ciencias Agropecuarias

Carrera de Agronomía

Biorremediación de aguas contaminadas del Río Tarqui a través del consorcio de microorganismos en humedales artificiales

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

Autores:

Daniel Leonardo Lozano Idrovo

David Oswaldo Quiroz Galarza

Director:

Jorge Alejandro García Zumalacarregui

ORCID:  0000-0002-0130-1230

Cuenca, Ecuador

2024-08-06

Resumen

Los humedales artificiales son sistemas capaces de eliminar contaminantes a través de procesos biológicos y físico-químicos. Este proyecto tiene como objetivo determinar el potencial de los microorganismos en la biorremediación, caracterizar su crecimiento en el sistema propuesto y evaluar la factibilidad de utilizar humedales de flujo libre como técnica de biorremediación. Se llevó a cabo en la Facultad de Ciencias Agropecuarias de la Universidad de Cuenca, utilizando agua directamente del cauce del río Tarqui. La biorremediación mejora con la selección y manipulación de microalgas como *Chlorella sp.* Factores como la luz, la temperatura, el pH y los nutrientes influyen en el crecimiento de los microorganismos. La luz solar es esencial para las microalgas, mientras que la temperatura y el pH óptimos son necesarios para su crecimiento adecuado. Se evaluaron los resultados del agua tratada mediante parámetros físico-químicos como la turbidez, la conductividad eléctrica, la concentración de OD, SDT, DQO, DBO, NT y PT, que determinan si el agua es tratada. El crecimiento de la biomasa se evaluó mediante el método de turbidez del agua tratada en comparación con el agua de ingreso al humedal. Los resultados demostraron una alta remoción de nitrógeno y una diferencia significativa en el crecimiento de la biomasa al final del experimento. Esto subraya la importancia de supervisar y administrar los niveles de nitrógeno en los cuerpos de agua para garantizar su calidad. En general, los resultados indican que los humedales artificiales, especialmente con el uso de microalgas, tienen la capacidad de tratar eficazmente aguas contaminadas.

Palabras clave del autor: microalgas, biorremediar, *Chlorella sp*, consorcio microbiano, humedales artificiales



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

Artificial wetlands are systems capable of removing pollutants through biological and physicochemical processes. This project aims to determine the potential of microorganisms in bioremediation, characterize their growth in the proposed system, and assess the feasibility of using free-flowing wetlands as a bioremediation technique. It was carried out at the Faculty of Agricultural Sciences of the University of Cuenca, using water directly from the Tarqui River. Bioremediation is enhanced by the selection and manipulation of microalgae such as *Chlorella* sp. Factors such as light, temperature, pH, and nutrients influence the growth of microorganisms. Sunlight is essential for microalgae, while optimal temperature and pH are necessary for their proper growth. The results of the treated water were evaluated through physicochemical parameters such as turbidity, electrical conductivity, OD, TDS, COD, BOD, NT, and PT concentrations, which determine if the water is treated. Biomass growth was assessed using the turbidity method of treated water compared to inlet water to the wetland. The results demonstrated high nitrogen removal and a significant difference in biomass growth at the end of the experiment. This underscores the importance of monitoring and managing nitrogen levels in bodies of water to ensure their quality. Overall, the results indicate that artificial wetlands, especially with the use of microalgae, have the capacity to effectively treat contaminated waters.

Author Keywords: microalgae, bioremediation, Chlorella sp, microbial consortium, artificial wetlands



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

1. Introducción.....	9
2. Objetivos	10
2.1. Objetivo General	10
2.2. Objetivos Específicos	10
3. Revisión bibliográfica.....	10
3.1 Generalidades del proceso de Biorremediación	10
3.2 Humedales artificiales	11
3.2.1 Generalidades	12
3.3 Consorcios microbianos	13
3.3.1 Crecimiento de microorganismos	14
3.3.2 Microalgas	15
3.3.3 Chlorella sp	16
3.3.4 Parámetros que definen la Calidad del Agua	16
4. Materiales y métodos	18
4.1 Ubicación y diseño de las instalaciones experimentales del Proyecto	18
4.2 Análisis de laboratorio	20
4.3 Análisis estadístico	21
4.4.1 Metodología objetivo 1.....	21
4.4.2 Metodología objetivo 2	22
4.5.3 Metodología objetivo 3	24
5. Resultados y Discusión	24
5.1 Objetivo 1	27
5.2 Objetivo 2	39
5.3 Objetivo 3	41
5.4 Análisis Estadístico	51
6. Conclusiones y Recomendaciones	53
6.1 Conclusiones	53
6.2. Recomendaciones	54
7. Referencias.....	55
8. Anexos.....	59
8.1. Anexos fotográficos.....	59

Índice de figuras

Figura 3.1 Sección transversal. Humedal Construido de Flujo Vertical para el tratamiento de aguas residuales.	13
Figura 4.1 Croquis de la instalación del proyecto	18
Figura 4.2 Diseño del sistema de humedales construidos.....	18
Figura 4.3 Gavetas de tratamiento para biorremediación (bloques 1;2;3)	19
Figura 4.4 Crecimiento vegetal en el humedal	19
Figura 4.5 Dilución de cada 1g de microalgas por 15 ml de agua destilada para la respectiva siembra en baldes con 20L de agua residual.....	22
Figura 4.6 Siembra de microalgas en el diseño experimental con volumen de 20 litros de agua residual.....	23
Figura 5.1 Comportamiento datos de pH (objetivo 1).....	28
Figura 5.2 Box-plot potencial de hidrógeno objetivo 1.....	29
Figura 5.3 Comportamiento datos de turbidez objetivo 1	29
Figura 5.4 Box-plot de turbidez objetivo 1.....	30
Figura 5.5 Comportamiento datos de sólidos disueltos totales objetivo 1.....	31
Figura 5.6 Box-plot de sólidos disueltos totales objetivo 1.	31
Figura 5.7 Comportamiento datos de oxígeno disuelto objetivo 1.	32
Figura 5.8 Comportamiento datos de oxígeno disuelto objetivo 1.	32
Figura 5.9 . Comportamiento datos de nitrógeno total objetivo 1.....	33
Figura 5.10 Box-plot de nitrógeno total objetivo 1.	33
Figura 5.11 Comportamiento datos de fósforo total objetivo 1	35
Figura 5.12 Box-plot de fósforo total objetivo1	35
Figura 5.13 Comportamiento datos de demanda bioquímica de oxígeno objetivo 1.	36
Figura 5.14 Comportamiento datos de demanda química de oxígeno objetivo 1.....	36
Figura 5.15 Box-plot demanda bioquímica de oxígeno objetivo 1.	37
Figura 5.16 Box-plot demanda química de oxígeno objetivo 1.	38
Figura 5.17 Comportamiento datos conductividad eléctrica objetivo 1.	38
Figura 5.18 Box-plot de conductividad eléctrica objetivo 1.	39
Figura 5.19 Comportamiento del crecimiento del nivel de turbidez.....	40
Figura 5.20 Comportamiento datos de potencial de hidrogeno objetivo 3.....	41
Figura 5.21 Box-plot potencial de hidrógeno objetivo 3.....	42
Figura 5.22 Comportamiento datos de turbidez objetivo 3.	43
Figura 5.23 Box-plot de turbidez objetivo 3.....	43
Figura 5.24 Comportamiento datos de sólidos disueltos totales objetivo 3.	44

Figura 5.25 . Box-plot de sólidos disueltos totales objetivo 3	44
Figura 5.26 Comportamiento datos conductividad eléctrico objetivo 3.	45
Figura 5.27 Box-plot de conductividad eléctrica objetivo 3.	45
Figura 5.28 Comportamiento datos de oxígeno disuelto objetivo 3.	46
Figura 5.29 Box-plot de oxígeno disuelto objetivo 3.	46
Figura 5.30 Comportamiento datos de fósforo total objetivo 3.	47
Figura 5.31 Box-plot de fósforo total objetivo 3.	48
Figura 5.32 Comportamiento datos de nitrógeno total objetivo 3.	49
Figura 5.33 Box-plot de nitrógeno total objetivo 3.	49
Figura 5.34 Comportamiento datos de demanda bioquímica de oxígeno objetivo 3.	50
Figura 5.35 Comportamiento datos de demanda química de oxígeno objetivo 3.	51
Figura 5.36 Box-plot demanda química de oxígeno objetivo 3.	51
Figura 5.37 Box-plot demanda bioquímica de oxígeno objetivo 3.	51

Índice de tablas

Tabla 1 Parámetros fisicoquímicos, frecuencia de muestreo y metodología de análisis (APHA, AWWA, WPCF)	20
Tabla 2 Distribución de los Bloques aleatorizados del experimento	23
Tabla 3 Concentración de los diferentes parámetros en el afluente (M1) al sistema propuesto (valores estadísticos).	25
Tabla 4 . Concentración de los diferentes parámetros en el efluente del filtro de rocas (M2) al filtro de microalgas (valores estadísticos).	25
Tabla 5 Concentración de los diferentes parámetros en el efluente (M3) post filtro de microalgas.	26
Tabla 6 Porcentaje de remoción objetivo 3.	27
Tabla 7 Porcentaje de remoción objetivo 1.	27
Tabla 8 Diferencia de unidades de turbidez	39
Tabla 9 Coeficiente de determinación R^2 objetivo 1.	52
Tabla 10 Coeficiente de determinación R^2 objetivo 3.	52
Tabla 11 . Valores de normalidad y significancia	52
Tabla 12. Valores de normalidad y significancia	53

Agradecimientos

De David Quiroz agradezco primeramente a Dios por darme la salud, la voluntad y la fuerza para poder culminar con una etapa más de mi formación académica. Luego agradezco a mis padres Lucio y Mariela por darme su apoyo y cariño a lo largo de toda mi vida, también agradezco a mi hermana Camila por siempre estar presente. Agradezco a mi familia en general por que así sea con un grano de arena me han sabido apoyar. También a todos mis amigos que puedo decir con certeza que son como mi segunda familia. Finalmente, agradezco a mi tutor Ing. Jorge García por su acompañamiento en la realización este proyecto.

De Daniel Lozano agradezco a mis padres, por su amor incondicional, apoyo constante y por ser mi fuente de inspiración. A mi familia, por comprender mis ausencias y por alentarme en cada paso de este camino. A las personas especiales en mi vida, por su compañía y ánimo en los momentos difíciles. A mis profesores, por su invaluable enseñanza y guía durante este proceso. A todos aquellos que de alguna manera contribuyeron a la realización de este trabajo, ¡gracias!

1. Introducción

La contaminación del agua es un problema grave y recurrente en muchos países, incluyendo Ecuador. Según el informe de la Organización Mundial de la Salud (OMS) y el Fondo de las Naciones Unidas para la Infancia (UNICEF), alrededor del 13% de la población en América Latina y el Caribe no tiene acceso a agua potable, y más del 30% de la población no tiene acceso a servicios de saneamiento básico (OMS/UNICEF, 2019). Además, todo lo planteado anteriormente se reduce a partir del análisis planteado por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de Norteamérica (USEPA, 2017), en donde se expone que la contaminación del agua puede tener efectos perjudiciales en la salud humana y en el medio ambiente.

El río Tarqui es uno de los principales ríos de Cuenca, que nace del río Iquis y Portete en los sectores de Cumbe y Zhucay, este río atraviesa la zona urbana desembocando en el río Yanuncay y se une con el Machángara, para luego formar el río Cuenca. A lo largo del curso de este recurso hídrico se presenta contaminantes que provienen desde los sectores rurales como contaminantes ganaderos, escorrentías agrícolas, servicios de restaurantes, camales clandestinos, actividades turísticas, industrias, entre otros (Beltrán et al., 2013) por lo que presenta a menudo sustancias químicas como nitratos, fosfatos que provienen principalmente del sector agrícola y ganadero.

En este contexto, la investigación sobre biorremediación de aguas contaminadas utilizando consorcios de microorganismos en humedales construidos puede ofrecer una alternativa sostenible y eficiente para tratar el agua contaminada además de contribuir al desarrollo de la producción de microalgas, cianobacterias o su consorcio de manera controlada. Como señalan Arias et al. (2010), los humedales construidos son sistemas naturales capaces de remover contaminantes del agua a través de procesos biológicos y físico-químicos. La utilización de microorganismos específicos en consorcio puede mejorar la eficiencia de la remediación, como sugieren Bernal et al. (2010) en su estudio sobre mejoramiento de humedales con bacterias.

Los humedales artificiales abarcan varios beneficios como la eliminación de sólidos en suspensión, también la desnitrificación y la depuración (Arias y Brix, 2003). Su funcionamiento resulta eficaz debido a que operan mediante demanda bioquímica de oxígeno (DBO) siendo este mecanismo capaz de oxidar amonio, reducir nitratos y remover fósforo (Delgadillo, Camacho, Andrade, y Pérez, 2010).

Los resultados de esta investigación pueden proporcionar nuevos conocimientos sobre la efectividad de los mismos para tratar aguas contaminadas del Río Tarqui utilizando un consorcio de microorganismos específicos. Asimismo, se pueden identificar nuevas especies de microorganismos que sean más efectivas en el tratamiento de este tipo de agua contaminada, lo que puede tener un impacto significativo en futuros estudios y proyectos de biorremediación. También, pueden ser utilizados por empresas y organizaciones involucradas en la gestión del agua, como empresas de tratamiento de agua y organismos gubernamentales responsables de la regulación del agua. Por lo tanto, los resultados pueden ser utilizados por comunidades locales cercanas al Río Tarqui que dependen del agua para su subsistencia y que se pueda tener un impacto positivo en el medio ambiente y la salud humana como sugiere (Luna y Aburto, 2009).

Este proyecto busca determinar el potencial de uso de los consorcios como biorremediador de aguas contaminadas en humedales artificiales, presentando una estrategia eficaz, prometedora, sostenible y respetuosa con el medio ambiente para la restauración de la calidad de agua en esta Cuenca.

2. Objetivos

2.1. Objetivo General

Evaluar el proceso de depuración de aguas contaminadas del Río Tarqui a través del consorcio de microorganismos en humedales artificiales.

2.2. Objetivos Específicos

- Determinar el potencial de uso de microorganismos en procesos de biorremediación a partir del cepario de microalgas del Departamento de Biociencias de la Facultad de Ciencias Químicas.
- Caracterizar el crecimiento microbiano en el sistema de biorremediación propuesto.
- Determinar la factibilidad del uso de humedales construidos de flujo libre como técnica de biorremediación utilizando consorcios microbianos.

3. Revisión bibliográfica

3.1 Generalidades del proceso de Biorremediación

La contaminación del agua es un problema creciente a nivel global que afecta al Río Tarqui en Cuenca-Ecuador. Las condiciones de calidad de agua de este río se enfrenta a una

amplia gama de contaminantes, tales como: contaminantes provenientes de procesos ganaderos y contaminantes de naturaleza antropogénica, teniendo especial impacto la contaminación microbiológica (coliformes fecales) presente por el vertimiento de aguas residuales sin tratamiento (Calle, 2021). Estos contaminantes representan una amenaza para la vida acuática y para las comunidades que dependen del río para su consumo de agua, sobrepasando la normativa nacional del uso del agua (Beltrán et al., 2013).

La biorremediación es una estrategia prometedora para abordar la contaminación del agua en el Río Tarqui. Específicamente, este proyecto considera potencializar la actividad biorremediadora a través de utilizar un consorcio de microorganismos para degradar los contaminantes presentes en el agua. (Zhao et al., 2023). Los microorganismos presentes en el consorcio desempeñan diferentes roles en el proceso de biorremediación. Algunos microorganismos son responsables de la degradación inicial de los contaminantes que incluye reacciones de óxido-reducción, procesos de intercambio catiónico, actividades enzimáticas, entre otros, (Torres et al., 2015). Otros son capaces de utilizar los productos de degradación generados por los primeros para obtener energía y continuar el proceso de descomposición. Este tipo de interacción entre los diferentes microorganismos en el consorcio se conoce como sinergia microbiana (Olguín et al., 2007).

La biorremediación con microorganismos es una gran estrategia para el manejo de aguas contaminadas, sin embargo, esta puede presentar algunos retos tales como, identificar qué tipo de contaminación está presente en el agua a tratar. Esta peculiar característica debe tomarse en cuenta debido a que existen cinco (5) clasificaciones básicas de aguas contaminadas, (1) domésticas, (2) industriales, (3) urbanas, (4) comercial y (5) agrícola (Machineni, 2019). La identificación de los microorganismos que actúan en la biorremediación es un tema en el cual falta profundizar, ya que si bien se sabe que algunos de ellos actúan de manera correcta no se sabe cuáles son ni cómo funcionan en asocio (Rodríguez, 2018). Se debería investigar maneras efectivas de aplicación de los microorganismos in situ (biorreactores) que se adapten a las condiciones del lugar y cumplan correctamente su función (Gonzáles y Gonzáles, 2011). Los resultados obtenidos en las investigaciones sobre biorremediación de aguas con microorganismos en asociación no pueden ser del todo aceptables, ya que puede que el agua tratada no cumpla con parámetros esperados, por eso es importante definir el propósito que se le dará a las aguas tratadas en un futuro.

3.2 Humedales artificiales

3.2.1 Generalidades

Los humedales artificiales son sistemas diseñados para imitar los procesos naturales que ocurren en los humedales, mejorando así la calidad del agua. Estos sistemas tienen la capacidad de absorber, adsorber, metabolizar, acumular, estabilizar o volatilizar contaminantes orgánicos e inorgánicos, estableciendo complejas interacciones en consorcio con microorganismos para cumplir con el propósito de biorremediación y así conseguir la depuración de aguas contaminadas (Pabello y Castañeda, 2014).

En estudios desarrollados por Choghan et al. (2022), concluyeron que la implementación de la biorremediación en humedales artificiales ofrece numerosos beneficios. Además de tratar eficazmente las aguas contaminadas, los humedales artificiales pueden ayudar a restaurar y conservar los ecosistemas acuáticos, mejorar la calidad del agua potable y proporcionar espacios verdes para la recreación y la educación ambiental, también tiene un impacto significativo en la comunidad local y en la salud humana. La reducción de los contaminantes en el agua disminuye los riesgos para la salud, como enfermedades transmitidas por el agua, y promueve un entorno más seguro y saludable para la comunidad en general. Además, la implementación de esta tecnología sostenible puede generar conciencia ambiental y fortalecer la resiliencia de la comunidad frente a futuros problemas de contaminación del agua (Pabello y Castañeda, 2014).

Los Humedales Construidos (HC) constituyen un sistema que promueve el tratamiento de efluentes por la interacción entre el líquido, el medio de soporte, los microorganismos y las plantas. Estos sistemas destacan por que su diseño y construcción se fundamenta en utilizar las funciones de la naturaleza. Por tanto, el WC es un complejo artificial que involucra vegetación, filtro y las diversas y variadas asociaciones microbianas para ayudar al tratamiento del agua.

Estos sistemas se prestan a diferentes objetivos y pueden construirse de acuerdo con una amplia variedad de modelos, todos ellos, reproducen condiciones que ocurren espontáneamente en los ecosistemas sin la necesidad de un suministro adicional de energía para acelerar procesos bioquímicos. En los humedales construidos con flujo vertical (HCFV), el afluente se dispone vertical y homogéneamente sobre la superficie del filtro, favoreciendo la percolación del afluente a través del material filtrante compuesto generalmente por tres capas diferentes (capa de filtración, transición y drenaje) y siendo recuperado por una red de drenaje en el fondo del filtro (Figura 1).

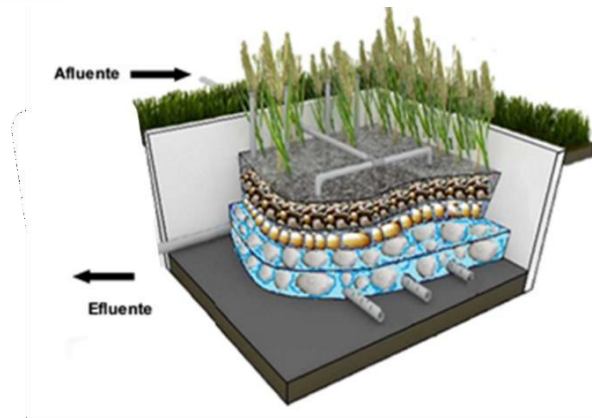


Figura 3.1 Sección transversal. Humedal Construido de Flujo Vertical para el tratamiento de aguas residuales.

Fuente. Adaptado de por autores de García Zumalacarregui, 2018.

Como consecuencia de la forma intermitente de aplicar el afluente, cada pulso proporciona el transporte de oxígeno atmosférico al sustrato, promoviendo así condiciones aeróbicas favorables para la degradación de la materia orgánica y la oxidación del amonio. Después de cada pulso, el líquido se filtra y, tras su paso, los espacios vacíos entre los granos son ocupados por aire, proporcionando las condiciones para mantener las condiciones aeróbicas dentro del lecho filtrante. Debido a la verticalidad del proceso de flujo, el volumen del sistema se utiliza por completo, asegurando que la distribución del afluente se produzca sobre una superficie mayor, reduciendo el área total requerida del sistema para el tratamiento de aguas residuales (eficiencia).

Según García Zumalacarregui (2018), varios autores, encontraron altas eficiencias en relación a remoción de materia orgánica y otros contaminantes en HCFV que tratan aguas contaminadas. Razón por lo que es importante seleccionar adecuadamente el material filtrante, la carga hidráulica de aplicación, entre otros parámetros, con el fin de evitar problemas futuros.

3.3 Consorcios microbianos

Los consorcios de microorganismos son comunidades de diferentes especies microbianas que trabajan en sinergia para descomponer los contaminantes. Para ello se debe analizar o identificar los tipos de consorcios de microorganismos, estos consorcios pueden ser consorcios nativos los que constituyen en microorganismos autóctonos donde se facilitan en la degradación de contaminantes locales que los de otros lugares, su principio es aumentar la microflora nativa para acelerar procesos mencionados. Los consorcios preparados, que

consisten en formar consorcios con géneros de mayor capacidad degradativa (Torres et al., 2015). Por ejemplo, un consorcio puede incluir bacterias que degradan compuestos orgánicos (Arbeli, 2009), hongos que transforman metales pesados (Nuñez et al., 2023) y microorganismos que asimilan nutrientes en exceso. La diversidad y la interacción entre estas especies aumentan la eficiencia de la biorremediación (Garzón et al., 2017).

Diversas investigaciones demuestran que la biorremediación utilizando consorcios de microorganismos en humedales artificiales es altamente efectiva para eliminar contaminantes específicos de las aguas contaminadas (Dai et al., 2022). De la misma manera, se ha observado una reducción significativa en la concentración de contaminantes, lo que demuestra la capacidad de los microorganismos presentes en los consorcios para degradar los compuestos tóxicos. En conjunto a lo anterior presentado, en las investigaciones realizadas por Li et al. (2017), fue observado la reducción de niveles de contaminantes, lo que indica una remediación exitosa y la posibilidad de utilizar el agua tratada para diversos fines, como el consumo humano o la agricultura.

3.3.1 Crecimiento de microorganismos

Los microorganismos más usuales en cuerpos de agua son virus, protozoarios y bacterias, quienes ayudan al reciclaje de nutrientes (biorremediación) para su supervivencia, debido a que estos microorganismos necesitan alimento como oxígeno, luz adecuada y materia orgánica (Cabrera y Pulla, 2014).

El crecimiento de microorganismos para biorremediación está condicionado por varios factores que influyen en su desarrollo conjunto. Estos factores incluyen luz, temperatura, potencial de hidrógeno (pH), nutrientes (alimento), entre otros (Hernández y Labbé, 2014).

En cuanto a la luz, una adecuada intensidad luminosa es crucial para el crecimiento y desarrollo de los microorganismos. Por lo tanto, es importante garantizar una exposición adecuada a la luz solar o utilizar iluminación artificial en los humedales artificiales (Plasencia, 2012).

La temperatura también juega un papel fundamental en el crecimiento de los microorganismos. Cada especie tiene una temperatura óptima específica para su crecimiento, y existe una relación directa entre el desarrollo óptimo y la temperatura. Sin embargo, es importante tener en cuenta que temperaturas extremas pueden tener efectos negativos, como la fotoinhibición, que reduce su crecimiento (Mullor, 2021).

El pH del agua de los humedales también es un factor a considerar. Cada especie de microorganismo tiene un rango óptimo para su adecuado desarrollo. Es esencial mantener el pH dentro del rango de cada especie para promover un crecimiento óptimo de los microorganismos en consorcio (Beltrán et al., 2017).

Por último, los nutrientes son fundamentales para el crecimiento de los microorganismos debido a que son su fuente alimenticia y producción energética. Además de los macronutrientes como el carbono, los nitratos y los fosfatos, es necesario controlar la calidad nutricional en los cultivos para evitar limitaciones en el crecimiento y desarrollo, estos elementos son encontrados en el agua contaminada. Algunas especies de microalgas también requieren vitaminas u otras sustancias adicionales para su desarrollo adecuado (Carrillo, Zavala, y Alvarado, 2007).

Los microorganismos necesitan una fuente de energía para lograr su desarrollo, en varias ocasiones su fuente de energía son los contaminantes del medio tratado, de este modo funciona la biorremediación (Soares y Soares, 2012), aspectos que se esperan utilizar en el caso de la presente investigación, obteniendo adecuadas condiciones para energía necesaria para el desarrollo de los microorganismos utilizados para potencializar los resultados hacia una respuesta favorable.

3.3.2 Microalgas

Las microalgas son organismos microscópicos que pueden desempeñar un papel importante en la biorremediación de aguas contaminadas. Algunas especies de microalgas que se han utilizado con éxito en este proceso incluyen *Scenedesmus sp*, *Spirulina sp*, *Chlorella sp* (*Ch. vulgaris*), *Tetraselmis sp* y *Pseudochlorella sp* (*P. pringsheimii*) (Jácome et al., 2021).

La luz proporciona la energía necesaria para la fotosíntesis, proceso vital para las microalgas y plantas. Estas microalgas utilizadas en biorremediación se benefician de su capacidad fotosintética y de rápida adaptación, lo que les permite capturar dióxido de carbono y convertirlo en materia orgánica a través de la fotosíntesis (García, 2010). Esto no solo contribuye a la eliminación de contaminantes orgánicos, sino que también puede promover la producción de biomasa, que puede tener usos adicionales, como la producción de biocombustibles o productos de valor agregado.

En los humedales artificiales, estas especies de microalgas se pueden cultivar en sistemas de flujo subsuperficial o en biofilms adheridos a sustratos como rocas o sustratos sintéticos. La presencia de las microalgas en el humedal artificial ayuda a mejorar la calidad del agua

tratada al absorber y metabolizar los contaminantes presentes en el agua (Ferrera, Rojas, Poggi, Alarcón, y Cañizares, 2006).

3.3.3 *Chlorella* sp

Chlorella sp es un alga verde unicelular de forma elipsoidal de la división Chlorophyta familia Chlorellales, estas son de alto crecimiento gracias a su capacidad fotosintética (Rivera et al., 2010). Las condiciones de luz, nutrientes esenciales y dióxido de carbono facilitan su fuente de alimento (fotosíntesis). Por ello según el estudio de Garza et al, (2010) *Chlorella vulgaris* ha sido aplicado en el tratamiento de aguas residuales, por su capacidad de remoción de nitrógeno (N), fósforo (P), demanda química de oxígeno (DQO) y plomo (Pb) a nivel de laboratorio.

3.3.4 Parámetros que definen la Calidad del Agua

La calidad del agua es un aspecto fundamental después del proceso de biorremediación, para posibles tratamientos y conservación de ecosistemas acuáticos y desarrollo sostenible en general, (Beltrán et al., 2013). Los factores que determinan la calidad del agua son diversos, desde características físicas y químicas hasta aspectos biológicos.

Entre los parámetros físicos químicos más importantes podemos encontrar:

Turbidez: Indica la presencia de partículas en suspensión que puede afectar en la transparencia, el agua turbia puede contener contaminantes como bacterias, virus y parásitos (Burrell y Alba, 2023).

Sólidos Disueltos Totales (SDT): Mide la suma de todos los minerales, sales y metales en el agua sabiendo la pureza del mismo (Jácome et al., 2021).

Potencial de Hidrógeno o Hidronio (pH): La acidez o alcalinidad del agua afecta la disponibilidad de nutrientes y la toxicidad de algunos compuestos (Beltrán et al., 2017).

Conductividad eléctrica (Ce): Indica la concentración total de iones disueltos en el agua y puede relacionarse con la salinidad y la dureza (Viñas y Solanas, 2005).

Concentración de Oxígeno Disuelto (OD): Es un factor muy importante para la respiración de organismos acuáticos y para la degradación de la materia orgánica (García, 2010).

Demanda Química de Oxígeno (DQO): Es un parámetro utilizado para medir la cantidad de materia orgánica que se puede degradar por métodos químicos (reacción química) (García, 2021).

Nitrógeno Total (NT): Este elemento causa un impacto importante en sobre los cuerpos de agua ya que generan niveles tóxicos que causan daños considerables en la salud humana inclusive en bajas concentraciones, además que pueden afectar a las comunidades biológicas (Luna y Aburto, 2014).

Fósforo (PT): Las concentraciones de compuestos a partir de fósforo actúan directamente en la calidad del agua ya que en formas oxidadas causan un efecto de eutrofización y este efecto causa el agotamiento de oxígeno en el agua (Cárdenas y Sánchez, 2013).

Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO): Este factor indica la cantidad de oxígeno que los microorganismos del agua necesitan para degradar sustancias orgánicas (Andrio, Asmura, Yenie, y Putri, 2019).

Se realizó un diseño piloto según el sistema de humedales artificiales de flujo vertical tipo francés el cual se conforma de una conexión desde el tanque reservorio (1) de la facultad de Ciencias Agropecuarias, esta instalación contiene una manguera de 1/2 pulgada que desemboca en un balde común de 60 litros (2) con material vegetativo *Pennisetum clandestinum* (Kikuyo) seleccionado por su adaptabilidad de crecimiento en la zona y material filtrante (grava), luego la manguera es repartida sobre 3 bloques de gavetas (3) de 50 litros donde se encuentra una conexión de manguera con filtro de malla metálica para evitar la pérdida de biomasa y al final el agua desemboca en un segundo tanque reservorio (4) de la facultad de Ciencias Agropecuarias.



Figura 4.3 Gavetas de tratamiento para biorremediación (bloques 1;2;3)



Figura 4.4 Crecimiento vegetal en el humedal.

El afluente para este diseño fueron las aguas residuales del río Tarqui que abastece a la Facultad de Ciencias Agropecuarias. El agua suministró al tanque de filtrado por 3 minutos

cada 57 minutos las 24 horas del día durante 3 meses, desde marzo del 2024 hasta abril del 2024, es decir se logró alimentar el sistema completo 92 veces. Con una tasa de carga hidráulica (TRH) de 0.014 m/día de Durante este periodo se dividió en 3 bloques donde variaba los tiempos de alimentación, sus periodos de descanso y por ende el volumen.

Primera Bloque: Con un caudal promedio de 0.057 l/s cada gaveta durante 3 días de alimentación con 6 días de descanso. Es decir, un total de 30.78 litros por hora en el bloque siendo igual a 738.72 litros de agua al día.

Segundo Bloque: Con un caudal promedio de 0.062 l/s cada gaveta durante 3 días de alimentación con 6 días de descanso, con un total aproximado de 33.48 litros por hora en el bloque siendo igual a 803.52 litros de agua que corrió al día.

Tercer Bloque: Con un caudal promedio de 0.056 l/s cada gaveta durante 3 días de alimentación con 6 días de descanso, con un total de 30.24 litros por hora en el bloque siendo igual a 725.76 litros.

4.2 Análisis de laboratorio

Para los análisis de laboratorio se utilizaron los métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales (American Public Health Association, American Water Works Association, y Water Pollution Control Federation, 1992) (Tabla 1) (Anexo C).

Tabla 1 Parámetros fisicoquímicos, frecuencia de muestreo y metodología de análisis (APHA, AWWA, WPCF)

Parámetro	Sigla	Unidad	Frecuencia	Método analítico	Número de método
Potencial de hidrógeno	pH	---	Cada 3 días	Medidor de pH Boeco	2310A
Conductividad Eléctrica	Ce	µS/cm	Cada 3 días	Multímetro portátil	2520B
Turbidez	---	UNT	Cada 3 días	Turbidímetro portátil	2130B
Sólidos Disueltos Totales	SDT	ppm	Cada 3 días	Multímetro portátil	2540C

Oxígeno Disuelto	OD	mg/l	Cada 3 días	Multímetro portátil	4500 G
Demanda Bioquímica de Oxígeno	DBO	mg/l	Cada 3 días	Prueba de DBO ₅	5210B
Demanda Química de Oxígeno	DQO	mg/l	Cada 3 días	Método de reflujo cerrado, método colorimétrico	5220D
Nitrógeno Total	NT	mg/l	Cada 3 días	Nitrogen, Total, Persulfate Digestion TNT	4500 CN KTC
Fósforo Total	PT	mg/l	Cada 3 días	Phosphorus, Total, PhosVer 3 TNT	4500 F

4.3 Análisis estadístico

En el análisis estadístico para los objetivos 1 y 2 se procedió a probar la normalidad de los datos mediante un test de Shapiro Wilk, se realizó una prueba de ANOVA con una efectividad al 95 % esto se complementó con una prueba de homosedasticidad, en el caso de los datos no normales se aplicó un test de Kruskal Wallis.

4.4.1 Metodología objetivo 1

Determinar el potencial de uso de microorganismos en procesos de biorremediación a partir del cepario de microalgas del Departamento de Biociencias de la Facultad de Ciencias Químicas.

Partiendo del cepario de microorganismos (microalgas y cianobacterias) con que cuenta la Facultad de Ciencias Químicas de la Universidad de Cuenca, en específico el Departamento de Biociencias, se procedió a la siembra y establecimiento de las cepas de interés (Anexo A). Una vez identificadas se realizó una investigación bibliográfica para identificar los microorganismos que tienen actividad biorremediadora en aguas contaminadas.

Aquí se optó por trabajar con la especie *Chlorella vulgaris* (MAAL 26) por su capacidad biorremediadora según el estudio de Garza *et al*, (2010), También una cepa identificada como MAAL 32 seleccionada por su capacidad metabólica y de crecimiento en condiciones de laboratorio del Departamento de Biociencias.

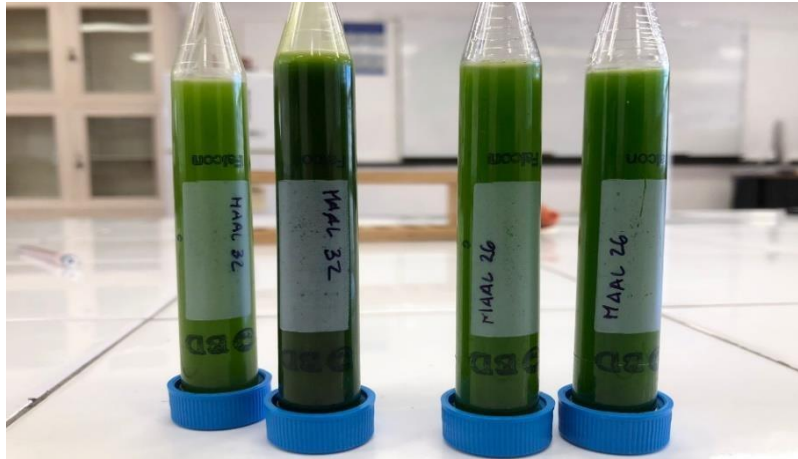


Figura 4.5 Dilución de cada 1g de microalgas por 15 ml de agua destilada para la respectiva siembra en baldes con 20L de agua residual.

Como variables complementarias se midió conductividad eléctrica (CE), Potencial de hidrógeno (pH), Turbidez, Oxígeno disuelto, Sólidos disueltos (TDS) (Carrillo, 2022).

4.4.2 Metodología objetivo 2

Caracterizar el crecimiento microbiano en el sistema de biorremediación propuesto.

Luego de que se obtuvo la información de los microorganismos a utilizar se procedió a ubicarlos en los humedales, se usó un gramo de microorganismos diluidos en 15 ml de agua destilada. Para el diseño experimental se emplearon bloques aleatorizados distribuidos de la siguiente manera (ver Figura 4.2):

Tabla 2 Distribución de los Bloques aleatorizados del experimento.

Bloque aleatorizados		
Primer Bloque	Segundo Bloque	Tercero Bloque
A (MAAL 26) 5ml	C (Consorcio) 2.5 ml de B y 2.5 ml de A	B (MAAL 32) 5ml
B (MAAL 32) 5ml	A (MAAL 26) 5ml	C (Consorcio) 2.5 ml de B y 2.5 ml de A
C (Consorcio) 2.5 ml de B y 2.5 ml de A	B (MAAL 32) 5ml	A (MAAL 26) 5ml



Figura 4.6 Siembra de microalgas en el diseño experimental con volumen de 20 litros de agua residual.

Las muestras de agua para este objetivo se tomaron de la siguiente manera: muestra 1 agua de ingreso al humedal, muestra 2 agua post filtro de piedra y una muestra final resultante de

las gavetas con los microorganismos (Anexo B), según la metodología de Lituma (2016) dando un total de 5 muestras por toma de datos.

Para medir la biomasa se empleó el método de (Infante et al., 2012), donde se midió mediante turbidimetría cuántas partículas suspendidas de líquido alcanzó a desarrollarse en el lapso de tiempo (Anexo D), se inició tomando una muestra T0 al momento de la ubicación de las microalgas en las gavetas, luego se midieron los valores de turbidez a lo largo del tiempo, se promediaron estos valores para alcanzar un valor final TF aproximado y entender el comportamiento de la biomasa.

Se utilizó un turbidímetro de la marca Hach que emplea un haz de luz a 600 nm con un ancho de reja de 2 cm para medir las unidades nefelométricas turbias en el agua.

4.5.3 Metodología objetivo 3

Determinar la factibilidad del uso de humedales contruidos de flujo libre como técnica de biorremediación utilizando consorcios microbianos

Se tomaron 15 muestras al mes a lo largo de tres meses, en las muestras se analizó contenido de elementos nitrógeno (N) y fósforo (P) ya que estos factores son indicadores de la calidad del agua (Castro, Almeida, Ferrer, y Díaz, 2014). Además, se midió las demandas bioquímicas de oxígeno y la demanda química de oxígeno ya que estos expresan la cantidad de contaminantes que están presentes en el agua y pueden ser oxidados (cita pendiente).

Como variables complementarias se midió conductividad eléctrica (CE), Potencial de hidrógeno (pH), Turbidez, Oxígeno disuelto, Sólidos disueltos (TDS) (Carrillo, 2022).

Todos los análisis de agua se llevaron a cabo en el laboratorio de calidad de agua de la Universidad De Cuenca, Facultad de Ciencias Químicas. Este proceso es capaz de demostrar si los microorganismos tienen actividad biorremediadora y así comprobar su factibilidad en el uso de humedales de flujo libre. Los datos se compararon entre cada muestra tomada.

5. Resultados y Discusión

Análisis de diversos parámetros físico-químicos fueron realizados a los diferentes ejemplares captados en los tres sitios de monitoreos. Entre ellos se incluyen: potencial de hidrógeno (pH), turbidez, sólidos disueltos totales (SDT), conductividad eléctrica (CE), oxígeno disuelto (OD), fósforo total (PT), nitrógeno total (NT), demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y demanda química de oxígeno (DQO). Estos análisis se desarrollaron con la finalidad verificar la

actividad biorremediadora de los microorganismos, específicamente de las microalgas. Evaluando así, la viabilidad de la construcción de humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales.

Los resultados del laboratorio corroboran lo planteado por diferentes autores, los cuales colocan la certeza de que las aguas residuales sobre todo antes de ser tratadas presentan una gran variabilidad de los niveles de concentraciones de sus contaminantes. En este trabajo científico las variables demuestran la presencia de contaminantes en las aguas del río Tarqui, de la misma manera, comunican al lector que estos contaminantes pueden presentarse cambios en los valores, ejemplo de ello, se muestra en la Tabla 2, demostrando que muchos de los parámetros estudiados presentan niveles altos y otros bajos. La información presentada en la tabla anteriormente citada, fue utilizada en la presentación de gráficos para comprender las diferencias en su comportamiento, trazándose líneas de tendencia para proyectar posibles escenarios futuros, los datos se analizaron enfocándose en el comportamiento del agua tratada.

Tabla 3 Concentración de los diferentes parámetros en el afluente (M1) al sistema propuesto (valores estadísticos).

Variable	Unidad	$\bar{X}$	$\tilde{x}$	Min.	Max.	σ
pH		6.16	6.38	5.10	6.80	0.60
Turbidez	NTU	12.46	11.00	4.00	44.00	9.54
SDT	ppm	42.49	42.85	33.00	47.00	4.20
CE	$\mu\text{S/cm}$	83.85	87.30	64.60	101.8'	13.08
OD	mg/l	5.51	5.67	3.60	6.95	0.92
Pt	mg/l	1.46	1.21	0.03	5.00	1.17
Nt	mg/l	3.49	3.00	1.00	9.50	2.01
DBO	mg/l	59.17	57.60	22.40	122.88	32.37
DQO	mg/l	92.45	90.00	35.00	192.00	40.58

Media ($\bar{X}$), mediana ($\tilde{x}$), máximos (Max.), mínimos (Min.) y desviación estándar (σ).

Tabla 4 . Concentración de los diferentes parámetros en el efluente del filtro de rocas (M2) al filtro de microalgas (valores estadísticos).

Variable	Unidad	$\bar{X}$	$\tilde{x}$	Min.	Max.	σ
pH		6.28	6.25	5.80	6.70	0.29
Turbidez	NTU	12.44	11.75	5.00	24.00	5.02
SDT	ppm	42.04	42.55	34.00	47.20	4.04
CE	$\mu\text{S/cm}$	83.34	80.50	70.10	109.60	11.39
OD	mg/l	5.69	5.77	4.00	7.09	5.69
Pt	mg/l	1.25	1.06	0.09	3.20	0.81
Nt	mg/l	2.04	1.80	0.40	5.40	1.34
DBO	Media ($\bar{X}$), mediana ($\tilde{x}$), máximos (Max.), y mínimos (Min.) y	desviación estándar (σ).				
DQO	mg/l	76.21	70.00	28.30	155.00	43.53

Tabla 5 Concentración de los diferentes parámetros en el efluente (M3) post filtro de microalgas.

Variable	Unidad	$\bar{X}$	$\tilde{x}$	Min.	Max.	σ
pH		6.35	6.34	5.4	7.10	0.40
Turbidez	NTU	12.04	9.85	4.00	28.00	6.79
SDT	ppm	46.11	46.50	33.00	72.40	10.55
CE	$\mu\text{S/cm}$	86.45	85.20	75.60	99.70	8.55
OD	mg/l	5.90	6.05	4.50	6.97	0.83
Pt	mg/l	1.28	1.28	0.04	3.90	1.03
Nt	mg/l	1.59	1.30	0.30	3.80	1.10
DBO	mg/l	38.23	30.08	22.40	93.44	20.29
DQO	mg/l	57.27	47.00	22.40	146.00	33.98

Media ($\bar{X}$), mediana ($\tilde{x}$), máximos (Max.), mínimos (Min.) y desviación estándar (σ).

La información de las Tablas 1, 2, y 3 para realizar la interpretación de los objetivos 1 y 2. Con estos datos se puede entender si las microalgas tienen actividad biorremediadora y como estas actúan empujándolas en humedales artificiales de flujo vertical. Además, se podrá concluir si los humedales artificiales construidos con nuestro esquema son factibles para el tratamiento de aguas residuales.

Tabla 7 Porcentaje de remoción objetivo 1.

Variables	%
PT	-1.79
NT	28.02
DBO	27.60
DQO	33.06

Tabla 6 Porcentaje de remoción objetivo 3.

Variables	%
PT	14.60
NT	119.32
DBO	54.79
DQO	61.43

Se analizaron los porcentajes de remoción de compuestos como fósforo total, nitrógeno total, demanda bioquímica de oxígeno y demanda química de oxígeno, con el fin de determinar la eficiencia de los procesos de tratamiento mediante humedales artificiales y su impacto en la calidad del agua tratada usando microalgas. Los resultados obtenidos proporcionarán una comprensión más profunda de la efectividad de estos métodos y su aplicabilidad en la mitigación de la contaminación del agua.

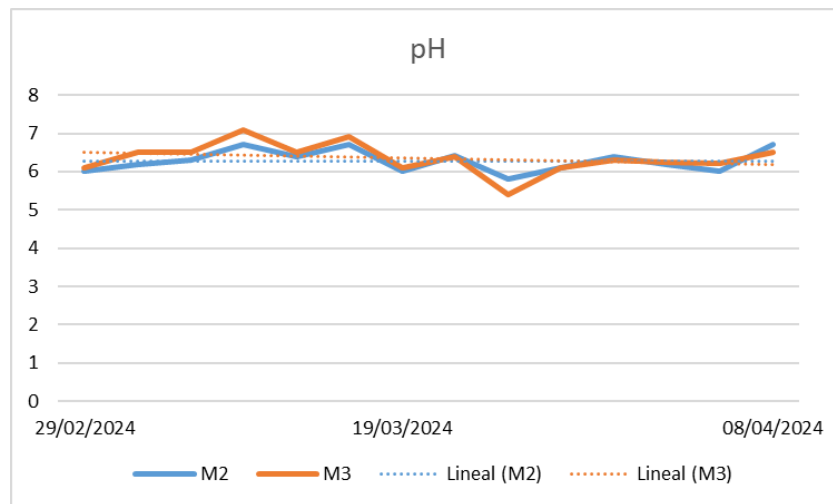
5.1 Objetivo 1

Para el primer objetivo, se consideraron los valores obtenidos en laboratorio de las muestras de los puntos M2 (agua post filtro) y M3 (agua tratada por microorganismos). Al analizar estos sitios, se puede deducir si las microalgas tienen capacidad biorremediadora.

La interpretación de esto se realiza mediante la comparación de los valores de las variables mencionadas. La diferencia entre estos datos permite identificar qué factores tienden a disminuir o aumentar, lo que proporciona información clave sobre la eficacia del proceso de biorremediación.

El potencial de hidrógeno aumenta en el agua post tratamiento y toma una tendencia a aumentar (Figura 5.1. y 5. 2), indicando que los niveles de esta variable se estabilizan. En agua no tratada el pH inicial de las aguas residuales puede variar, después del tratamiento lo ideal es que el pH permanezca estable alrededor de 7,0 después del tratamiento, lo que indica

un entorno adecuado para los procesos biológicos e indica la eficacia del tratamiento (Abdel-Shafy y El-Khateeb, 2013).



Un estudio realizado por Salazar-Torres y de Moraes (2012), en el humedal de Huaytire, Perú comprobó el impacto positivo de las microalgas en la calidad del agua, los humedales analizados después de los tratamientos alojaron medidas de pH entre 6.6 y 6.8. El valor del pH obtenido en nuestro estudio es de 6.35 como media, la cual según varios autores es aceptable, además según Mingcan et al. (2022), las microalgas pueden influir en los niveles de pH de los humedales mediante la fotosíntesis. Durante este proceso, las microalgas consumen dióxido de carbono, lo que puede provocar un aumento de los niveles de pH debido a una disminución de la concentración de ácido carbónico y, por el contrario, por la noche o en condiciones de oscuridad, las microalgas respiran y liberan dióxido de carbono, lo que puede reducir los niveles de pH al aumentar la concentración de ácido carbónico.

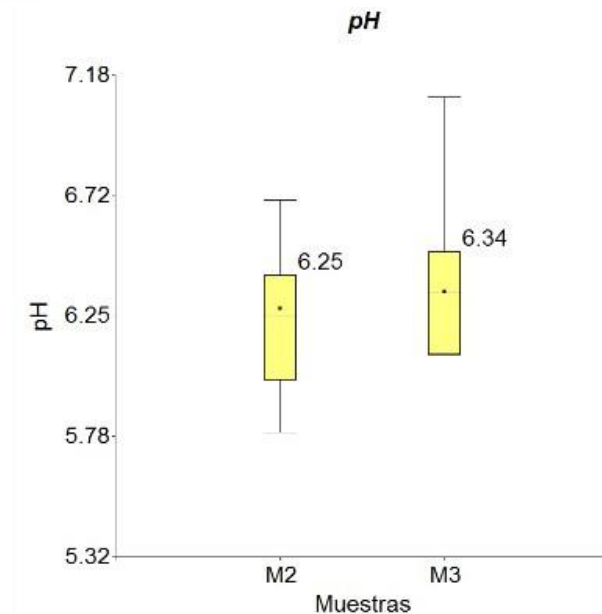


Figura 5.2 Box-plot potencial de hidrógeno objetivo 1

El análisis del box-plot (Figura 5.2) revela que la muestra M3 exhibe una mediana y media más altas 6.34, con una desviación estándar de 0.40 (Tabla 4) y un rango intercuartílico aproximado de 5.4 a 7.10. Por otro lado, la muestra M2 presenta una mediana de 6.25 y una desviación estándar de 0.29, con un rango intercuartílico de alrededor de 5.80 a 6.70 (Tabla 3).

La turbidez revela un parámetro importante para análisis de calidad de agua, es decir, si existe presencia de niveles altos de turbidez quiere decir que existe partículas en suspensión, como contenido de materiales coloidales, minerales, microorganismos, entre otros, mostrando índices de contaminación (Marcó, Azario, y Metzler, 2004).

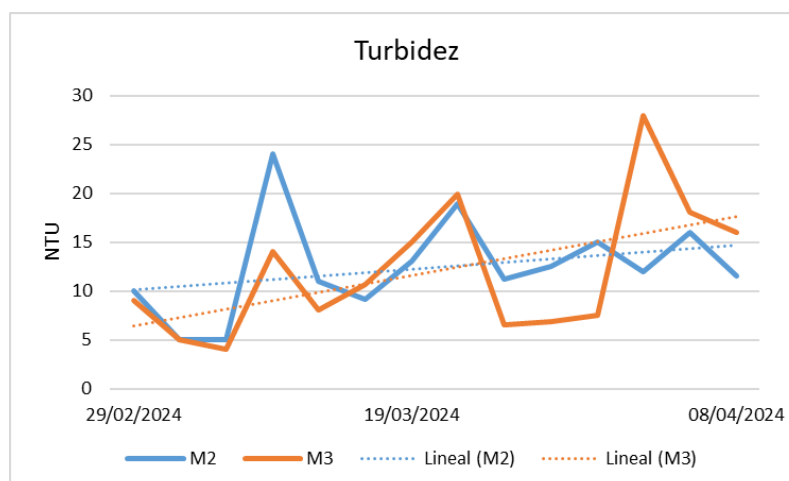


Figura 5.3 Comportamiento datos de turbidez objetivo 1

Según los resultados de nuestro estudio este aumenta (Figura 5.3 y 5.4) debido a la presencia de microalgas en las muestras tomadas para el análisis de laboratorio, en el estudio presentado por Leani et al. (2021) se afirma que la presencia de otro tipo de algas afecta el conteo real por ser partículas grandes en suspensión, por lo que se debería filtrar antes de la toma de datos.

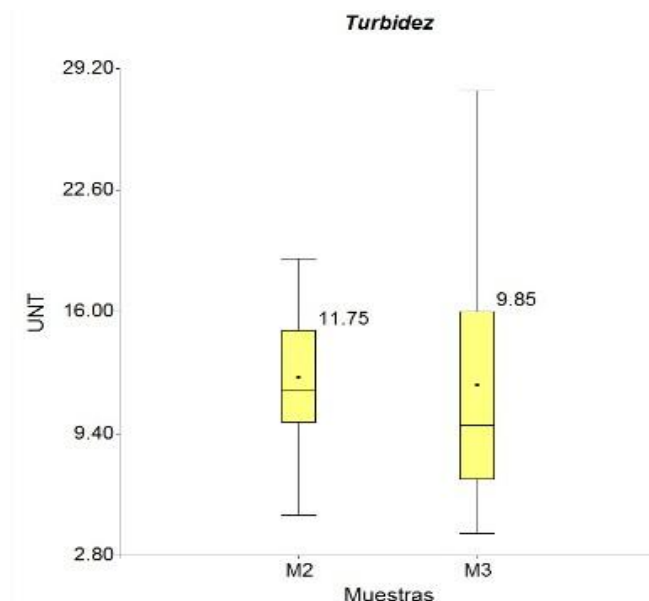


Figura 5.4 Box-plot de turbidez objetivo 1.

El análisis del box-plot de turbidez (Figura 5.4) revela que la muestra M3 exhibe una mediana y media más bajas 9.85 UNT, con una desviación estándar de 6.79 UNT (Tabla 4) y un rango intercuartílico aproximado de 4.00 a 28.00 UNT. Por otro lado, la muestra M2 presenta una mediana de 11.75 y una desviación estándar de 5.02, con un rango intercuartílico de alrededor de 5.00 a 24.00 UNT (Tabla 3).

Los sólidos disueltos totales tienen resultados mayores en el agua que fue sometida al tratamiento, los mismos pudieran seguir aumentado debido al aumento de la concentración de microalgas presentes (Figura 5.5). A pesar de que en el estudio de Jácome et al. (2021) las microalgas con géneros como *Chlorella sp* removieron sólidos disueltos totales y cargas de compuestos orgánicos e inorgánicos, en la presente investigación no se presentó remoción (ver, Tabla 4) sino un aumento.

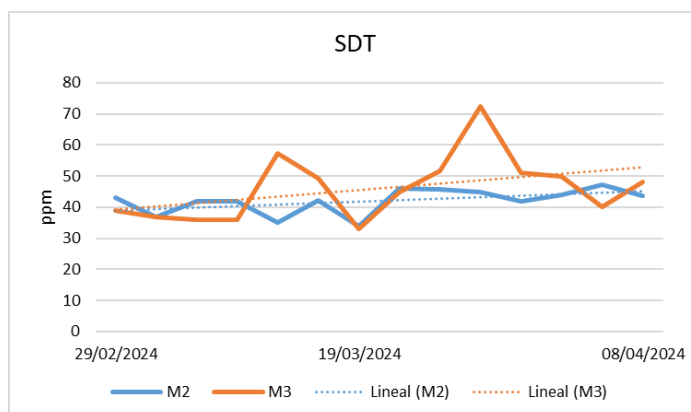


Figura 5.5 Comportamiento datos de sólidos disueltos totales objetivo 1.

El estudio de Ocaña (2019), menciona que la muerte celular en la biorremediación con algas puede afectar los valores de sólidos disueltos totales que también van relacionados con conductividad eléctrica por lo que está también presenta un aumento considerable en el sistema (Figura 5.6).

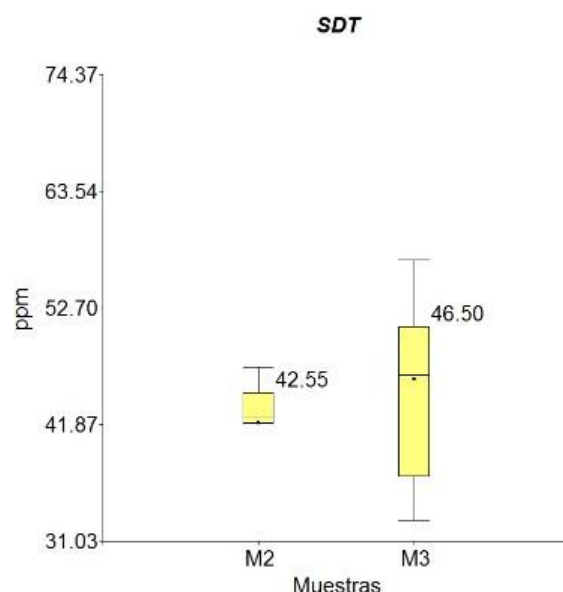


Figura 5.6 Box-plot de sólidos disueltos totales objetivo 1.

El análisis del box-plot de sólidos disueltos totales (Figura 5.6) revela que la muestra M3 exhibe una mediana y media más altas 46.50 ppm, con una desviación estándar de 10.55 (Tabla 4) y un rango intercuartílico aproximado de 33.00 a 72.40. Por otro lado, la muestra M2 presenta una mediana de 42.55 y una desviación estándar de 4.04, con un rango intercuartílico de alrededor de 34.00 a 47.20 (Tabla 3).

El oxígeno disuelto aumenta una vez actúan las microalgas con una tendencia a seguir subiendo (Figura 5.7) las microalgas gracias a su capacidad fotosintética aumentan los

niveles de oxígeno disuelto favoreciendo la actividad biorremediadora (Hernández-Pérez y Labbé, 2014). Nuestro estudio presenta un aumento considerable en la variable de oxígeno disuelto (box plot, Figura 5.1.8) esto se puede ver evidenciado en el lento crecimiento de biomasa a causa de fluctuaciones externas como temperatura y suficiente disponibilidad de luz, evitando a que las microalgas se propaguen correctamente y que el sistema presente más oxigenación (Dominguez, Ruiz, Garrido, y J, 2020).

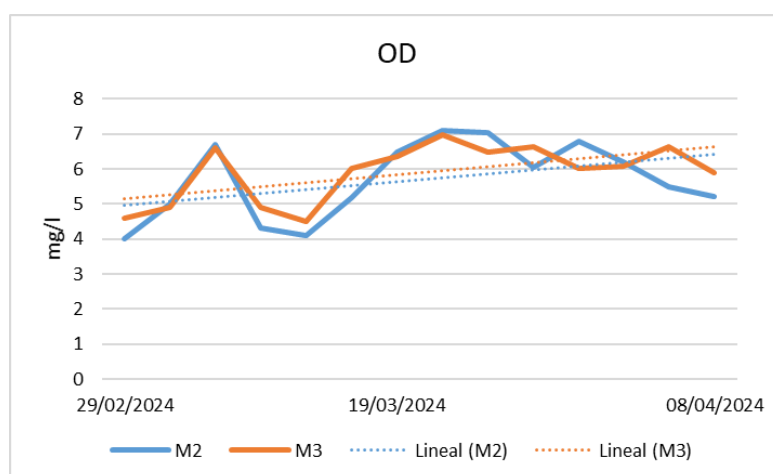


Figura 5.7 Comportamiento datos de oxígeno disuelto objetivo 1.

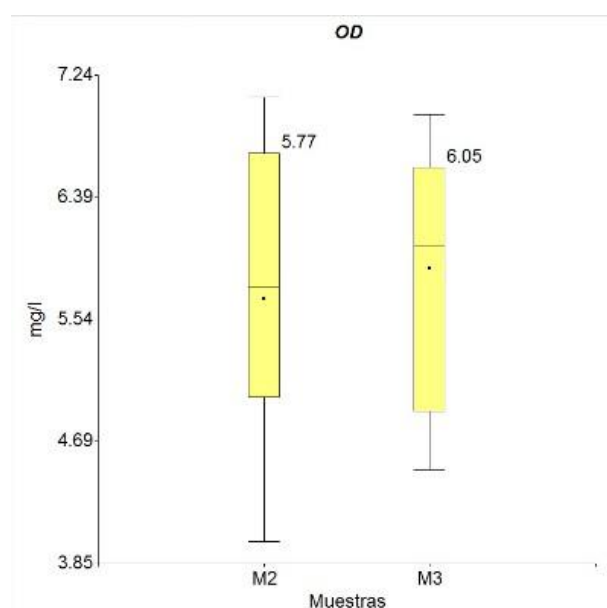


Figura 5.8 Comportamiento datos de oxígeno disuelto objetivo 1.

El análisis del box-plot de oxígeno disuelto (Figura 5.8) revela que la muestra M3 exhibe una mediana y media más altas 6.05 mg/l con una desviación estándar de 0.83 (Tabla 4) y un rango intercuartílico aproximado de 4.50 a 6.97. Por otro lado, la muestra M2 presenta una

mediana de 5.77 y una desviación estándar de 5.69, con un rango intercuartílico de alrededor de 4.00 a 7.09 (Tabla 3).

Para el caso del nitrógeno total se pudo apreciar una disminución de los valores, presentando una media de 0.45 mg/l, niveles que sugieren una remoción promedio de este parámetro, cumpliendo con esta tendencia (ver, Figura 5.9, Figura 5.10). En aguas sin tratar el contenido de nitrógeno, específicamente los niveles de amonio (NH_4^+), suelen ser altos.

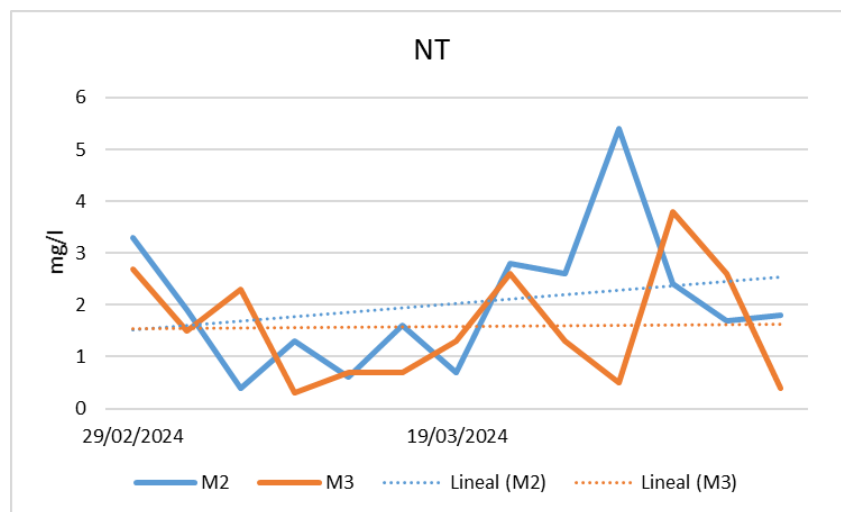


Figura 5.9 . Comportamiento datos de nitrógeno total objetivo 1.

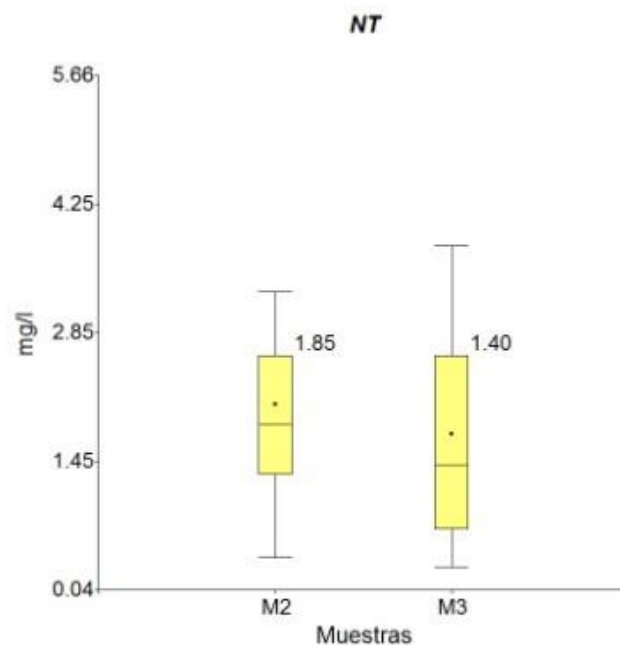


Figura 5.10 Box-plot de nitrógeno total objetivo 1.

El análisis del box-plot de Nitrógeno Total (Figura 5.10) revela que la muestra M3 exhibe una mediana y media más bajas 1.40 mg/l, con una desviación estándar de 1.10 (Tabla 4) y un rango intercuartílico aproximado de 0.30 a 3.80. Por otro lado, la muestra M2 presenta una

mediana de 1.85 mg/l y una desviación estándar de 1.34, con un rango intercuartílico de alrededor de 0.40 a 5.40 (Tabla 3).

Después del tratamiento los niveles de nitrógeno disminuyeron significativamente debido a la eliminación eficiente de los contaminantes y a la optimización de los niveles de nutrientes en el agua (Nongmaithem et al., 2023). En un estudio realizado por Castellanos - Estupiñán et al. (2022), el exceso de fertilizantes provoca un aumento en la concentración de este nutriente. La escorrentía agrícola es una fuente interesante de nutrientes para la producción de biomasa de algas; los resultados muestran que las tres cepas estudiadas (*Chlorella*, *Scenedesmus* y *Hapalosyphon sp.*) pueden crecer eficazmente en escorrentías agrícolas sin diluir y eliminar más del 80% del NO_3^- y PO_4^- presentes en este tipo de aguas residuales. En el estudio anteriormente citado, se encontró que *Chlorella sp.* reportó la mayor concentración de biomasa (1 g/L) (Castellanos-Estupiñán et al., 2022).

Un estudio realizado por Nongmaithem et al. (2023), optimizó las condiciones nutricionales para el crecimiento de las microalgas, logrando una concentración nitrógeno total de 250 mg/L y de fósforo total de 5 mg/L. Los tratamientos lograron una eliminación de nitrógeno del (82,6 $\pm$ 1.1%), (75,2 $\pm$ 1,5%) y (86,7 $\pm$ 1,02%). La eliminación eficaz de los nutrientes, especialmente el nitrógeno, se atribuyó al equilibrio nutricional optimizado del medio, lo que promovió el crecimiento de microalgas y bacterias, lo que mejoró la eficiencia de absorción y eliminación de nutrientes. Los resultados demostraron que el Nitrógeno Total no solo favorecía el crecimiento de las microalgas, sino que también facilitaba la eliminación del nitrógeno de las aguas residuales, lo que pone de manifiesto la importancia del equilibrio de nutrientes para mejorar la eficacia del tratamiento y la producción de biomasa en los sistemas de microalgas (Nongmaithem et al., 2023). En nuestro estudio tuvimos una remoción parcial de nitrógeno, alcanzado un 28.02% de eliminación de NT, esto indica la capacidad biorremediadora por parte de las microalgas, debido al tiempo no pudimos apreciar por completo el gran efecto que brindan estos microorganismos al remover.

Los valores de fosforo indican que hubo un aumento de 0.3 mg/L en promedio (ver, Tabla 4), sin embargo, la tendencia de estos datos es a disminuir (Figura 5.11, Figura 5.12). Según Borgström et al. (2023), la descomposición de los compuestos orgánicos se debió principalmente a la actividad microbiana y no a la foto-degradación. La variabilidad del proceso dominante de degradación del carbono (fotooxidación o degradación microbiana) a lo largo del tiempo en los humedales puede afectar indirectamente a la eficiencia de

eliminación del fósforo, lo que influyó en la presencia de aumento de fosforo (Borgström et al., 2023).

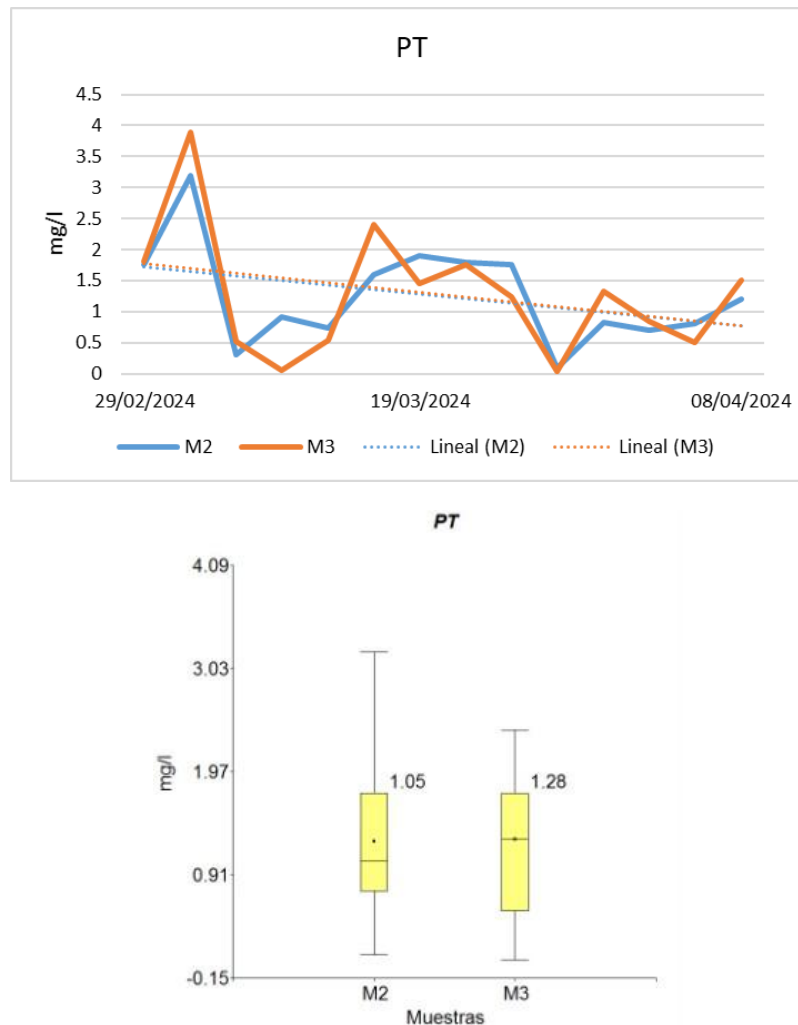


Figura 5.12 Box-plot de fósforo total objetivo1.

El análisis del box-plot de Fósforo Total (Figura 5.12) revela que la muestra M3 exhibe una mediana y media más altas 1.28 mg/l, con una desviación estándar de 1.03 (Tabla 4) y un rango intercuartílico aproximado de 0.04 a 3.90. Por otro lado, la muestra M2 presenta una mediana de 1.05 mg/l y una desviación estándar de 0.81, con un rango intercuartílico de alrededor de 0.09 a 3.20 (Tabla 3).

La demanda bioquímica de oxígeno y demanda química de oxígeno presentan valores siempre por debajo del agua sin tratar dando altas remociones altas y con tendencia a disminuir (Figura 5.13, Figura 5.14). Un estudio realizado por Moustafa et al. (2023) en un canal que presenta una capa de microalgas con un espesor promedio de 10 mm exhibió la

mayor eficiencia de eliminación de DBO y DQO, con índices de eliminación de 29% y 46,9%, respectivamente (Moustafa et al., 2023).

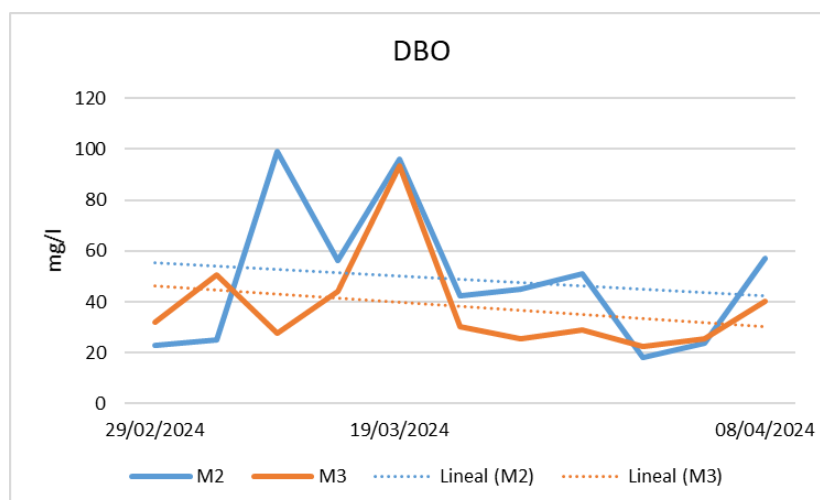


Figura 5.13 Comportamiento datos de demanda bioquímica de oxígeno objetivo 1.

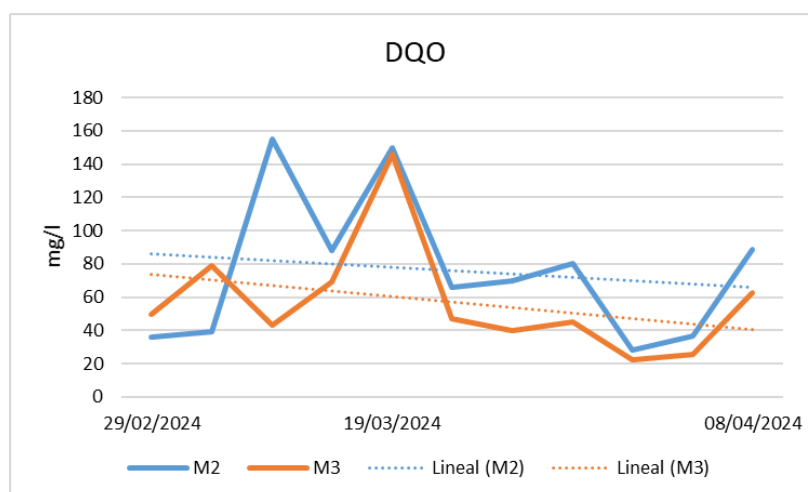


Figura 5.14 Comportamiento datos de demanda química de oxígeno objetivo 1

Abdel-Shafy y El- Khateeb (2013), aseguran que aguas no tratadas los niveles de DQO son inicialmente altos en las aguas residuales sin tratar, lo que indica una alta concentración de contaminantes orgánicos, después del tratamiento los procesos de tratamiento eficaces deberían conducir a una reducción sustancial de los niveles de DQO, lo que refleja la degradación satisfactoria de los contaminantes orgánicos del agua. A la vez los niveles de DBO en aguas no tratadas suelen ser altos, lo que indica la presencia de materia orgánica biodegradable, después del tratamiento los niveles de DBO deberían disminuir significativamente, lo que demostraría el éxito de la descomposición de los contaminantes orgánicos por parte de los microorganismos. En nuestro caso los valores de DBO y DQO tuvieron un porcentaje de 27.60% y 33.06% (Tabla 5) de remisión respectivamente (Figura

5.15, Figura 5.1.16), en cuanto a estos valores podemos decir que son aceptables en cuanto a la literatura descrita.

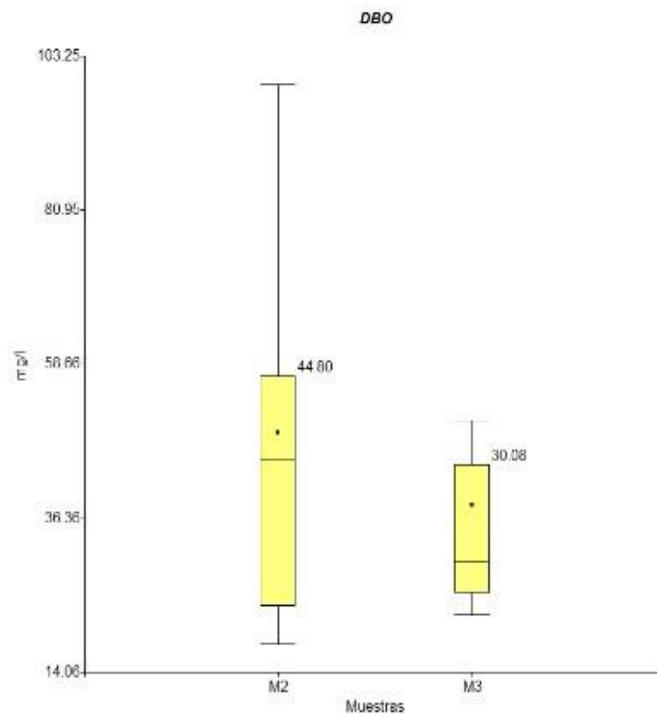


Figura 5.15 Box-plot demanda bioquímica de oxígeno objetivo 1.

El análisis del box-plot de DBO (Figura 5.15) revela que la muestra M3 exhibe una mediana y media más bajas 30.08 mg/l, con una desviación estándar de 20.29 (Tabla 4) y un rango intercuartílico aproximado de 22.40 a 93.44. Por otro lado, la muestra M2 presenta una mediana de 44.80 mg/l y una desviación estándar de 27.86, con un rango intercuartílico de alrededor de 18.11 a 99.20 (Tabla 3).

El análisis del box-plot de DQO (Figura 5.16) revela que la muestra M3 exhibe una mediana y media más bajas 47.00 mg/l, con una desviación estándar de 33.98 (Tabla 4) y un rango intercuartílico aproximado de 22.40 a 146.00. Por otro lado, la muestra M2 presenta una mediana de 68.00 mg/l y una desviación estándar de 43.53, con un rango intercuartílico de alrededor de 28.30 a 155.00 (Tabla 3).

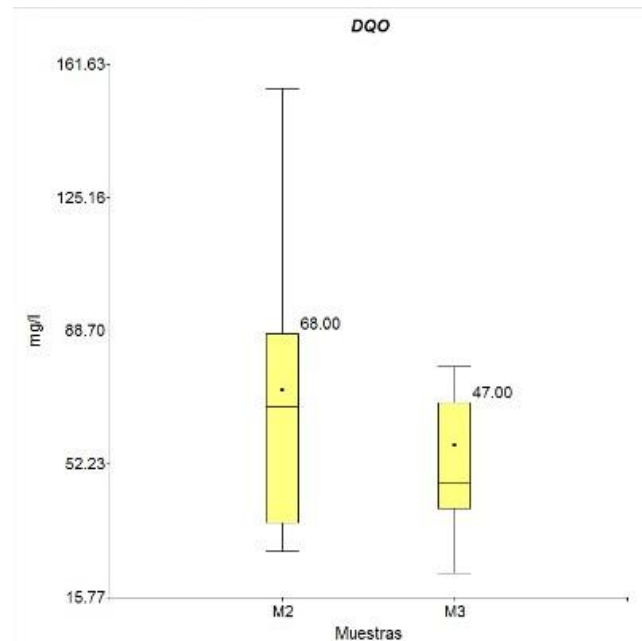


Figura 5.16 Box-plot demanda química de oxígeno objetivo 1.

La conductividad eléctrica experimenta un aumento en lugar de una disminución, con valores crecientes en el agua tratada, pero con una tendencia a decrecer (ver Figura 5.17). En particular, la muestra M2 exhibe una mediana más baja y una mayor dispersión de datos (ver Figura 5.18), con un amplio rango intercuartílico (aproximadamente de 70.1 a 109.6 $\mu\text{S/cm}$) y una desviación estándar de 11.39. Por otro lado, la muestra M3 muestra una mediana de 85.2 $\mu\text{S/cm}$ y una desviación estándar de 8.55 $\mu\text{S/cm}$, con un rango intercuartílico de alrededor de 75.6 a 99.7 $\mu\text{S/cm}$. Estos resultados indican un aumento de la conductividad, posiblemente debido a la liberación de iones por parte de las microalgas durante su crecimiento y metabolismo (Rojas-Flores et al., 2021).

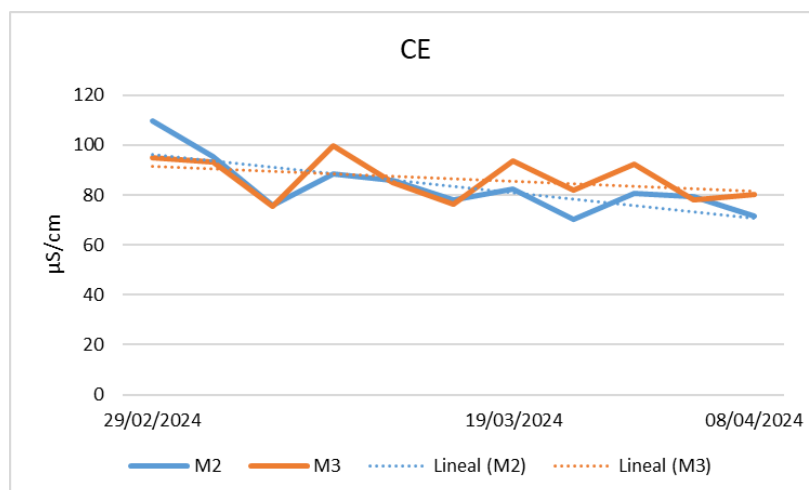


Figura 5.17 Comportamiento datos conductividad eléctrica objetivo 1.

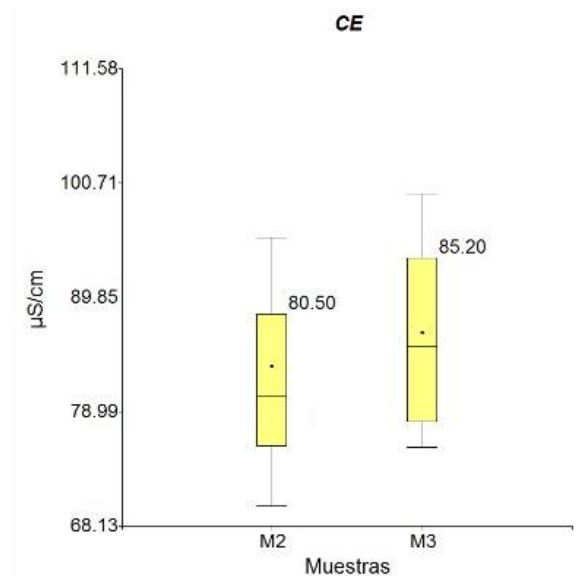


Figura 5.18 Box-plot de conductividad eléctrica objetivo 1.

El análisis del box-plot de conductividad eléctrica (Figura 5.18) revela que la muestra M3 exhibe una mediana y media más altas 85.20 $\mu\text{S/cm}$, con una desviación estándar de 8.55 (Tabla 4) y un rango intercuartílico aproximado de 75.60 a 99.70. Por otro lado, la muestra M2 presenta una mediana de 80.50 $\mu\text{S/cm}$ y una desviación estándar de 11.39, con un rango intercuartílico de alrededor de 70.10 a 109.60 (Tabla 3).

5.2 Objetivo 2

Para los resultados del crecimiento de biomasa se realizó un promedio de la turbidez de cada una de las repeticiones tomando este valor como el dato final y comparándolo con el dato inicial (Tabla 7) esto demuestra que si existe un aumento de las unidades de turbidez.

Tabla 8 Diferencia de unidades de turbidez.

Microalga	NTU	
	T0	TF
Chlorella	15	80
Mal 32	15	88
Consorcio	15	137

Diferencia de unidades de turbidez nefelométrica entre los dos tipos de microalgas utilizados y su consorcio, T0 datos iniciales de turbidez, TF datos finales de turbidez.

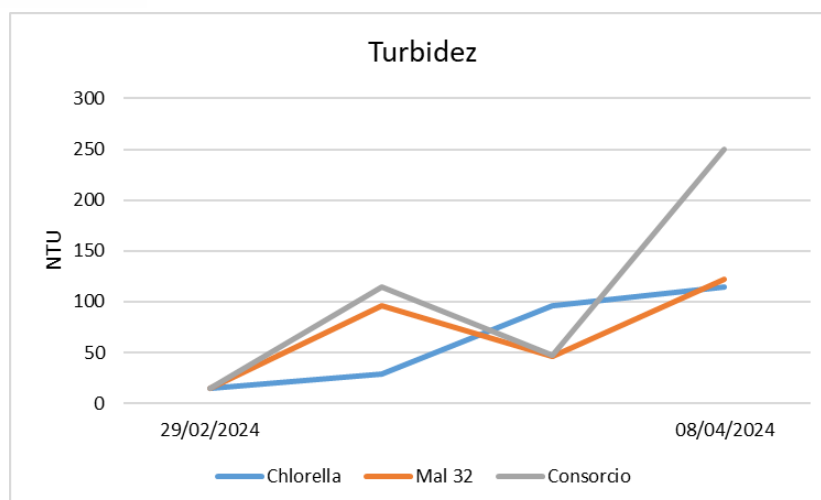


Figura 5.19 Comportamiento del crecimiento del nivel de turbidez.

En nuestro estudio se pudo evidenciar que los datos de ingreso al sistema propuesto corroboran que el agua es prácticamente transparente, los niveles de este parámetro pos tratamiento aumentaron, llegando a valores muy altos. Un análisis realizado visualmente a las gavetas utilizadas con las dos muestras de microalgas y la del consorcio, demostró que el consorcio presenta los valores más altos. En la Tabla 7, se presentan valores promedios de los tres momentos de monitoreo, situación inicial, durante la investigación y momentos finales (ver, Figura 5.19), sin embargo, estos resultados fueron influenciados por una microalga que estuvo presente en el agua del río, presentado una coloración diferente a las microalgas utilizadas en el experimento.

Según el estudio de Hernández y Labbé (2014), el cultivo en campo de microalgas se ve afectado por los factores ambientales como el factor luz, el cual se ve influenciado que afecta la fotoinhibición en las primeras hora del día debido a la falta de intensidad lumínica. Si bien nuestro experimento estaba al aire libre en respectivas horas el factor luz era pudo tener afección debido a la presencia de especies vegetativas como arboles de pino y eucalipto, sin embargo, no se midió esta posible afección.

Otro factor es la temperatura, este influye directamente en el metabolismo de las microalgas por lo que se evidencia que estas pueden ser sensibles a los cambios bruscos de temperatura (Henández, 2017). Las temperaturas optimas varían según la especie y adaptación de las especies, pero en general esta se encuentra entre 28° y 35° C (Park et al. 2011). A pesar de que las especies de *Chlorella sp* son muy resistentes temperaturas bajas este factor no pude ser controlado por lo que no se pudo evidenciar un mayor desarrollo de algas. El pH, constituye un parámetro que también influye en el crecimiento y desarrollo de las microalgas, aun cuando este no presentaba fluctuaciones extremas (Tabla 4 y Figura 5.1), el crecimiento

de cualquier especie funciona mejor a niveles alcalinos por su disponibilidad de nutrientes (nitratos y carbonos) aptos para el crecimiento de las microalgas (Beltrán et al., 2017).

5.3 Objetivo 3

Para el análisis de los resultados de este objetivo. Se contempló la diferencia de los datos de M1 (agua cruda de ingreso) y M3 (agua post humedal).

Después del humedal, el pH del agua aumenta, mostrando una tendencia al alza, pero manteniendo sus valores estables (Figura 5.20), lo que indica una estabilización en los niveles de esta variable.

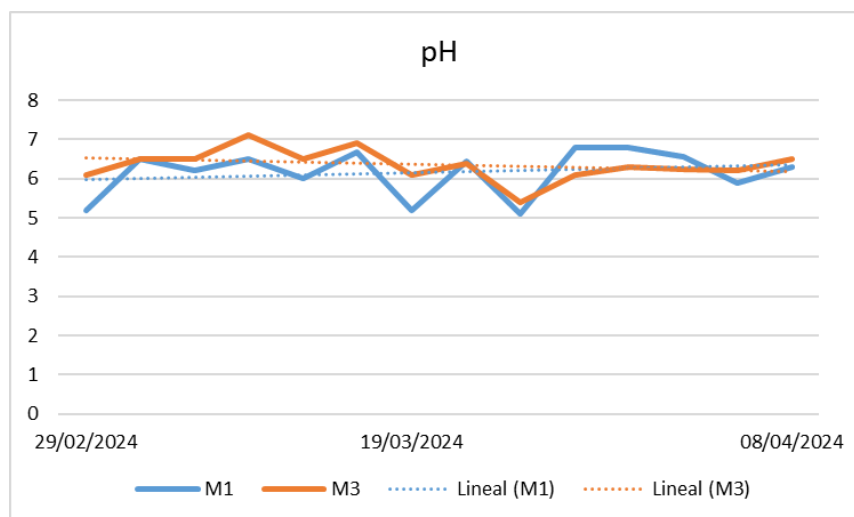


Figura 5.20 Comportamiento datos de potencial de hidrogeno objetivo 3.

La muestra M1, tomada del afluente, presenta una alta variabilidad en los niveles, sugiriendo una calidad inicial del agua comprometida por contaminantes. Por otro lado, la muestra M3, representando el efluente tratado, exhibe una distribución más concentrada de valores alrededor de la mediana (Figura 5.20), lo que indica una eficaz neutralización de la acidez y una mejora significativa en la calidad del agua. A pesar de la presencia de un valor atípico alto, se destaca la capacidad de las microalgas para eliminar eficazmente contaminantes ácidos del agua. El pH neutro de las muestras (Tabla 5) coincide con Kadlec et al. (2000), quienes indican que los valores deben estar entre 7 y 8 en humedales artificiales.

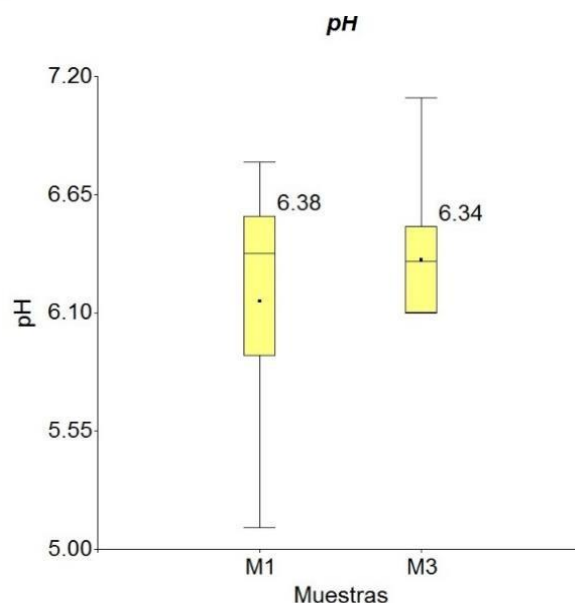


Figura 5.21 Box-plot potencial de hidrógeno objetivo 3

El análisis del box-plot (Figura 5.21) revela que la muestra M1 exhibe una mediana y media más altas 6.38, con una desviación estándar de 0.60 (Tabla 1) y un rango intercuartílico aproximado de 5.10 a 6.80. Por otro lado, la muestra M3 presenta una mediana de 6.34 y una desviación estándar de 0.40, con un rango intercuartílico de alrededor de 5.40 a 7.10 (Tabla 4).

En la turbidez se observa una remoción, aunque existe un aumento en su comportamiento (Figura 5.22). El box-plot (Figura 5.23) revela diferencias entre las muestras M1 y M3. La muestra M1 exhibe un rango estrecho de valores de turbidez, con una media de 12.46 NTU (Tabla 2) y una variabilidad limitada en comparación con las otras muestras. La muestra M3, correspondiente al agua tratada, presenta la media más baja de 12.04 ntu (Tabla 4), indicando una posible reducción en la turbidez en comparación con las otras muestras. Sin embargo, la variabilidad en los datos es notable, con un rango significativamente más amplio y una dispersión más pronunciada en las mediciones de turbidez. Dianella et al. (2017) obtuvieron valores de reducción de turbidez del 77%, empleando *Cyperus papyrus*, como especie vegetal, en nuestro caso se utilizó *Pennisetum clandestinum*, (kikuyo). No se puede descartar que en nuestras muestras no se eliminó en el laboratorio la presencia de microalgas.

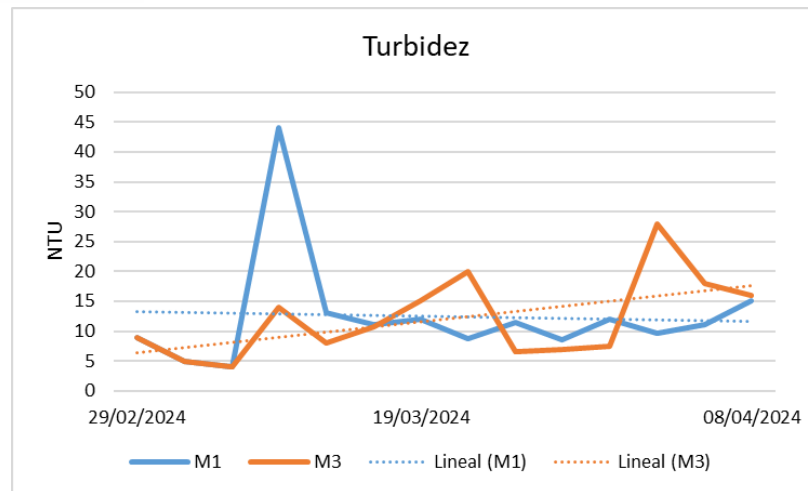


Figura 5.22 Comportamiento datos de turbidez objetivo 3.

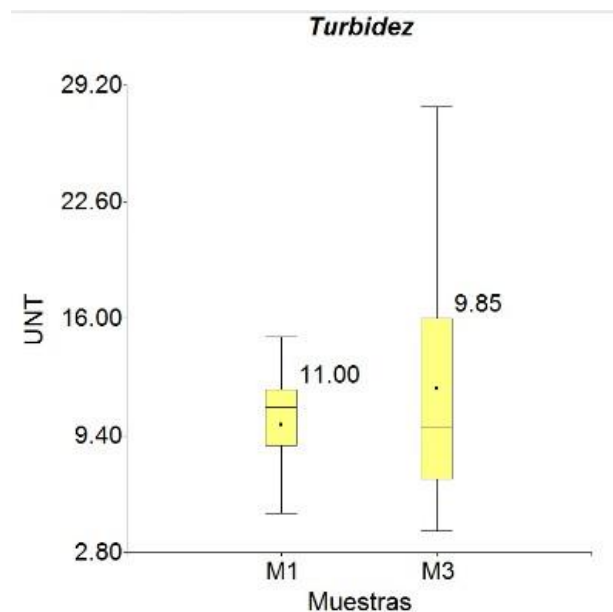


Figura 5.23 Box-plot de turbidez objetivo 3.

El análisis del box-plot (Figura 5.23) revela que la muestra M1 exhibe una mediana y media más altas 11.00 UNT, con una desviación estándar de 9.54 (Tabla 1) y un rango intercuartílico aproximado de 4.00 a 44.00. Por otro lado, la muestra M3 presenta una mediana de 9.85 y una desviación estándar de 0.40, con un rango intercuartílico de alrededor de 5.40 a 7.10 (Tabla 4).

Los sólidos disueltos totales muestran resultados más bajos en el agua tratada, pero podrían aumentar según a la tendencia que presenta (Figura 5.24), probablemente debido a la proliferación de microalgas. Su box-plot (Figura 5.25) indica que la muestra M3 tiene el contenido más alto de Sólidos Disueltos Totales (Tabla 4), con una mayor variabilidad y un rango más amplio en comparación con M1. Las muestras M1, por otro lado, presenta valores

de SDT más bajos (Tabla 2) y tienen una menor variación. Lo que puede tener implicaciones en la calidad del agua y el proceso de biorremediación. El experimento no presenta disminución de sólidos disueltos totales (Tabla 4) (Tabla 1), más bien resulta un incremento, a diferencia de Vera et al. (2020) quienes obtuvieron valores de remoción de 52.4 %.

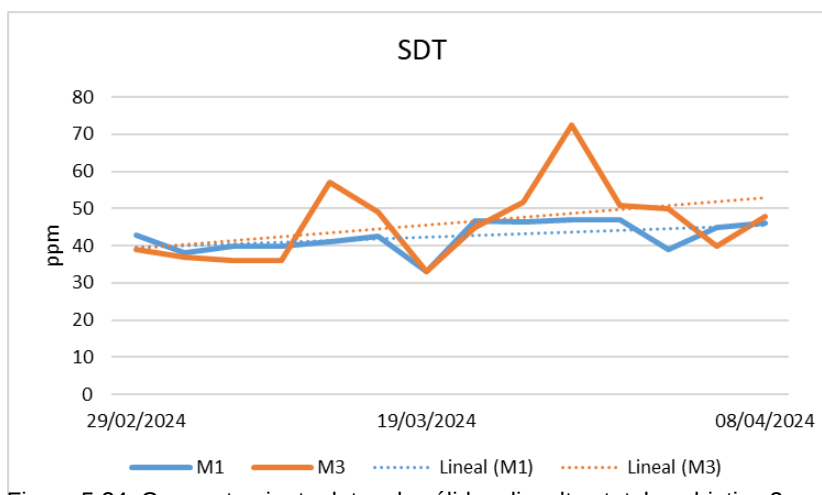


Figura 5.24 Comportamiento datos de sólidos disueltos totales objetivo 3.

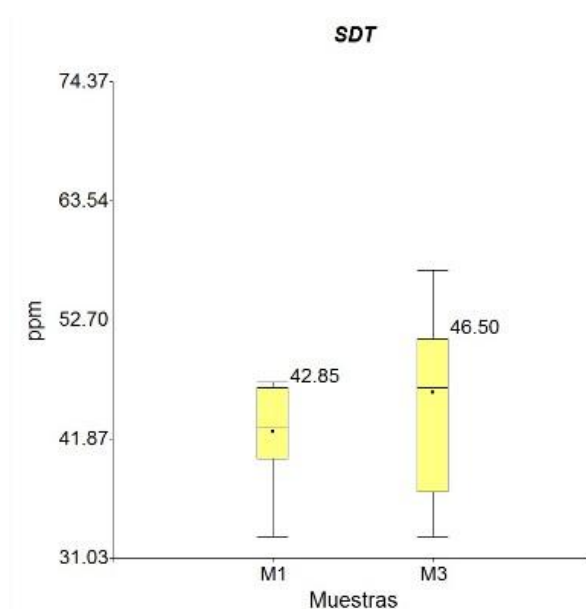


Figura 5.25 . Box-plot de sólidos disueltos totales objetivo 3

El análisis del box-plot (Figura 5.25) revela que la muestra M1 exhibe una mediana y media más bajas 42.85 ppm, con una desviación estándar de 4.20 (Tabla 1) y un rango intercuartílico aproximado de 33.00 a 47.00. Por otro lado, la muestra M3 presenta una mediana de 46.50 ppm y una desviación estándar de 10.55, con un rango intercuartílico de alrededor de 33.00 a 72.40 (Tabla 4).

Los valores de conductividad eléctrica son crecientes en el agua tratada, pero muestra una tendencia a disminuir (Figura 5.26). El análisis del box-plot (Figura 5.27) revela que la muestra M1 exhibe una mediana y media más altas, con una desviación estándar de 13.08 (Tabla 1) y un rango intercuartílico aproximado de 64.6 a 101.8 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Por otro lado, la muestra M3 presenta una mediana de 85.2 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y una desviación estándar de 8.55 $\mu\text{S}/\text{cm}$, con un rango intercuartílico de alrededor de 75.6 a 99.7 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Tabla 4). Estos hallazgos sugieren diferencias en la concentración y variabilidad de la conductividad eléctrica entre las muestras, resaltando una mayor estabilidad en los niveles de la muestra M3 (Tabla 4), lo que evidencia una consistencia en los datos después del tratamiento.

Los valores del agua tratada no disminuyen en relación a los del agua de ingreso (Tabla 4, Tabla 2) esto difiere con los resultados los obtenidos por Sánchez, Palomino y Malpartida (2021), quienes reportan una reducción del 36.55%.

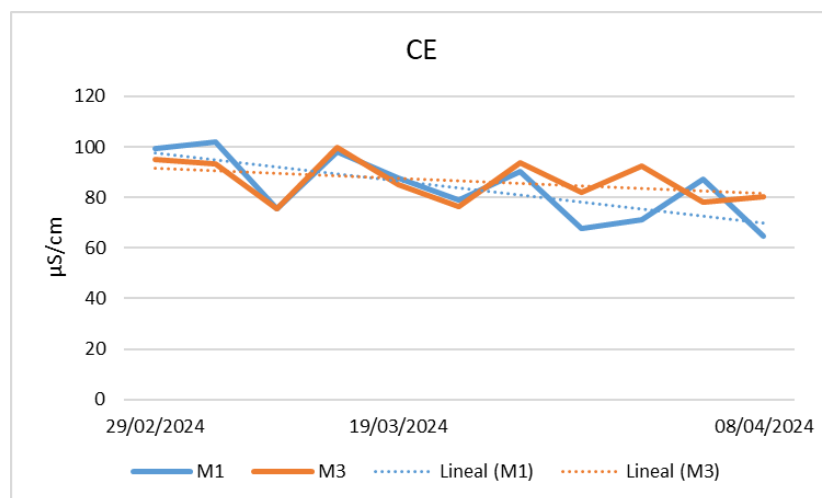


Figura 5.26 Comportamiento datos conductividad eléctrica objetivo 3.

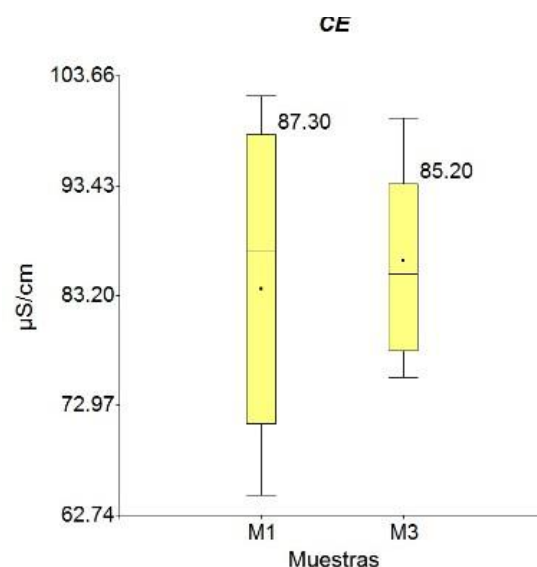


Figura 5.27 Box-plot de conductividad eléctrica objetivo 3.

El oxígeno disuelto muestra valores más altos después de pasar por el humedal, con una tendencia al incremento continuo (Figura 5.28). Su comportamiento (Figura 5.29) indican que la muestra M3 presenta valores (Tabla 4) ligeramente superiores y una menor dispersión de datos en comparación con la M1 (Tabla 2), lo que sugiere una mejor calidad de agua en la muestra tratada con microalgas M3. La menor desviación estándar en M3 señala una mayor consistencia en los niveles de oxígeno disuelto, lo que refleja una oxigenación y calidad del agua superiores durante el proceso de biorremediación. Los resultados obtenidos (Tabla 4) en el agua tratada concuerdan con los de Vallester (2020), quien menciona en su investigación valores de 5.5 mg/l a 7.6 mg/l.

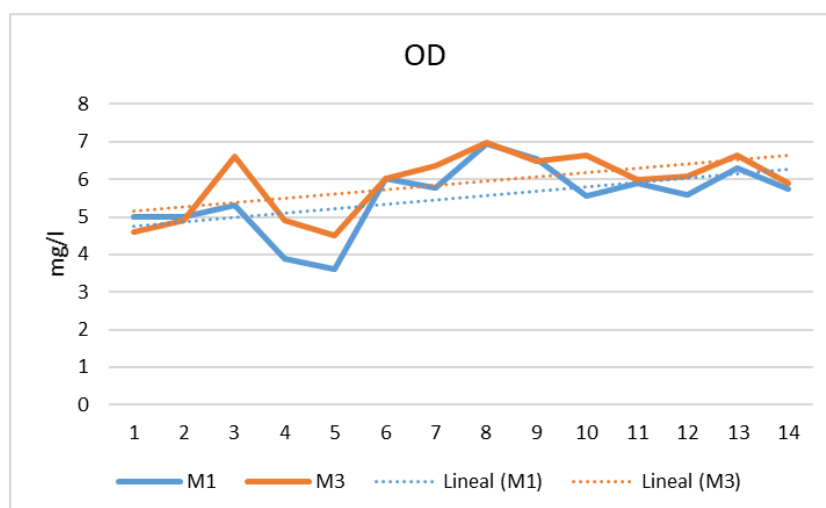


Figura 5.28 Comportamiento datos de oxígeno disuelto objetivo 3.

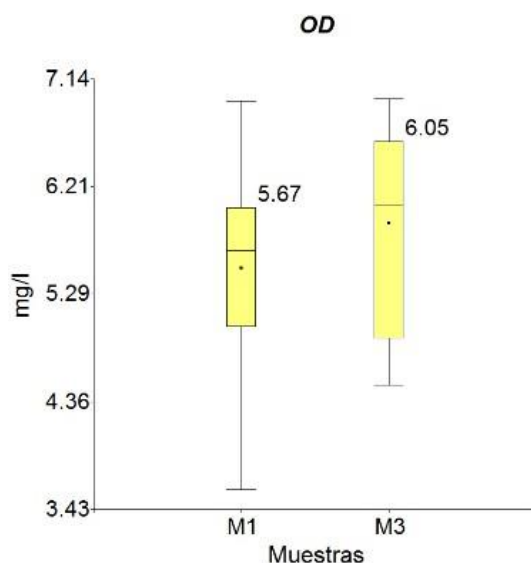


Figura 5.29 Box-plot de oxígeno disuelto objetivo 3.

El análisis del box-plot (Figura 5.29) revela que la muestra M1 exhibe una mediana y media más bajas 5.67, con una desviación estándar de 0.92 (Tabla 1) y un rango intercuartílico aproximado de 3.60 a 6.95. Por otro lado, la muestra M3 presenta una mediana de 6.05 y una

desviación estándar de 0.83, con un rango intercuartílico de alrededor de 4.50 a 6.97 (Tabla 4).

Los valores de fósforo indican una reducción promedio de 0.18 mg/l estos resultados nunca exceden a los del agua de ingreso al humedal y su tendencia de estos datos es a la baja (Figura 5.30). La interpretación del box-plot (Figura 5.31) revela que M1 presenta la mayor concentración promedio (Tabla 2), con una mediana más alta y la presencia de valores atípicos elevados. En cambio, la muestra M3 exhibe una distribución más simétrica al presentar una mediana igual a la media (Tabla 4). Los niveles de fosforo (Tabla 4) están dentro de lo establecido por Luna y Aburto (2014) quienes indican que los valores permisibles están por debajo de 5 mg/l, sin embargo la reducción es mínima (Tabla 6) comparada con Gao y Zhang (2022) quienes obtuvieron valores de reducción de 90 %, esto se debe a que ellos usaron en sus humedales Sepiolita este mineral se emplea para el control de vertidos.

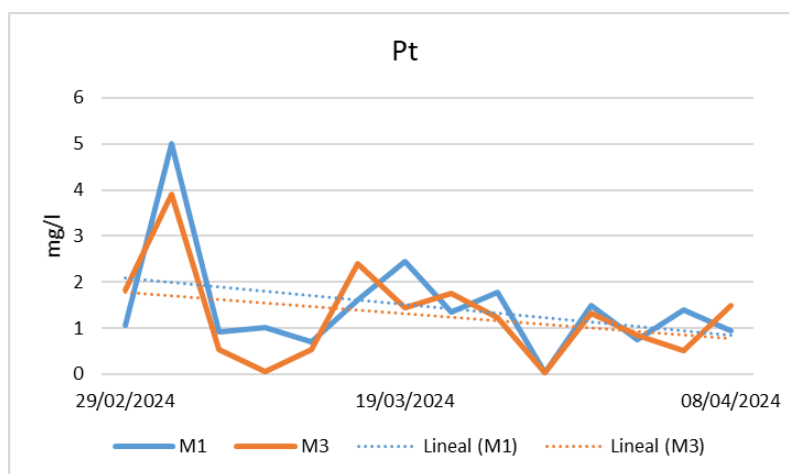


Figura 5.30 Comportamiento datos de fósforo total objetivo 3.

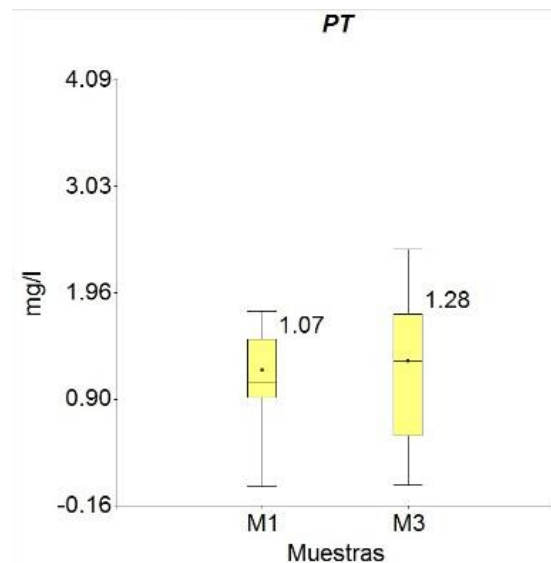


Figura 5.31 Box-plot de fósforo total objetivo 3.

El análisis del box-plot (Figura 5.31) revela que la muestra M1 exhibe una mediana y media más altas 1.07, con una desviación estándar de 1.17 (Tabla 1) y un rango intercuartílico aproximado de 0.03 a 5.00. Por otro lado, la muestra M3 presenta una mediana de 1.28 y una desviación estándar de 1.03, con un rango intercuartílico de alrededor de 0.04 a 3.90 (Tabla 4).

El nitrógeno total disminuye en promedio 1,29 mg/l, con la perspectiva de mantener estos valores (Figura 5.32). La Figura 5.33 muestra que M3 tiene una concentración más alta en relación a M1 (Tabla 4, Tabla 2). Los resultados coinciden con los de Perez et al. (2015) los cuales al tratar el agua residual obtuvieron valores de 5 mg/l siendo estos muy buenos, el porcentaje de remoción que calculamos es muy alto (Tabla 6), en comparación a Vymazal y Kröpfelova (2009) quienes obtuvieron valores de 40%. La remoción alcanza estos valores elevados debido a que al emplear microalgas en los humedales estas utilizan el nitrógeno para sus ciclos metabólicos Kumar et al. (2022).

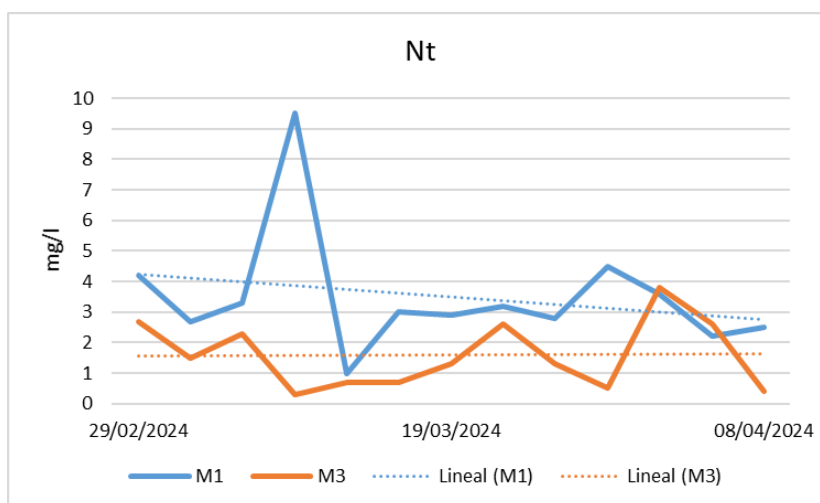


Figura 5.32 Comportamiento datos de nitrógeno total objetivo 3.

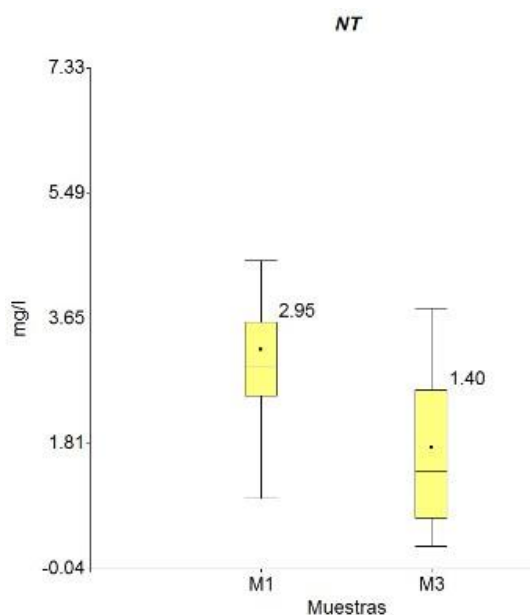


Figura 5.33 Box-plot de nitrógeno total objetivo 3.

El análisis del box-plot (Figura 5.33) revela que la muestra M1 exhibe una mediana y media más altas 2.95, con una desviación estándar de 2.01 (Tabla 1) y un rango intercuartílico aproximado de 1.00 a 9.50. Por otro lado, la muestra M3 presenta una mediana de 1.40 y una desviación estándar de 1.10, con un rango intercuartílico de alrededor de 22.40 a 146.00 (Tabla 4).

La demanda bioquímica de oxígeno y la demanda química de oxígeno muestran altas remociones (Tabla 6) y una tendencia a disminuir (Figura 5.34 y Figura 5.35). La DBO (Figura 5.36) demuestra una alta variabilidad en los datos de M1 y M3, con una alta dispersión de variación de los mismos. En M3 se evidencian niveles relativamente bajos, lo que sugiere que el agua tratada por el humedal alcanzó remociones de la concentración de este parámetro.

En cuanto a la DQO (Figura 5.38), M3 posee la media y mediana más bajas y con menos variación en los niveles de DQO, mientras que M1, siendo el más alto, disminuye significativamente sus valores después del tratamiento, indicando una reducción en los niveles de contaminantes orgánicos que pueden ser perjudiciales. Alexander et al. (2021) presentan valores de remoción de 98,89 % y 79,49 % en las variables demanda bioquímica de oxígeno y demanda química de oxígeno respectivamente, estos datos sobrepasan los obtenidos en el experimento (Tabla 6), esto debido a que ellos emplean tiempos de retención hidráulica bastante elevados lo cual mejora la eficiencia del humedal (Yalcuka y Ugurlu, 2009).

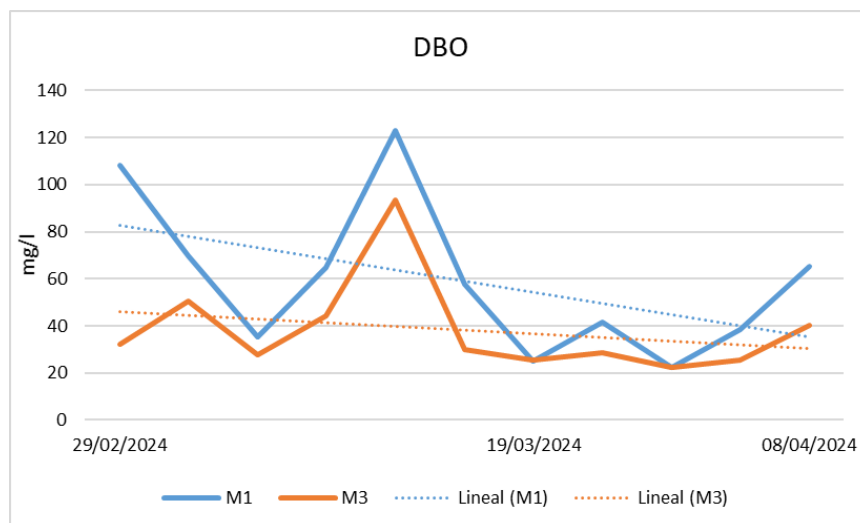
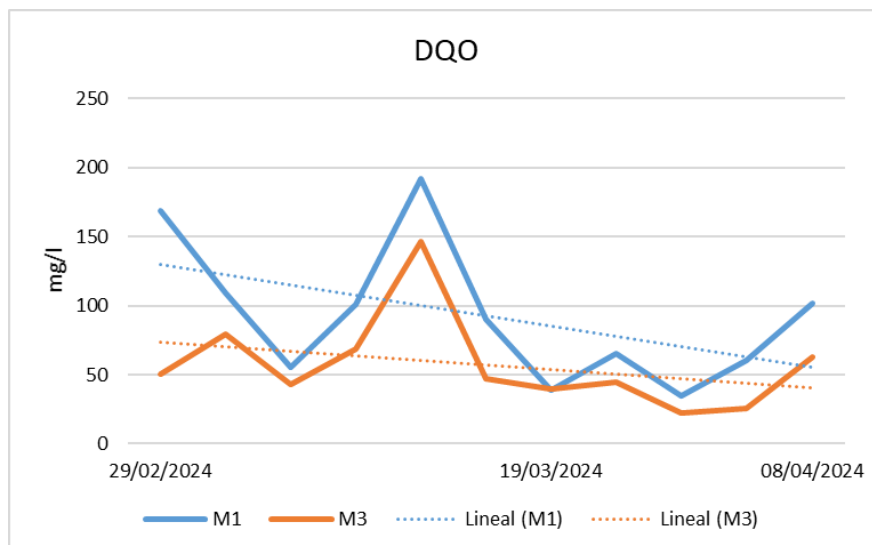


Figura 5.34 Comportamiento datos de demanda bioquímica de oxígeno objetivo 3.



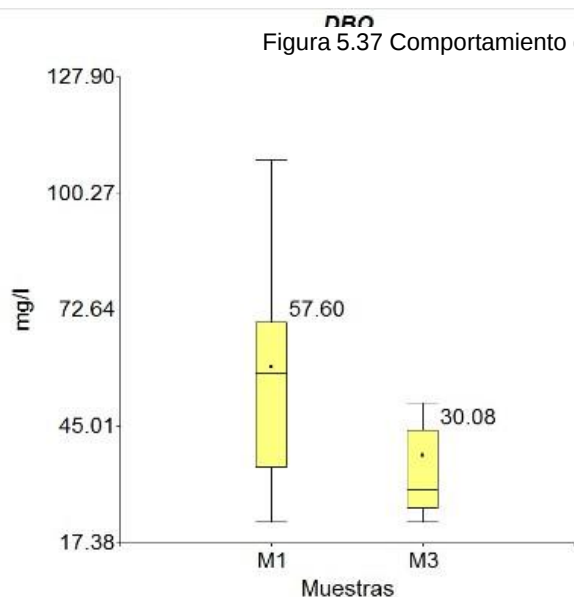


Figura 5.36 Box-plot demanda bioquímica de oxígeno objetivo 3.

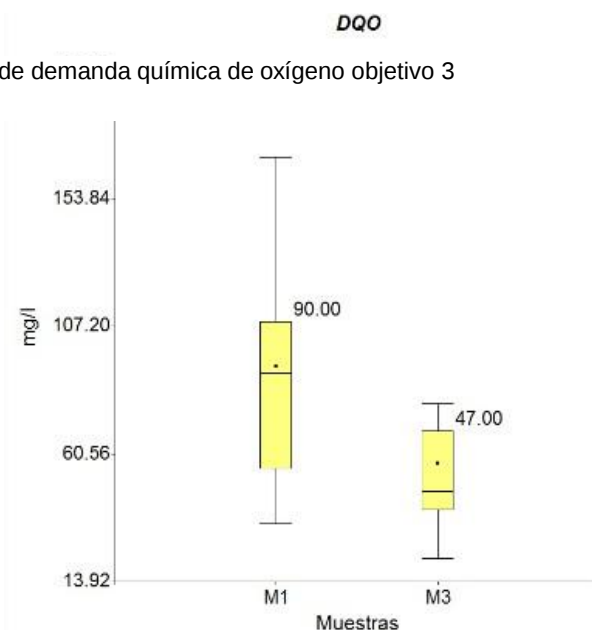


Figura 5.35 Box-plot demanda química de oxígeno objetivo 3.

El análisis del box-plot de DBO (Figura 5.36) revela que la muestra M1 exhibe una mediana y media más altas 57.60, con una desviación estándar de 32.37 (Tabla 1) y un rango intercuartílico aproximado de 22.40 a 122.88. Por otro lado, la muestra M3 presenta una mediana de 30.08 y una desviación estándar de 20.29, con un rango intercuartílico de alrededor de 22.40 a 93.44 (Tabla 4).

El análisis del box-plot de DQO (Figura 5.37) revela que la muestra M1 exhibe una mediana y media más altas 90.00, con una desviación estándar de 40.58 (Tabla 1) y un rango intercuartílico aproximado de 35.00 a 192.00. Por otro lado, la muestra M3 presenta una mediana de 47.00 y una desviación estándar de 33.98, con un rango intercuartílico de alrededor de 22.40 a 146.00 (Tabla 4).

5.4 Análisis Estadístico

Se llevó a cabo un análisis estadístico para el objetivo 1 y 3 con el fin de evaluar la normalidad de los datos recopilados durante el funcionamiento del experimento para determinar la normalidad y significancia de los resultados obtenidos. Esto proporcionó una comprensión más profunda de la eficacia de estos sistemas en el tratamiento de aguas.

Se realizaron líneas de tendencia para saber si se puede o no hacer predicciones con el agua de ingreso y el agua post tratamiento.

Tabla 9 Coeficiente de determinación R^2 objetivo 1.

Variables	M2	M3
pH	0.00	0.08
Turbidez	0.09	0.28
SDT	0.23	0.17
CE	0.56	0.15
OD	0.18	0.33
PT	0.14	0.10
NT	0.06	0.00
DBO	0.02	0.07
DQO	0.02	0.10

Tabla 10 Coeficiente de determinación R^2 objetivo 3.

Variables	M3	M1
pH	0.0427	0.0769
Turbidez	0.0026	0.2806
SDT	0.2149	0.1726
CE	0.4887	0.0036
OD	0.2771	0.3295
PT	0.1168	0.1016
NT	0.0586	0.0007
DBO	0.2366	0.0654
DQO	0.2366	0.1046

$R^2 < 0.09$ indican que los datos están muy dispersos y no se puede llegar a hacer predicciones de su comportamiento.

Los valores de R^2 (Tabla 7, Tabla 8) presentan un alejamiento considerable de 0.9, lo que indica que no podemos realizar predicciones precisas sobre el comportamiento futuro del agua tratada. Además, en cuanto a los valores del agua sin tratamiento es imposible realizar una predicción ya que esta agua es muy cambiante en cada variable, dado que proviene de un río influenciado por actividad humana y condiciones climáticas.

Tabla 11 . Valores de normalidad y significancia

Variable	Normalidad	Nivel de Significancia
pH	0.0092	0.7756
Turbidez	3.35E-06	0.62
SDT	0.0004307	0.51
CE	0.232	0.3
OD	0.09	0.25
PT	0.000153	0.88
NT	5.11E-09	0.06
DBO	2.13E-11	0.63
DQO	2.49E-11	0.55

$p > 0.05$ normales, $p < 0.05$ significativos, objetivo 1.

Tabla 12. Valores de normalidad y significancia

Variable	Normalidad	Nivel de Significancia
pH	0.012	0.66
Turbidez	2.01E-05	0.96
SDT	0.006624	0.39
CE	0.36	0.99
OD	0.16	0.3
Pt	0.0006344	0.66
Nt	3.13E-07	0.03
DBO	2.44E-09	0.4
DQO	2.96E-09	0.33

$p > 0.05$ normales, $p < 0.05$ significativos, objetivo 3.

Después del análisis estadístico se encontró que las variables CE y OD presentan normalidad (Tabla 9, Tabla 10) y de todos estos parámetros, solo el nitrógeno total presenta diferencias significativas entre las muestras analizadas, esto para el objetivo 3 (Tabla 11). Este hallazgo sugiere la importancia de controlar y gestionar los niveles de nitrógeno en los cuerpos de agua para garantizar su calidad.

6. Conclusiones y Recomendaciones

6.1 Conclusiones

El estudio revela que el tratamiento de aguas residuales utilizando microalgas ofrece resultados alentadores en la mejora de la calidad del agua. Al comparar los resultados con otros estudios, se evidencia la eficacia del tratamiento de aguas residuales utilizando microalgas, aunque es importante tener en cuenta las diferencias en los métodos y condiciones específicas de cada investigación.

De la remoción total

- La acción del sistema propuesto en la disminución de la concentración de los contaminantes en algunos parámetros como el pH, el oxígeno disuelto y nitrógeno es evidente. Sin embargo, que aún existen desafíos que deben abordarse para optimizar la eficacia del tratamiento.
- Se logra una mejora en la calidad del agua tratada, aunque se reconoce la necesidad de optimizar ciertos parámetros operativos, como el tiempo de retención hidráulica, para maximizar la eficiencia del proceso.

De la acción de las microalgas.

- A pesar de algunas discrepancias, se confirma el potencial de las microalgas para la remoción de contaminantes, como lo demuestran las reducciones en parámetros como turbidez, fosforo y nitrógeno.
- La presencia de microalgas en el sistema parece ser beneficiosa, ya que contribuye al aumento de los niveles de oxígeno disuelto, lo que a su vez favorece la actividad biorremediadora. Sin embargo, se identifican fluctuaciones en variables como la turbidez y los sólidos disueltos totales, lo que sugiere la influencia de factores externos como la temperatura, la disponibilidad de luz y la composición del medio.

Del crecimiento de biomasa.

- En cuanto a los factores ambientales, se reconoce que la luz, la temperatura y el pH son elementos críticos que afectan el crecimiento y la actividad metabólica de las microalgas. Aunque la presencia de especies vegetativas como árboles puede afectar la disponibilidad de luz, se observa que este impacto no es significativo en el estudio.
- Se destaca la importancia de mantener un equilibrio adecuado del pH para favorecer el crecimiento óptimo de las microalgas.

6.2. Recomendaciones

- ✓ Debido a la experiencia adquirida en el desarrollo del experimento es necesario realizar los análisis de laboratorio con las muestras de agua filtrada para que de esta manera los residuos orgánicos no influyan en los resultados.
- ✓ La ubicación del proyecto se debe llevar a cabo en zonas que no cuenten con cobertura de árboles a 20 metros a la redonda aproximadamente para que estos no interfieran con las condiciones de luz de las microalgas.
- ✓ El tiempo de retención en el humedal artificial debe ser mayor para que los microorganismos puedan cumplir con sus ciclos metabólicos y con ello lograr la actividad biorremediadora.
- ✓ El tiempo de retención en el humedal artificial debe ser mayor para que los microorganismos puedan cumplir con sus ciclos metabólicos y con ello lograr la actividad biorremediadora.
- ✓ Se debe realizar investigaciones con nuevos consorcios microbianos para lograr entender cuáles de estos actúan de mejor manera en el tratamiento de aguas residuales.
- ✓ Contemplar en que se utilizará el agua ya tratada para de esta manera tener un entendimiento más claro de cuan eficiente es el tratamiento de aguas residuales con microalgas ya enfocadas en un fin.

7. Referencias

- Abdel-Shafy, H., y El-Khateeb, M. (2013). Integration of septic tank and constructed wetland for the treatment of wastewater in Egypt. *Taylor y Francis*, 9. doi:10.1080/19443994.2012.749585
- American Public Health Association, American Water Works Association, y Water Pollution Control Federation. (1992). Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales.
- Alexander, P., Cabrera, M., y Ojeda, C. A. (2021). Eficiencia de un humedal de flujo subsuperficial horizontal para tratar los efluentes de un colegio rural en Colombia, 3488–3499. <https://doi.org/10.34188/bjaerv4n3-056>
- Andrio, D., Asmura, J., Yenier, E., y Putri, K. (2019). Enhancing BOD5 /COD ratio co-substrate tofu wastewater and cow dung during ozone pretreatment. *MATEC Web of Conferences*, 276, 06027. <https://doi.org/10.1051/mateconf/201927606027>
- Arias, C., y Brix, H. (2003). Humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales. *Atlas Del Patrimonio Natural*, 13, 17–24. http://www.sev.gob.mx/servicios/publicaciones/colec_veracruzsigloXXI/PatrimonionaturalVeracruz/PatrimonionaturalVeracruz1.pdf
- Arias, S., Betancur, F., Gómez, G., Salazar, J., y Hernández, M. (2010). Fitorremediación con humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales porcinas. 1, 1–11.
- Beltrán, A., Mendieta, P., y Vanegas, J. (2013). Calidad del Agua y contaminantes en el río Tarquí. *Galileo*, 115–121. <http://dspace.ucuenca.edu.ec/handle/123456789/30013>
- Beltrán, J. C., Guajardo, C., Barceló, I. D., y López, U. J. (2017). Biotreatment of secondary municipal effluents using microalgae: Effect of pH, nutrients (C, N AND P) and CO₂ enrichment. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 52(3), 417–427. <https://doi.org/10.4067/s0718-19572017000300001>
- Borgström, A., Hansson, L., Klante, C., y Sjöstedt, J. (2023). Wetlands as a potential multifunctioning tool to mitigate eutrophication and brownification. *Ecological Applications*, 17. doi:10.1002/eap.2945
- Burrell, M., y Alba, J. (2023). Calidad del agua: los 6 factores más importantes. *Gestek*. <https://www.gestek.pro/blog/calidad-del-agua-6-factores-importantes>
- Cabrera, M., y Pulla, M. (2014). Línea base para el aprovechamiento de microalgas sistema de tratamientos de agua. *Universidad De Cuenca*, 1–105
- Calle, T. (2021). Establecimiento de la calidad de agua mediante diatomeas epilíticas durante la época lluviosa en el río tarquí. *Universidad Católica de Cuenca*. <https://dspace.ucacue.edu.ec/handle/ucacue/7954>
- Cárdenas, G., y Sánchez, I. (2013). Nitrógeno en aguas residuales: orígenes, efectos y mecanismos de remoción para preservar el ambiente y la salud pública. *Universidad y Salud*, 72–88. Retrieved from http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0124-71072013000100007&lang=pt

- Carrillo, V. (2022). Evaluación técnica y ambiental de la eliminación de fósforo en humedales construidos para el tratamiento de aguas residuales. Universidad de Concepción. [http://repositorio.udec.cl/jspui/bitstream/11594/10085/1/Tesis Valentina Carrillo. Image. Marked - 1.pdf](http://repositorio.udec.cl/jspui/bitstream/11594/10085/1/Tesis_Valentina_Carrillo_Image_Marked_1.pdf)
- Castellanos-Estupiñan, M., Carrillo-Botello, A., Roza-G, L, Becerra-M, D., García-M, J., . . . Zuorro, A. (2022). Removal of Nutrients and Pesticides from Agricultural Runoff Using Microalgae and Cyanobacteria. *Water*, 11. doi:10.3390/w14040558
- Delgadillo, O., Camacho, A., y Serie, M. A. (2010). Depuración de aguas residuales por medio de humedales artificiales.
- Dianella, J., Guerra, T., Sheyla, J., Vargas, M., y Rocio, R. (2017). Evaluación de la eficiencia en el tratamiento de aguas residuales para riego mediante humedales artificiales de flujo libre superficial (FLS) con las especies *Cyperus Papyrus* y *Phragmites Australis*, en Carapongo-Lurigancho, 1–17.
- Dominguez, M., Ruiz, J., Garrido, C., y J, P. (2020). phytoremediation of urban wastewater of small municipalities with microalgae. *Revista Científica ecociencia*, 7(2), 27.
- Gao, P., y Zhang, C. (2022). Study on Phosphorus Removal Pathway in Constructed Wetlands with Thermally Modified Sepiolite.
- García, J. (2010). Captura De Co 2 Mediante Algas. *Fitotecnia Universidad Politécnica De Madrid*, 12(2), 2–114.
- Garcia, R. (2021). Sostenibilidad de un Humedal Artificial De Flujo Vertical, Para El Tratamiento De Aguas Contaminadas Con Fines De Reúso. *Facultad de Ingeniería Agrícola*, 1–158. <http://repositorio.lamolina.edu.pe/bitstream/handle/UNALM/4864/garcia-rospigliosi-leyda-alesandra.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- García, J. (2018). Influência das condições hidrodinâmicas nos processos de conversão aeróbia em wetlands construídos de escoamento vertical no tratamento de esgoto doméstico bruto. Tese Doutorado, Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia. Minas Gerais, Brasil. (en portugués)
- Hernández, A., y Labbé, J. (2014). Microalgas, cultivo y beneficios. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 49(2), 157–173. <https://doi.org/10.4067/S0718-19572014000200001>
- Infante, C., Angulo, E., Zárate, A., Florez, J., Barrios, F., y Zapata, C. (2012). propagación de la microalga *Chlorella* sp. en cultivo por lote: cinética del crecimiento celular. *Avances En Ciencias e Ingeniería*, 3(2), 159–164.
- Jácome, C., Ballesteros, C., Rea, E., y Rea Cayambe, L. M. (2021). Microalgas en el tratamiento de aguas residuales generadas en industrias de curtiembres. *Ciencia y Tecnología*, 14(2), 47–55. <https://doi.org/10.18779/cyt.v14i2.502>
- Kadlec, R., Knight, R., Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P., y Habert, R. (2000). Constructed wetlands for pollution control.
- Kumar, N., Sharma, G., Chandel, H., y Thakur, S. (2022). Microalgae in Wastewater Treatment and Biofuel Production: Recent Advances, Challenges, and Future Prospects. <https://doi.org/10.1007/978-981-19-4320-1>

- Leani, K., García, Q., Patricia, D., Zúñiga, R., Elena, M., Duque, G., ... Rojas, A. (2021). Evaluación de la remoción de nitrógeno y materia orgánica a través de humedales artificiales de flujo subsuperficial, acoplados a reactores de lecho fijo con microalgas en la Institución Universitaria Colegio Mayor de Antioquia. *Revista Ingeniería y Región*, 25, 82–94. <https://doi.org/10.25054/22161325.2921>
- Luna, M., y Aburto, S. (2014). Sistema de humedales artificiales para el control de la eutroficación del lago del Bosque de San Juan de Aragón, 17(1), 32–55.
- Marco, L., Azario, R., y Metzler, C. (2004). La turbidez como indicador básico de calidad de aguas potabilizadas a partir de fuentes superficiales. *Propuestas a propósito del estudio del sistema de potabilización y distribución en la ciudad de Concepción del Uruguay (Entre. Higiene y Sanidad Ambiental*, 4, 72–82.
- Mingcan, W., Guimei, W., Feimiao, L., Hongxia, W., Anping, L., y Jiangxin, W. (2022). Microalgal photoautotrophic growth induces pH decrease in the aquatic environment by acidic metabolites secretion. *Biotechnology for Biofuels and Bioproducts* volume 15. doi:10.1186/s13068-022-02212-z
- Moustafa, A., ElNadi, M., y Abdelmomen, M. (2023). Impact of microalgae layer thickness on the treatment performance of drain water. *Scientific Reports*, 13. doi:10.1038/s41598-023-48129-x
- Mullor, A. E. (2021). Evaluación Del Efecto De La Temperatura, Luz Y Tiempo De Exposición En La Actividad Fotosintética De Las Microalgas. 1–44.
- Nongmaithem, D., Xiao, S., B, H., y Vaibhav, V. (2023). Bioremediation of domestic wastewater with microalgae-cyanobacteria co-culture by nutritional balance approach and its feasibility for biodiesel and animal feed production. *Chemical Engineering Journal*, 10. doi:10.1016/j.cej.2022.140197
- Olguín, E. J., Hernández, M. E., y Sánchez-Galván, G. (2007). Contaminación de manglares por hidrocarburos y estrategias de biorremediación, fitorremediación y restauración. *Revista Internacional de Contaminacion Ambiental*, 23(3), 139–154.
- Perez, M., Gonzalez, Y., Elena, D., y Jimenez, T. (2015). Diseño de un humedal subsuperficial vertical para la depuración de las aguas residuales de la Universidad Central “Marta Abreu” de Las Villas, (53), 37–41.
- Plasencia, J. (2012). Cultivo de microalgas (*Chlorella sorokiniana*) con iluminación mediante LEDs (Light Emitting Diodes). https://oa.upm.es/22523/1/TFC_Juan_Plasencia.pdf
- Ramírez, J. S., Rodriguez Loaiza, D. C., y Asprilla, W. J. (2022). Humedales artificiales subsuperficiales: comparación de metodologías de diseño para el cálculo del area superficial basado en la remoción de la materia organica. *Ingenierías USBMed*, 11(1), 65–73. <https://doi.org/10.21500/20275846.4558>
- Rivera, J., Garza, M. T., Almaguer, V., y Loredó, J. (2010). Bioingeniería ambiental aplicada a una columna empacada con *Chorella* sp. inmovilizada para la remoción de metales pesados. *Ciencia UANL*, XIII(2), 174–177.
- Rojas-Flores, S., De la Cruz Noriega, M., Cabanillas-Chirinos, L., Carranza-Vigo, C., Quiroz De La Cruz, J., Zavaleta Portilla, S., & Angelats-Silva, L. (2021). Generation of electrical energy by means of a photobioreactor with microalgae “*Chlorella* sp.” *Proceedings of the LACCEI International Multi-Conference for Engineering, Education and Technology*, 2021-July, 1–8. <https://doi.org/10.18687/LACCEI2021.1.1.127>

- Salazar-Torres, G., y de Moraes, V. (2012). Microalgae community of the Huaytire wetland, an Andean high-altitude wetland in Peru. *Acta Limnol. Bras.* 24 (3). doi:10.1590/S2179-975X2012005000046
- Sigler, A., y Bauder, J. (2024). Alcalinidad, pH, y Sólidos Disueltos Totales. Organización Mundial de La Salud TDS En Agua Potable, 8.
- Torres, D., Cáceres, A., Roa, A., Suárez, J., y Urbina, N. (2017). Utilización de microalgas de la división Chlorophyta en el tratamiento biológico de drenajes ácidos de minas de carbón. *Revista Colombiana de Biotecnología*, XIX (2), 95.104.
- Vallester, E. (2020). Importancia del nivel de oxígeno en la eficiencia de un humedal artificial con flujo subsuperficial vertical ascendente., (October 2018). <https://doi.org/10.33412/rev-ric.v4.1.1865>
- Vera, A., Andrade, C., Flores, E., y Núñez, M. (2020). Removal of nutrients and organic matter in a constructed wetland, in function of the development of the macrophyte *Typha dominguensis* Pers, (May).
- Vymazal, J., y Kröpfelova, L. (2009). Removal of nitrogen constructed wetlands with horizontal sub surface flow: a review., 29(4), 1114–1124.

8. Anexos

8.1. Anexos fotográficos



Anexo A: Aplicación de microalgas al humedal.



Anexo B: Toma de muestras para análisis en laboratorio



Anexo C: Análisis de fósforo en laboratorio.



Anexo D: Crecimiento de microalgas en el humedal