UNIVERSIDAD PERUANA DE CIENCIAS APLICADAS

FACULTAD DE INGENIERÍA

PROGRAMA ACADÉMICO DE INGENIERÍA AMBIENTAL

Remoción de Nitrato, Amonio y Hierro en aguas servidas municipales del desagüe de Moronacocha-Iquitos, mediante la cianobacteria Synechococcus sp. UCP002

TESIS

Para optar el título profesional de Ingeniero de Gestión Ambiental

AUTOR(ES)

Cabezudo Cobos, Remy Gabriel 0009-0004-0332-5684

ASESOR(ES)

Ruiz Huamán, Carmen Milagros 0000-0003-4844-2281

Lima, 28 de noviembre de 2024

Dedicatoria

A mis padres, hermanos, tíos y amigos, quienes estuvieron presentes y apoyaron durante toda esta etapa académica universitaria.

Agradecimientos

En primer lugar, quiero agradecer a la UPC por todos los conocimientos y herramientas que me brindaron para formarme como profesional. A la unidad especializada de Biotecnología CIRNA-UNAP, y al Laboratorio de Biotecnología y Bioenergética de la Universidad Científica del Perú, por permitir el uso de sus equipos, materiales y reactivos utilizados durante el proceso del desarrollo de la tesis. A mi asesora de tesis, la profesora Carmen Milagros Ruiz Huamán, por su paciencia, dedicación y confianza que me brindó durante todo el proceso. A mis Co-asesores la Dra. Marianela Cobos Ruiz y el Dr. Juan Carlos Castro Gómez, por su apoyo incondicional, valiosos consejos y, acompañamiento a través de este proyecto de investigación. Al Msc. Levi Estela Moreno, por su apoyo y valioso tiempo brindado durante la ejecución del proyecto en el laboratorio de Biotecnología y Bioenergética de la Universidad Científica del Perú. Y finalmente, quiero agradecer a mi familia, por todo su apoyo y amor.

Resumen

El lago Moronacocha en Iquitos enfrenta un grave problema ambiental debido a los vertimientos de aguas servidas municipales provenientes del desagüe de Moronacocha. Aunque se siguen investigando diversas soluciones biotecnológicas, el potencial de los microorganismos para la biorremediación ha demostrado ser una alternativa prometedora. En este estudio, se evaluó la capacidad de la cianobacteria *Synechococcus sp*. UCP002 para remover amonio, nitratos y hierro de las aguas servidas. Se cultivó *Synechococcus* sp. UCP002 y se sometió a cuatro tratamientos durante 15 días, con concentraciones variadas de medio CHU-10 y agua servida municipal. Se monitorizó su crecimiento mediante cambios en la densidad óptica (DO) a 730 nm y en el pH, y se midieron las concentraciones de contaminantes antes y después del tratamiento. Los resultados indicaron que *Synechococcus* sp. UCP002 creció en todos los tratamientos, con una DO media de 0,136, y logró remover el 88,89% de amonio, 91,67% de nitratos y 75% de hierro. Estos hallazgos validan el potencial biotecnológico de *Synechococcus* sp. UCP002 para la biorremediación de aguas residuales en el lago Moronacocha, ofreciendo una solución efectiva para la reducción de contaminantes como amonio, nitratos y hierro.

Palabras clave: Biotecnología; biodegradación ambiental; cianobacteria; contaminación del agua; eliminación de aguas residuales; restauración y remediación ambiental.

Removal of Nitrate, Ammonium, and Iron in municipal wastewater from the Moronacocha-Iquitos drainage, using the *Synechococcus sp.* UCP002.

Abstract

Lake Moronacocha in Iquitos faces a severe environmental problem due to municipal wastewater discharge from the Moronacocha sewer. Although various biotechnological solutions are still being investigated, the potential of microorganisms for bioremediation has proven to be a promising alternative. This study evaluated the capacity of the cyanobacteria *Synechococcus* sp. UCP002 to remove ammonia nitrogen, nitrates, and iron from wastewater. *Synechococcus* sp. UCP002 was cultivated and subjected to four treatments over 15 days, with varying concentrations of CHU-10 medium and municipal wastewater. Its growth was monitored through changes in optical density (OD) at 730 nm and pH, and contaminant concentrations were measured before and after treatment. The results indicated that *Synechococcus* sp. UCP002 grew in all treatments, with an average OD of 0.136, and successfully removed 88.89% of ammonia nitrogen, 91.67% of nitrates, and 75% of iron. These findings validate the biotechnological potential of *Synechococcus* sp. UCP002 for the bioremediation of wastewater in Lake Moronacocha, providing an effective solution for reducing contaminants such as ammonia nitrogen, nitrates, and iron.

Keywords: Biotechnology; environmental biodegradation; cyanobacteria; water pollution; wastewater disposal; environmental restoration and remediation.

u201916614_Remy Gabriel Cabezudo Cobos_Remoción de Nitrato, Amonio y Hierro en aguas servidas municipales del desagüe de Moronacocha-Iquitos, mediante la cianobacteria Synechococcus sp. UCP002

INFORME DE ORIGINALIDAD

6%	6%	3%	1%
INDICE DE SIMILITUD	FUENTES DE INTERNET	PUBLICACIONES	TRABAJOS DEL ESTUDIANTE

FUENTES PRIMARIAS

1	repositorio.unapiquitos.edu.pe Fuente de Internet	1%
2	upc.aws.openrepository.com Fuente de Internet	1%
3	repositorio.ucp.edu.pe Fuente de Internet	1%
4	www.fca.org.uk Fuente de Internet	<1%
5	qdoc.tips Fuente de Internet	<1%
6	repositorio.uncp.edu.pe Fuente de Internet	<1%
7	repositorio.upsc.edu.pe Fuente de Internet	<1%
8	addi.ehu.es Fuente de Internet	<1%

ÍNDICE

1. Capítulo 1: Identificación del Problema y Justificación 1

1.1 Descripción y Justificación del Problema 1

1.2 Formulación del Problema 3

1.2.1 Problema General 3

1.2.2 Problemas Específicos 4

1.3 Objetivos 4

1.3.1 Objetivo General 4

1.3.2 Objetivos Específicos 4

2. Capítulo 2: Estado de Arte y Marco Teórico 5

2.1 Estado del Arte 5

2.2 Marco Teórico 8

2.2.1 Generalidades de las Aguas Servidas Municipales 8

2.2.1.1 Características Físicas 8

2.2.1.2 Características Químicas 9

2.2.2 Biorremediación 10

2.2.2.1 Biorremediación con Cianobacterias 12

2.2.3 Relación Cianobacteria y Contaminantes 13

3. Capítulo 3: Diseño y Desarrollo de la Investigación 15

3.1 Hipótesis 15

3.2 Materiales y Métodos 15

3.2.1 Tipo y Diseño de la Investigación 15

3.2.2 Población y Muestra 16

3.2.3 Técnicas e Instrumentos de Recolección de Datos 17

3.2.3.1 Colecta de muestras del agua servida municipal del desagüe de Moronacocha-Iquitos 17

3.2.3.2 Cultivo y Cosecha de *Synechococcus sp.* UCP002 18

3.2.3.3 Evaluación de los ensayos de remoción de contaminantes en aguas residuales. 19

3.2.4 Descripción y Procesamiento de Datos 19

4. Capítulo 4: Resultados 21

4.1 Objetivo Específico 1 21
4.2 Objetivo Específico 2 25
4.3 Objetivo Específico 3 28

5. Capítulo 5: Discusión de Resultados 29

5.1 Objetivo Específico 1 29
5.2 Objetivo Específico 2 30
5.3 Objetivo Específico 3 31

6. Capítulo 6: Conclusiones 32

7. Capítulo 7: Recomendaciones.....33

Referencias 34

Anexo(s).....44

Lista de Tablas

Tabla 1: Registro de parámetros del Lago Moronacocha 6
Tabla 2: Concentraciones iniciales, finales y porcentaje de remoción de nitrato, amonio y hierro 25
Tabla 3: Presupuesto 44
Tabla 4: Cronograma de ejecución del proyecto 45
Tabla 5: Muestreo de Absorbancia a 730 nm cada 2 días por Grupo de Tratamiento.....46
Tabla 6: Parámetros cinéticos de cada tratamiento.....47
Tabla 7: Muestreo del Potencial de Hidrógeno cada dos días por Grupo de Tratamiento...47
Tabla 8: Estimación del tamaño de muestra.....48
Tabla 9: Prueba t-student para la concentración de Amonio.....48
Tabla 10: Prueba t-student para la concentración de Nitrato 48
Tabla 11: Prueba t-student para la concentración de Hierro 49
Tabla 12: Análisis ANCOVA.....49
Tabla 13: Pruebas de normalidad de Anderson-Darling para el perfil de crecimiento de *Synechococcus sp.* UCP002 51

Lista de Figuras

Figura 1: Concentración Pre y Post tratamiento de Amonio por tratamiento 21
Figura 2: Concentración Pre y Post tratamiento de Nitratos por tratamiento 22
Figura 3: Concentración Pre y Post tratamiento de Hierro por tratamiento.....23
Figura 4: Perfil de crecimiento de *Synechococcus sp.* UCP002 por nivel de tratamiento...26
Figura 5: Correlaciónn entre el pH y la absorbancia de *Synechococcus sp.* UCP002.....28
Figura 6: Extracción del mapa de urbanización por abastecimiento de desague en Moronacocha 46
Figura 7: Prueba de normalidad de Anderson Darling para el perfil de crecimiento de *Synechococcus sp.* UCP002 50
Figura 8: Prueba de homocedasticidad de Bartlett para el perfil de crecimiento de *Synechococcus sp.* UCP002 50
Figura 9: Pruebas de errores aleatorios para el perfil de crecimiento de *Synechococcus sp.* UCP002 51
Figura 10: Intervalos de confianza simultáneos de la prueba de Tukey al 95% 52
Figura 11: Prueba de normalidad de Anderson Darling para el potencial de hidrógeno 52
Figura 12: Prueba de normalidad Anderson Darling para la absorbancia de *Synechococcus sp.* UCP002.....53
Figura 13: Recolección de Muestra de Agua y Estirilización de Materiales 54
Figura 14: Colecta y Cultivo de *Synechococcus sp.* UCP002.....54
Figura 15: Uso del Kit LaMotte para determinación de la concentración de los contaminantes 54

1. Capítulo 1: Identificación del Problema y Justificación

1.1 Descripción y Justificación del Problema

Según estudios realizados por Sisman-Aydin y Simsek (2022), se estima que el consumo hídrico presentará un incremento considerable del 20 y 30 por ciento para uso industrial y urbano respectivamente dentro de 10 años a nivel mundial; lo que representa una problemática que afecta directamente al recurso hídrico, y sumado a los reportes de United Nations Educational Scientific and Cultural Organization by United Nations Water (UNESCO, 2020) sobre cuerpos de agua contaminados en los últimos años, se considera un incrementado considerable para los próximos años.

La contaminación hídrica o de cuerpos de agua es la alteración de un sistema complejo, el cual se puede medir mediante indicadores o parámetros fisicoquímicos (Sisman-Aydin, 2022), como lo es el potencial de hidrógeno (pH), el cual si presenta mediciones fuera del rango establecido por los Límites Máximos Permisibles (LMP) y los Estándares de Calidad Ambiental (ECA), amenaza la fauna y flora del ecosistema hídrico. Lon niveles de alcalinidad o acides no son admitidos dentro de los LMP y ECA; ya que interfieren en el ciclo de nutrientes y actividades metabólicas, propiciando actividades de inhibición en el funcionamiento de los microrganismos que se encuentran en el primer eslabón de la cadena trófica (Beltrán Machado & Aguilar, 2022), limitando así el desarrollo de sus predadores y de los siguientes eslabones de esta cadena. De manera similar ocurre con las concentraciones de los compuestos derivados del Nitrato y Fosfato, que a pesar de ser fundamentales para los procesos metabólicos de los microorganismos (Lavrinovičs et al., 2022; Pishbin et al., 2021); en elevadas concentraciones ocasiona eutrofización, lo que limita la disponibilidad de O_2 disuelto, y a su vez incrementa la tasa de mortalidad de los microorganismos (Pishbin et al., 2021). El estudio de metales pesados ha tomado mayor protagonismo como indicadores de contaminación en cuerpos de agua. Investigaciones realizadas por la Gerencia Regional de Salud (Geresa, 2024) en Loreto, indican que las elevadas concentraciones de metales pesados se asocian a problemas dérmicos y estomacales, que de forma colateral influye en el rendimiento académico de los habitantes; como sucede en la comunidad de Moronacocha en Iquitos.

En el Perú, gracias a estudios realizados por Solano (2021) como parte del Ministerio del Ambiente, se han logrado registrar 7 casos de afectación de la calidad del agua a nivel de

bahía, cuencas o lago. Sin embargo, casos como el del Lago Moronacocha deja en evidencia que existen casos no registrados que amenazan los ecosistemas y comunidades.

El lago Moronacocha forma parte del ecosistema de bosque de selva baja (Bernex & Castro, 2015), lo que implica que es una fuente de servicios ecosistémicos, entre los cuales brinda la posibilidad de llevar una vida saludable y segura, aporta al complejo proceso de desarrollo del ciclo de nutrientes, protege la flora y fauna; regula el microclima de la zona, brinda alimentos mediante peces y permite el transporte fluvial (Bernex & Castro, 2015; Ministerio del Ambiente, 2023). No obstante, estudios realizados por Mori y Tello (2017), Solano (2021) y Sotil (2017) han demostrado que esta fuente de servicios ecosistémicos presenta evidencia suficiente para afirmar que el lago se encuentra contaminado; además de presentar un potencial impacto en la comunidad de Moronacocha.

En base al mapa de urbanización por abastecimiento de desagüe en Moronacocha (Municipalidad Provincial de Maynas, 2011), se ha identificado que el origen de contaminación del lago se asocia al hecho de que cerca del 30% de viviendas de la comunidad no cuentan con una conexión a la red de agua y desagüe de la ciudad; por lo tanto, los desechos sólidos y efluentes se viertan de manera directa a un canal que desemboca en el cuerpo lótico, como se evidencia en la **Figura 6** (ver en anexos). En adición, acorde a Paz (2015), existe evidencia de que en el año 2015 cerca del 82% de la obra del proyecto de mejoramiento de obras de alcantarillado y de una Planta de Tratamiento de Agua Residual (PTAR) destinada para tratamientos de aguas residuales municipales, presentaban defectos; lo cual ha día de hoy se ve reflejado en una PTAR completamente paralizada (Superintendencia Nacional de Servicios de Saneamiento, 2023). Es así como el sistema de alcantarillado y la PTAR paralizada evitan que los efluentes sean tratados previos a su vertimiento al lago, y consecuentemente agrave la contaminación del lago.

En base a estudios realizados por Canaquiri y Ruíz (2016), se ha determinado que el pH se encuentra por debajo de lo permitido para los LMP, mientras que los nitratos y el CO_2 se encuentran por encima de lo permitido; lo cual se ha corroborado en reportes posteriores por el Instituto de Investigación de la Amazonía Peruana (Chota-Macuyama & Chong, 2020), donde se reveló que los peces extraídos del lago no eran aptos para consumo humano, además de presentar coliformes totales y fecales por encima de los LMP alineados a la investigación de Sotil (2017).

El reporte de la Geresa (2022), indica una relación entre el número de pacientes referidos por enfermedades relacionadas a aguas servidas por sector con cercanía al lago. Asimismo, este factor se percibe al ser asociado con el rendimiento educativo de los jóvenes y niños de la zona afectada, ya que según el Ministerio de Educación (Minedu, 2022), más del 70% de jóvenes y niños evaluados, se encuentran por debajo del nivel esperado en aprendizaje, y cerca del 25% se encuentran iniciando el aprendizaje. Las cifras estadísticas que reflejan el nivel educativo de los jóvenes y niños de la zona pueden darse por varios factores, sin embargo, así como indica el Minedu (2017, 2022), la salud y la estabilidad económica son parte fundamental de poder tener un buen aprendizaje, y en el caso de los jóvenes y niños de la comunidad de Moronacocha, carecen del servicio básico de agua y de una estabilidad económica. Canaquiri y Ruíz (2016) y Mori y Tello (2017) indican que las familias de la comunidad de Moronacocha se encuentran afectadas por las aguas servidas; lo que, al sumarlo al factor económico descrito, culmina afectando a los jóvenes y niños en su nivel de aprendizaje, y dando como resultado cifras bajas en las evaluaciones que realiza el Minedu.

Los ECA cumplen la función crucial de establecer rangos aceptados para concentraciones de compuestos orgánicos e inorgánicos que, si se encuentran fuera de los establecidos, alteraran la homeostasis del cuerpo de agua y por lo tanto se determina que el cuerpo de agua está contaminado. Estos rangos establecidos pueden variar dependiendo del tipo de cuerpo de agua de interés de estudio o diagnóstico; en ese sentido, existen los ECA para lagos y lagunas. No obstante, en el Perú los Estándares de Calidad Ambiental no se han renovado desde el año 2017; lo que implica que no existe un interés progresivo con respecto a la disminución de contaminantes presentes en los cuerpos de agua a nivel nacional. Adicionalmente, está presente la Ley de Recursos Hídricos N°29338; la cual sirve de base legal para preservar los recursos hídricos; sin embargo, se encuentra desestimada al ver los casos enumerados de cuerpos de agua contaminado en la investigación de Solano (2021).

1.2 Formulación del Problema

1.2.1 Problema General

¿Cuál es la capacidad de la cianobacteria *Synechococcus sp.* UCP002 para remover eficientemente nitrato, amonio y hierro en aguas servidas municipales del desagüe de Moronacocha en Iquitos?

1.2.2 Problemas Específicos

¿Existen diferencias entre las concentraciones iniciales y finales de nitrato, amonio y hierro en tres concentraciones de aguas servidas municipales del desagüe de Moronacocha-Iquitos empleando la cianobacteria *Synechococcus sp.* UCP002?

¿Cómo son los perfiles de crecimiento de la cianobacteria *Synechococcus sp*. UCP002 cultivada en tres concentraciones de aguas servidas municipales del desagüe de Moronacocha-Iquitos?

¿Cómo se relaciona el potencial de hidrógeno con el crecimiento de *Synechococcus sp.* UCP002 cultivada en tres concentraciones de aguas servidas municipales del desagüe de Moronacocha-Iquitos?

1.3 Objetivos

1.3.1 Objetivo General

Evaluar la capacidad de *Synechococcus sp.* UCP002 para remover eficientemente nitrato, amonio y hierro en aguas servidas municipales del desagüe de Moronacocha-Iquitos.

1.3.2 Objetivos Específicos

- Comparar las concentraciones iniciales y finales de amonio, nitratos y hierro en tres concentraciones de aguas servidas municipales del desagüe de Moronacocha-Iquitos empleando la cianobacteria *Synechococcus sp.* UCP002.
- Identificar los perfiles de crecimiento de la cianobacteria *Synechococcus sp.* UCP002 cultivada en tres concentraciones de aguas servidas municipales del desagüe de Moronacocha-Iquitos.
- Relacionar el potencial de hidrógeno con el crecimiento de *Synechococcus sp.* UCP002 cultivada en tres concentraciones de aguas servidas municipales del desagüe de Moronacocha-Iquitos.

2. Capítulo 2: Estado de Arte y Marco Teórico

2.1 Estado del Arte

La contaminación de cuerpos de agua lóticos, como el Lago Moronacocha, representan una problemática ambiental, social y económica. El Lago presenta registros de indicadores de contaminación desde el año 2016; realizados como parte de una investigación relacionada con los estudios y análisis de parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos (Canaquiri & Ruíz, 2016). Los primeros resultados de este análisis indicaron que el Lago Moronacocha presentaba elevadas concentraciones de nitratos con respecto a la Ley N°28611: Ley General del Ambiente, asumiendo así que se encontraba contaminado.

Para el año 2017, el estudio realizado por Minaya (2017) registró más indicadores de contaminación observados en la Tabla 1; los parámetros fisicoquímicos identificados fueron el potencial de hidrógeno (pH), oxígeno disuelto (OD) y variaciones en la conductividad eléctrica. Los resultados más relevantes consistieron en lecturas de pH y OD por debajo de lo establecido en los Estándares de Calidad Ambiental para Agua (Decreto Supremo 004-2017-MINAM, 2017); mientras que la conductividad eléctrica no se encontraba por encima de lo establecido, pero si presentaba un incremento significativo con respecto a la investigación de Canaquiri y Ruíz (2016).

Paralelamente, el estudio realizado por Mori y Tello (2017), determinó que la población que vive alrededor del Lago realiza un consumo constante del recurso hídrico, y que, sumado a los indicadores de contaminación registrados, se convierte en un problema que afecta a la salud de la población. Según Mori y Tello (2017), se ha logrado evidenciar que el 56.8% de la población consumía agua del lago para sus actividades y necesidades diarias; lo que se relacionó con la presencia de enfermedades de la zona, resultando en una frecuencia de pacientes con enfermedades dérmicas, respiratorias y digestivas registradas en la posta de salud del Lago Moronacocha (Gerencia Regional de Salud Loreto, 2024). Por tales motivos, se toma en consideración la problemática ambiental y de salud que se encuentra estrechamente relacionado al lago Moronacocha, necesitando nuevas soluciones biotecnológicas.

Tabla 1

Registro de parámetros del Lago Moronacocha.

Parámetro	ECA Agua (D.S. 015-2015-MINAM)	1° Muestreo (27/04/16)	2° Muestreo (27/05/16)	3° Muestreo (10/06/16)
Transparencia (cm)	-	133	98	107
Temperatura (°C)	Δ 3	27.5	27	26
Potencial de Hidrógeno (pH)	6.5 a 9.0	5.5	5.0	5.0
Oxígeno Disuelto (mg/mL)	≥ 5	4.0	3.8	6.2
Conductividad (µS/cm)	1000	40	40	30
Turbidez	-	4.63	6.49	7.00
Solidos Suspendidos Totales (mg/L)	≤ 25	34.76	52.02	52.02
Nitratos (mg/L)	13	-	-	-
Amonio (mg/L)	1.9	0.2	0.2	0.2
Demanda Bioquímica de Oxígeno (mg/L)	5	1.8	2.0	2.2
Coliformes Termotolerantes (NMP/100mL)	1000	240	33	110

Nota. De "Parámetros físicos, químicos, microbiológicos, para determinar la calidad del agua Laguna Moronacocha, época de transición creciente-vaciente", por Minaya, 2017.

La biotecnología ofrece una gama de posibilidades dentro de lo que se conoce como biotecnología gris. Una solución poco reciente e investigada por Qadir et al. (2020); consiste en la técnica que permite un ciclo biológico donde la microalga usa el CO_2 disuelto del efluente y la materia orgánica (MO) para generar O_2 y biomasa, donde la bacteria aprovecha el O_2 elaborado por la microalga y sumado a la MO del efluente, genera MO que se acumula y se puede separar del cuerpo de agua para ser usado en otras tecnologías (Wu et al., 2023); esta técnica evita la acumulación de residuos no aprovechables, además de aplicar una simbiosis entre dos especies para tratar efluentes residuales. No obstante, dicha técnica no presenta información suficiente para garantizar un tratamiento optimo, debiéndose principalmente a que no se puede saber con certeza la compatibilidad entre las especies de microalgas y bacterias (Iqbal et al., 2022). La incompatibilidad entre estas especies se genera

por competencia alimenticia de la MO presente; además, esta técnica no permite medir de manera eficiente la influencia de la microalga sobre los contaminantes del efluente (Borella et al., 2023), puesto que los cambios de los parámetros físicos y químicos se pueden generar por efectos metabólicos de la bacteria; del mismo modo podría suceder al medir la influencia de la bacteria sobre los contaminantes del efluente.

Los humedales son otra solución biotecnológica prometedora, sin embargo, como indican Cubas et al. (2020), la implementación de esta técnica de depuración sigue siendo estudiada, puesto que presenta contacto con distintos agentes que no se pueden controlar, como la luminosidad, viento y temperatura ambiente, lo que influye directamente en el agente biológico depurador (Bang Truong et al., 2024; Vargas, 2020); inhibiendo o incrementado su eficacia, además de que para el uso efectivo de los humedales se necesitan extensiones de terrenos acorde al agente biológico depurador, siendo así que se necesite como mínimo medio metro de profundidad y 4 m^2 de superficie (Cubas et al., 2020). En ese sentido, esta técnica solo es viable en lugares donde ya exista un humedal para aprovechar sus capacidades biológicas, además de contar con un terreno de uso disponible cerca al lugar focalizado de los efluentes contaminados.

Finalmente, existe una solución biotecnológica de aprovechamiento de una única especie para tratamientos de efluentes residuales. El uso de microalgas como agente de biorremediación ha tenido resultados óptimos de remoción de contaminantes inorgánicos como orgánicos (Amaya-Santos et al., 2022; Gálvez, 2019; Latiffi et al., 2021; Pishbin et al., 2021). En ese sentido, la identificación de una especie óptima para este tipo de remoción es fundamental, entre las más estudiadas se encuentran: *Chlorella*, *Ankistrodesmus*, *Spirulina* y *Scenedesmus*; no obstante, el proceso de tratamiento de efluentes residuales no puede ser un proceso lineal, necesariamente debe ser circular y aprovechable en la medida de lo posible, es así como según de Farias Silva et al. (2022) y Cobos et al. (2022) nos presenta la especie de cianobacteria *Synechococcus* como una cepa para ser explotada biotecnológicamente.

El análisis genómico de *Synechococcus sp.* UCP002 realizado por (Cobos et al., 2022), demuestra que el genoma de la cianobacteria presenta los genes que codifican enzimas que incorporan los iones de amonio a los esqueletos de carbono, del mismo modo el genoma presenta un operón denominado "*nir*A-*nrt*ABCD-*nar*B" correspondiente para la asimilación de nitrato; lo cual se encuentra alineado con el estudio realizado por (Díez et al., 2023),

donde el genoma codificado por "*nir*A" está presente en las cianobacterias de la familia *Synechococcus*, consecuentemente esto sugiere que la cianobacteria puede asimilar compuestos nitrogenados como el amonio y el nitrato como parte de su metabolismo

Asimismo, estudios realizados sobre remoción de iones de hierro con nanopartículas a partir de *Synechococcus elongatus* realizados por Moraes et al. (2023), han demostrado que *Synechococcus* presenta un alto rendimiento para la adsorción de iones de hierro en soluciones acuosas; esto concuerda con estudios previos realizados sobre el ciclo redox del c con ligandos de *Synechococcus* PCC 7002 por Samperio-Ramos et al. (2018), donde indican que gracias a los exudados (sustancias liberadas por células o microorganismos, en el caso de cianobacterias comprenden procesos de regulación de la interacción del organismo con el medio ambiente) se evita la precipitación del hierro y se mantiene estable para su asimilación; a partir del cual se demuestra que mediante ligandos a metales y reacciones fotoquímicas se transforma el Fe^{+3} a Fe^{+2}; además se sugiere que mediante proteínas transmembranas se asimila el Fe^{+2} por difusión pasiva. Por lo tanto, esto sugiere que *Synechococcus sp.* UCP002, como parte de la misma familia que *Synechococcus elongatus* y *Synechococcus* PCC 7002, podría presentar estas ligaciones a iones de Fe y realizar una remoción en aguas servidas con presencia de este metal pesado.

2.2 Marco Teórico

2.2.1 Generalidades de las Aguas Servidas Municipales

El agua residual es el resultado de la alteración por agentes extraños que cambian la composición del cuerpo de agua (Qadir et al., 2020; Sisman-Aydin & Simsek, 2022), esta alteración se puede conocer y medir a partir de sus características físicas y químicas.

2.2.1.1 Características Físicas

Físicamente, el agua presenta cambios fácilmente visibles. Acorde a Tebbutt (1998), el primero es la temperatura, el cual tras un cambio rápido puede generar reducción de solubilidad de gases, amplificación de sabores y olores del cuerpo de agua; los cuales corresponden a la segunda característica física, ya que el cambio de estos indica impurezas disueltas, que pueden ser de origen orgánico como los fenoles o cloro fenoles. El color es una de las características físicas más notorias del agua residual, ya que esto puede indicar materia suspendida, y dependiendo del color específico se puede asumir que es provocado

por desechos industriales específicos (Shahi Khalaf Ansar et al., 2022; Tebbutt, 1998). Asimismo, la turbiedad indica la presencia de solidos coloidales, que se atribuyen a la contaminación de efluentes industriales y domésticos. Finalmente está la conductividad eléctrica, el cual refleja la cantidad de sal presente en el cuerpo de agua, y es asociada al total de solidos disueltos en base a la ecuación mencionada por Tebbutt (1998).

2.2.1.2 Características Químicas

En relación con lo mencionado por Tebbutt (1998), el potencial de hidrógeno (pH) es uno de los más importantes al considerar estudios y análisis en cuerpos de agua; esto se debe a que como menciona Chakraborty et al. (2013), los microorganismos y las actividades enzimáticas dependen del pH; así como también las reacciones químicas que se encuentran restringidas entre un pH de 5 a 8. En adición, Tebbutt (1998) menciona que la característica de Oxido-reducción (OR), es relevante debido a que indica el potencial requerido para transferir electrones desde el oxidante hasta el reductor, el cual restringe actividades aeróbicas dentro del cuerpo de agua.

La alcalinidad y la acides son características que se encuentran ligadas al pH (Chakraborty et al., 2013; Tebbutt, 1998). La alcalinidad es útil en cuerpos de agua porque ayuda a resistir cambios en el pH por efectos de ácidos que alteren el pH del agua; mientras que la acides realiza lo contrario. Sin embargo, estas características ocasionan que el pH no cambie y se mantenga alcalino o acido para conveniencia del contaminante, evitando que sea habitable para los microorganismos naturales del cuerpo de agua en cuestión.

La dureza del agua es una característica que evita la formación de espuma con jabón y se debe principalmente por los iones metálicos de Ca^{2+}, Mg^{2+} también de Fe^{2+} y Sr^{2+}; y como menciona Tebbutt (1998), esto puede resultar negativo en el cuerpo de agua, ya que, a mayor dureza en el agua, se necesita mayor uso de químicos para poder disminuirla, e incluso genera alcalinidad que afecta la homeostasis del cuerpo de agua y su resiliencia.

El oxígeno disuelto es una de las características químicas más importante del agua, acorde a Tebbutt (1998), la presencia de oxígeno en el cuerpo de agua es crucial para mantener la vida biológica; por tal motivo esta característica se encuentra asociada a la demanda de oxígeno; la cual se divide en demanda bioquímica de oxígeno (BOD) y demanda química de oxígeno (COD); la BOD mide el oxígeno requerido para los microorganismos mientras degradan materia orgánica; mientras que la COD mide la cantidad total de materia orgánica

presente en el gua, incluyendo la materia orgánica biodegradable como la no biodegradable; normalmente el COD es mayor que el BOD, si el BOD resulta mayor que el COD, el agua es residual por exceso de actividad microbiológica y genera un potencial agotamiento de oxígeno que afecta la vida de los microorganismos y animales que lo habitan.

El nitrógeno es una característica química compleja en los cuerpos de agua (Tebbutt, 1998), se puede presentar en 4 formas diferentes: El nitrógeno orgánico, el amonio (NH_4), el nitrito (NO_2) y el nitrato (NO_3). Según Chakraborty et al. (2013), El nitrato es el segundo compuesto contaminante más común en aguas residuales, y se debe a que es el resultado de actividades antropogénicas como la agricultura, la cual es el principal causante del exceso de este compuesto inorgánico en cuerpos de agua; así como detallan Silva et al. (2008) y Verma et al. (2023), el cultivo extensivo de ciertas especies requiera la fertilización de los suelos con compuestos nitrogenados y fosfatos; el uso de estos fertilizantes ricos en NO_3 hace que su concentración incremente en el ambiente, y tras efectos atmosféricos como precipitación, la tierra fertilizada filtra el exceso de estos compuestos nitrogenados en formas de nitrato y amonio hasta los cuerpos de agua más cercanos.

El cloruro es sal de ácido clorhídrico o de metal combinado directamente con cloro; el cual como menciona Tebbutt (1998), son responsables del sabor salobre del agua y funcionan como indicador de contaminación por aguas residuales gracias al contenido de cloruro de la orina.

2.2.2 Biorremediación

La técnica de biorremediación es una solución biotecnológica que implica el uso de recursos naturales vivos para poder remover contaminantes de un lugar o zona alterada (Chakraborty et al., 2013; Goyal et al., 2023), la cual se puede dar de tres maneras diferentes, siendo mediante la biosorción, bioacumulación o biodegradación (Ghaffar et al., 2023). Dentro de las posibilidades de uso biotecnológico, existe el aprovechamiento de microorganismos, como los son las microalgas, cianobacterias y bacterias que, gracias a sus capacidades adaptativas y metabólicas como recuperación de nutrientes y producción de biomasa como efecto secundario de remoción de contaminantes, resultan aplicables para biorremediación en cuerpos de agua (Andrade et al., 2009; Miazek & Brozek-Pluska, 2019). La técnica que implica el aprovechamiento microbiológico se realiza de manera exploratoria a nivel de laboratorio o denominado "*ex situ*", ya que se toma una muestra del lugar y se realiza el experimento fuera del entorno natural, donde se manipulan y controlan las variables

ambientales, como lo son la luminosidad, temperatura, suministro de aire y tipo suministro de nutrientes (medio de cultivo) (Aditya et al., 2022; Encarnação et al., 2023; Ferreira Carraro et al., 2022).

El proceso de optimización de un proceso de biorremediación para una nueva especie de microorganismo se puede dividir en la investigación y determinación de los siguientes puntos claves:

- Identificación de nutrientes claves: A nivel exploratorio para una nueva especie identificada, es crucial identificar qué compuestos son absorbidos más eficientemente, esto se puede realizar mediante cultivo con diferentes medios de cultivo para microalgas y monitoreando la concentración de los principales nutrientes como compuestos nitrogenados y fosfatos por un periodo determinado (Lavrinovičs et al., 2022; Mora-Sánchez et al., 2024).
- Optimización del medio de Cultivo: Una vez determinado los nutrientes que la microalga o cianobacteria absorbe eficientemente, se consideran como crucial para su ciclo biológico, lo cual es un indicador de los principales compuestos a considerar para seleccionar y ajustar las concentraciones en los medios de cultivo para fomentar el crecimiento y la remoción de contaminantes (Mora-Sánchez et al., 2024). Existe diferentes medios de cultivos para microalgas y cianobacterias, entre las cuales destacan BG11, CHU-10, Bold Basal Medium (BBM), Manitor Sald Agar (MSA) y Tris-Acetate-Phosphate (TAP); cada uno con diferentes concentraciones de los principales compuestos necesarios para el cultivo de microalgas y cianobacterias. La evaluación de eficiencia de estos diferentes medios de cultivos se debe considerar por triplicado en un tiempo más prolongado que el realizado para tratamientos de aguas residuales (Cobos Ruíz et al., 2016; Ynga & Niño, 2017).
- Optimización de las condiciones físicas: En cuanto a la intensidad lumínica se consideran variaciones entre 50 a 300 µmol m^{-2} s^{-1} o µE m^{-2} s^{-1} ; o por lo contrario dependiendo del tipo de fuente luminiscente 20 a 100 W; mientras que para la temperatura se encuentra entre un rango del 25 a 30 °C (Cobos et al., 2022; Mora-Sánchez et al., 2024), el ajuste y combinación de estas variables puede incrementar la eficiencia de la microalga o cianobacteria para producir biomasa y absorber contaminantes por efecto fotosintético.

- Optimización del tiempo y suministro de CO_2: El tiempo determinado para el proceso de biorremediación suele variar entre 1 día a 1 mes en laboratorio; del cual el protocolo más recurrente consiste en evaluar resultados en 2 semanas de tratamiento; mientras que para el suministro de aire se considera variaciones entre 0.25 a 0.50 volumen de aire por volumen de cultivo por minuto (vvm), o si es suministro de CO_2 se considera entre 0.03% y 5% de concentración en el aire suministrado (Ferreira Carraro et al., 2022; Mora-Sánchez et al., 2024). Controlar el suministro de aire o CO_2 es importante para controlar el pH de los cultivos y asegurar una fotosíntesis eficiente.

2.2.2.1 Biorremediación con Cianobacterias

Las cianobacterias son los únicos procariotas en poder realizar fotosíntesis oxigénica (Encarnação et al., 2023; Oña & Gualoto, 2022), y al ser autótrofos, son capaces de fijar nitrógeno, y como parte de su ciclo biológico y metabólico pueden remover eficientemente del agua nutrientes como NH_3, NO_3, fosfatos y urea; los cuales son factores cruciales al momento de tratar aguas residuales, algunas especies que sobresalen son: *Spirulina platensis, Anabaena doliolum, Spirulina máxima, Synechococcus sp, Phormidium subfuscum* y *Oscillatoria sp.* (Oña & Gualoto, 2022; Samiotis et al., 2021).

Los experimentos de biorremediación con microorganismos como las microalgas o cianobacterias toman en consideración el monitoreo de parámetros para analizar el efecto del microorganismo sobre el agua residual; en ese sentido es crucial el monitoreo de las concentraciones de los contaminantes a la par de la concentración del microorganismo. El método convencional de monitoreo del crecimiento de microalgas y cianobacterias es mediante conteo celular por cámara de neubauer (número de células mL^{-1}) (Ynga & Niño, 2017); sin embargo el avance de la tecnología y los métodos biofísicos han permitido realizar este monitoreo por espectrofotometría UV/Vis (Cobos Ruíz et al., 2016), el cual permite medir la absorbancia y es un reflejo de la densidad óptica de microalgas y microorganismos a longitudes de onda específicas, lo cual es más eficaz y eficiente al monitorear el crecimiento de estos microorganismos que se reproducen rápidamente.

Independientemente del tipo de método utilizado para monitorear la concentración del microorganismo en una muestra; estos datos deben medir de manera periódica durante todo el tratamiento; y las concentraciones de cada día de tratamiento se presenta en un gráfico de dispersión (Cobos Ruíz et al., 2016), lo cual se interpreta como perfil de crecimiento del

microorganismo a lo largo del periodo que se ejecutó el experimento tal y como se evidencia en la investigación de Sousa et al. (2024) y Cobos et al. (2022).

2.2.3 Relación Cianobacteria y Contaminantes

La contaminación de cuerpos de agua es el resultado de alterar las características fisicoquímicas por el efecto antropogénico; ello implica que el estado ecológico final del cuerpo de agua presente alteraciones que afectan al ecosistema (Charry & Gonzáles, 2020; Echenique & Aguilera, 2009). Las fuentes de contaminación antropogénicas son los residuos y efluentes municipales y no municipales (del Puerto & Martínez, 2021); con respecto a los municipales comprende a todo residuo o efluente generado por domicilios e instituciones públicas que no realizan procesos industriales; mientras que los no municipales comprende a las plantas industriales, hospitales y similares que usan reactivos químicos en altas concentraciones (Organismo de Evaluación y Fiscalización Ambiental, 2014). Los residuos y efluentes no municipales son potencialmente contaminantes y ocasionan una alteración grave del estado ecológico de un cuerpo de agua, un claro ejemplo de ello es la contaminación marino-costera por el derrame de petróleo por parte de la empresa REPSOL en ventanilla Perú (Instituto del Mar Peruano, 2022). No obstante, a pesar de acontecimientos como el de REPSOL, las instalaciones industriales suelen someterse a rigurosas supervisiones y sanciones que garanticen las posibles alteraciones al medio ambiente. En comparación, los efluentes municipales, al ser supervisados por el mismo ente que los administra y no presentar unas elevadas posibilidades de alteración al medio ambiente, se asume que cuentan con las medidas necesarias para evitar impactos perjudiciales al medio ambiente (Organismo de Evaluación y Fiscalización Ambiental, 2014; UNESCO, 2020).

Las cianobacterias, al igual que las microalgas, cumplen un rol fundamental en los ecosistemas hídricos (Moreno Rodriguez et al., 2017; Solano, 2021), cuerpos de agua salados o dulces. Debido a sus características biológicas, morfológicas y procesos metabólicos, estos microorganismos logran ubicarse como el primer eslabón de la cadena trófica (Moreno Rodriguez et al., 2017; Satya et al., 2023), y además presentan procesos metabólicos similares, ya que se encuentran ligados a la fotosíntesis (Moreno Rodriguez et al., 2017). Dentro de la variedad de especies descubiertas hoy en día, *Synechococcus sp*. UCP002 es una cianobacteria recién descubierta, colectada y aislada del río Amazonas. La familia de esta especie habita en agua dulce como salados, presentando una relación

nutricional con el nitrógeno y fósforo que se caracterizan en los cuerpos de aguas contaminados (Echenique & Aguilera, 2009). La identificación de esta cepa amazónica se desarrolló a nivel genómico por Cobos et al. (2022), en el departamento de Biotecnología y Bioenergética de la Universidad Científica del Perú y la unidad especializada de Biotecnología del Centro de Investigación de Recursos Naturales de la Universidad Nacional de la Amazonía Peruana, en la ciudad de Iquitos.

Para determinar el nivel de contaminación de un cuerpo de agua, se toman en consideración los análisis de parámetros fisicoquímicos, como temperatura, color, turbiedad, la concentración de nitratos, sulfatos y fosfatos, metales pesados, oxígeno disuelto, demanda bioquímica de oxígeno, demanda química de oxígeno, pH e incluso la conductividad (Gualdrón, 2016; Shahi Khalaf Ansar et al., 2022). De las cuales, las más relevantes y factible de medir son la concentración de amonio, nitratos, hierro y pH.

La presencia de nitratos como contaminantes en cuerpos de agua residuales se asocia a la presencia de eutrofización y acidez. Según estudios realizados por Cárdenas y Sánchez (2013) y Pishbin et al. (2021), mencionan que se puede llegar a tener altas concentraciones de este contaminante por lixiviación y escurrimiento de compuestos nitrogenados del suelo, como es el uso de fertilizantes y descomposición de residuos orgánicos. Por otro lado, los nitratos pueden ser usados como una fuente de nutrientes para las microalgas y cianobacterias, quienes fijan estos compuestos como parte de la biorremediación (Pishbin et al., 2021). Específicamente, el nitrógeno se puede presentar en aguas residuales como NH_4, NO_2 y NO_3; del cual el NO_3 puede ser aprovechado por las microalgas y cianobacterias para su metabolismo, y producir biomasa (Encarnação et al., 2023; Janpum et al., 2022). El amonio es importante para los organismos vivos, pero, su concentración en grandes cantidades puede provocar perturbaciones en la circulación natural de nutrientes entre los organismos del cuerpo de agua (Cárdenas & Sánchez, 2013).

La contaminación de hierro y metales pesados se encuentran asociados, en altas concentraciones dentro del cuerpo humano representa un indicador que induce a la generación de células cancerígenas (Alam et al., 2023). Por lo tanto, en las Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR), se requiere insolubilizar el hierro mediante tratamientos químicos, lo cual incrementan la presencia de otros contaminantes como el Cloro, provocando que el agua sea menos tratable (Pabón et al., 2020).

3. Capítulo 3: Diseño y Desarrollo de la Investigación

3.1 Hipótesis

La cianobacteria *Synechococcus sp.* UCP002 tiene una alta capacidad de remoción de amonio, nitratos y hierro en aguas servidas municipales del desagüe de Moronacocha-Iquitos. Asimismo, se predice que los perfiles de crecimiento de la cianobacteria y el pH variarán dependiendo de las concentraciones de aguas servidas municipales.

3.2 Materiales y Métodos

3.2.1 Tipo y Diseño de la Investigación

La investigación presentó un enfoque cuantitativo, un alcance explicativo causal con diseño experimental; asimismo se empleó un muestreo focalizado en el punto de vertimiento de aguas servidas municipales del desagüe de Moronacocha-Iquitos.

El diseño experimental contempló una evaluación *ex situ* con una toma de muestra de agua residual en el foco de vertimiento. El tamaño de muestra se determinó en base a los antecedentes de bioensayos (Cobos et al., 2022; Pérez, 2015) y la ejecución de una prueba piloto, donde se determinó en base a una desviación estándar (σ) de 0,045 y un nivel de confianza ($1 - \alpha$) del 95%, dando como resultado el tamaño de muestra igual a 4, tal y como se evidencia en la Tabla 8 (ver anexo). En ese sentido, los bioensayos fueron de un solo factor (Volumen de agua residual =Tratamientos) con 4 grupos distintos (250 mL, 125 mL, 62,5 mL, 0 mL), cada grupo con 3 repeticiones; dando un total de 12 corridas experimentales; el cual tuvo como unidad experimental un matraz Erlenmeyer de 250 mL usando *Synechococcus sp.* UCP002 por 14 días en una sala de cultivo controlada a 25,27 ± 0,06 °C con ciclos luz-oscuridad de 12:12 horas utilizando 265 ± 10 $\mu E\ m^{-2}\ s^{-1}$ de intensidad de fuente de luz blanca basada en LED de 50 W (Wellmax, Samsung) son burbujeo continuo de aire filtrado utilizando un filtro esterilizado de 0,22 μm (KASVI).

Es importante indicar que acorde a limitaciones financieras y disponibilidad de equipos específicos en laboratorio, las variables como la temperatura, el ciclo luz-oscuridad, la intensidad de fuente de luz blanca y el burbujeo continuo fueron de un valor fijo; principalmente porque la sala de cultivo en condiciones controladas de la institución cuenta con los parámetros óptimos para el mantenimiento del banco de germoplasma microalgal y cianobacterias del laboratorio.

Objetivo específico 1:

El diseño experimental contempló la aplicación de un bioensayo de tratamiento en el laboratorio, donde la variable independiente fue la concentración de agua servida municipal del desagüe de Moronacocha-Iquitos, y la variable dependiente el valor de remoción eficiente de los contaminantes. El diseño fue de grupos de matraces de 250 mL con diferentes concentraciones de aguas servidas municipales del desagüe de Moronacocha-Iquitos: 100% (250 mL), 50% (125 mL) y 25% (62,5 mL). Cada grupo de manera triplicada; de igual forma se contó con un grupo control al 0% en medio CHU-10 durante 14 días. Los resultados se analizaron mediante la prueba t-student.

Objetivo específico 2:

Se registró la absorbancia para monitorear el crecimiento del cultivo de *Synechococcus sp.* UCP002 en cada grupo de tratamiento durante los 14 días del experimento de remoción; al mismo tiempo que se desarrolló el experimento de remoción, de este modo se contó con datos de crecimiento durante la remoción de nutrientes. La variable independiente fue la concentración de agua servida municipal del desagüe de Moronacocha-Iquitos añadida en cada repetición del tratamiento. La variable dependiente fue la absorbancia del cultivo de *Synechococcus sp*. UCP002. Por lo tanto, se realizaron mediciones interdiarias a los tratamientos usando espectrofotómetro UV/Vis NanoDrop 2000 (Thermo Fisher, EE. UU.). La absorbancia se midió a una longitud de onda de 730 nm, lo cual refleja la densidad celular de *Synechococcus sp.* UCP002. Los resultados se analizaron mediante la prueba estadística ANCOVA.

Objetivo específico 3:

Se tomaron los datos registrados de absorbancia para el objetivo 2; mientras que para el pH se midió usando un pH metro modelo 8297 Lab Swiss Mode Metrohm. Los datos se analizaron mediante la prueba estadística de correlación de Pearson, para medir la fuerza de interacción entre ambas variables.

3.2.2 Población y Muestra

La población estuvo constituida por las aguas servidas municipales del desagüe de Moronacocha-Iquitos.

La muestra estuvo constituida por 3L de muestra de aguas servidas municipales del desagüe de Moronacocha-Iquitos. El tipo de muestreo fue no probabilístico o dirigido, debiéndose principalmente a los siguientes criterios determinados y limitaciones identificados:

- Contar con la muestra homogénea más concentrada posible entre el agua servida municipal y el Lago.
- Debido a factores geográficos, la accesibilidad al desagüe para tomar muestras 100% concentradas era accidentado y peligroso.
- Debido a la acumulación de residuos sólidos, la municipalidad no permite contar con embarcaciones dentro del lago, limitando el acceso al mismo y la posibilidad de tomar muestras más diluidas y homogéneas.
- La época de "vaciante", que es la época con menos lluvia entre los meses de julio a octubre, en los que se determinó para la realización del proyecto de investigación, contando solo con disponibilidad y acceso al foco de vertimiento de las aguas servidas municipales y el Lago.
- En temporada de lluvias el nivel del lago se incrementa considerablemente, lo que a su vez limita el acceso para toma de muestras en los puntos de vertimientos, ya que estos quedan sumergidos por el incremento de agua.

3.2.3 Técnicas e Instrumentos de Recolección de Datos

3.2.3.1 Colecta de muestras del agua servida municipal del desagüe de Moronacocha-Iquitos.

La colecta de muestra de agua servida municipal del desagüe de Moronacocha-Iquitos se desarrolló en base al Protocolo Nacional para el Monitoreo de la Calidad de los Recursos Hídricos Superficiales (Autoridad Nacional del Agua, 2016), se realizó un muestreo simple o puntual ubicado cerca al puente que une la Av. El Ejército y la Av. Mariscal Cáceres en la intersección entre el vertimiento de aguas servidas municipales y el Lago Moronacocha, las coordenadas UTM de ubicación de la Zona fueron 18M E 692593 S 9585871, referido al sistema geodésico WGS84. Se contó con un vehículo de transporte terrestre (Mototaxi), las muestras fueron colocadas en una caja térmica con hielo, se utilizó tres envases de plástico limpios y estériles con capacidad de 1 litro de volumen, guantes descartables, mascarilla, botas de jebe, indumentaria para monitoreo y plumones indelebles para rotular los envases. Se utilizó las indicaciones tomadas para el muestreo en ríos y lagos desde la orilla, usando

los materiales descritos con anterioridad, el personal enjuaga el envase de plástico con el agua en el punto de muestreo para luego sumergir el envase aproximadamente entre 20 y 30 cm y se colectó la muestra con los envases rotulados anteriormente.

Las muestras se obtuvieron fueron colocados en la caja térmica con hielo, y transportado al laboratorio para los análisis respectivos (Arrojo et al., 2022; Ummalyma & Singh, 2022), ya en el laboratorio, las muestras de agua fueron esterilizadas en un autoclave a 121°C por 30 minutos (Wang et al., 2022).

3.2.3.2 Cultivo, Monitoreo de crecimiento y Cosecha de *Synechococcus sp.* UCP002. El cultivo, monitoreo crecimiento y cosecha de *Synechococcus* sp. UCP002, se desarrolló siguiendo la metodología propuesta por Cobos et al. (2022) y Pérez (2015); donde se preparó un volumen de 1000 mL; y sometido a un fotoperiodo de luz oscuridad (12:12) a una intensidad lumínica de 100 $\mu E.m^2.\ S^{-1}$; y monitoreando el crecimiento mediante espectrofotometría UV/Vis a una longitud de onda de 730 nm usando un espectrofotómetro UV/Vis NanoDrop 2000 (Thermo Fisher, EE. UU.); se logró separar la biomasa fresca del medio de cultivo mediante centrifugación.

Asimismo, en base al estudio de Cobos et al. (2022), se determinó el parámetro cinético de tasa de crecimiento (μ) y tiempo de duplicación (t_d) usando la ecuación (1) y (2) respectivamente, considerando el tiempo cada 48h y realizando un promedio para cada tratamiento.

$$Tasa\ específica\ de\ crecimiento\ (\mu) = \frac{Ln(A_f) - Ln(A_i)}{t_f - t_i} \tag{1}$$

$$Tiempo\ de\ duplicación\ (t_d) = \frac{Ln(2)}{\mu} \tag{2}$$

Donde *A* es la absorbancia medida a 730 nm al final del tratamiento (*f*) o inicial (*i*) en el tiempo (*t*)

3.2.3.3 Evaluación de los ensayos de remoción de contaminantes en aguas residuales.

La elaboración del tratamiento se desarrolló bajo el diseño de Pérez (2015), modificando el uso de medio de cultivo por el de CHU-10; y donde las concentraciones respectivas de agua residual colectada para cada tratamiento fueron 100% (T1); 50% (T2), 25% (T3) y 0% (Control).

Se desarrolló el procedimiento establecido y sugerido por LaMOTTE Company (2016) para medir el amonio, nitratos y hierro. De este modo, se obtuvieron los datos de concentraciones iniciales o pre-tratamiento (S_0), concentraciones finales o post-tratamiento (S_f) y el porcentaje de remoción eficiente (RE %) con la ecuación (3) (Latiffi et al., 2021; López-Pacheco et al., 2021; Pishbin et al., 2021).

$$RE(\%) = \frac{S_0 - S_f}{S_0} \times 100 \tag{3}$$

Paralelamente se siguió el procedimiento desarrollado por Cobos et al. (2022) para el monitoreo del crecimiento de *Synechococcus sp*. UCP002 mediante espectrofotometría UV/Vis a una longitud de onda de 730 nm; obteniendo así lecturas de la absorbancia (por triplicado) para cada unidad experimental.

3.2.4 Descripción y Procesamiento de Datos

Las mediciones para remoción de contaminantes se consideraron en dos etapas: Día 0 (Pre-tratamiento) y día 14 (Post-tratamiento) (Pérez, 2015), registrados en una hoja de Excel (Microsoft Office 365) para luego ser procesadas con el software Minitab (Versión 21.1.0).

Se siguió el método ya establecido por Pérez (2015) para cultivo de microalgas; donde se usó tres grupos de tratamientos más un grupo control; se validó mediante el software Minitab (Versión 21.1.0), considerando una desviación estándar (σ) de 0,045 y un margen de error (MDE) de 0,05; dando como resultado un tamaño de muestra igual a 4, como se evidencia en la **Tabla *8*** (ver anexo). Se estableció los 4 grupos para evaluar el crecimiento de la cianobacteria *Synechococcus* sp. UCP002; siendo estos codificados como Control, Tratamiento 1 (T1) correspondiente a 100% de agua servida municipal del desagüe,

Tratamiento 2 (T2) correspondiente al 50% de agua servida municipal del desagüe y Tratamiento 3 (T3) correspondiente al 25% de agua servida municipal del desagüe. De este modo, se dispuso un tratamiento con las muestras en matraz Erlenmeyer de 250 mL, para el cuál cada grupo presentó las siguientes composiciones:

Control (0% Agua servida municipal del desagüe) = 0 mL de Agua residual + 250 mL Medio de cultivo CHU10 + 3 mL Muestra de *Synechococcus sp*. UCP002.

T1(100% Agua servida municipal del desagüe) = 250 mL de Agua residual + 0 mL de Medio de cultivo CHU10 + 3 ml Muestra de *Synechococcus sp*. UCP002.

T2 (50% Agua servida municipal del desagüe) = 125 mL de Agua residual + 125 mL de Medio de cultivo CHU10 + 3 mL de Muestra de *Synechococcus sp*. UCP002.

T3 (25% Agua servida municipal del desagüe) = 62,5 mL de Agua residual + 187,5 mL de Medio de cultivo CHU10 + 3 mL de Muestra de *Synechococcus sp*. UCP002.

La absorbancia se midió a 730 nm por triplicado por cada unidad experimental en los días 0, 2, 4, 6, 8, 10, 12 y 14. Las mediciones se hicieron con un espectrofotómetro UV/Vis NanoDrop 2000 (Thermo Fisher, EE. UU.) y registrados en la **Tabla 5** (ver anexo) y procesados para obtener la curva del perfil de crecimiento en la **Figura 4**. De manera similar, se realizó las mediciones para el pH, registrados en la Tabla 7 (ver anexo), usando un pH metro modelo 8297 pH Lab Swiss Mode Metrohm.

4. Capítulo 4: Resultados

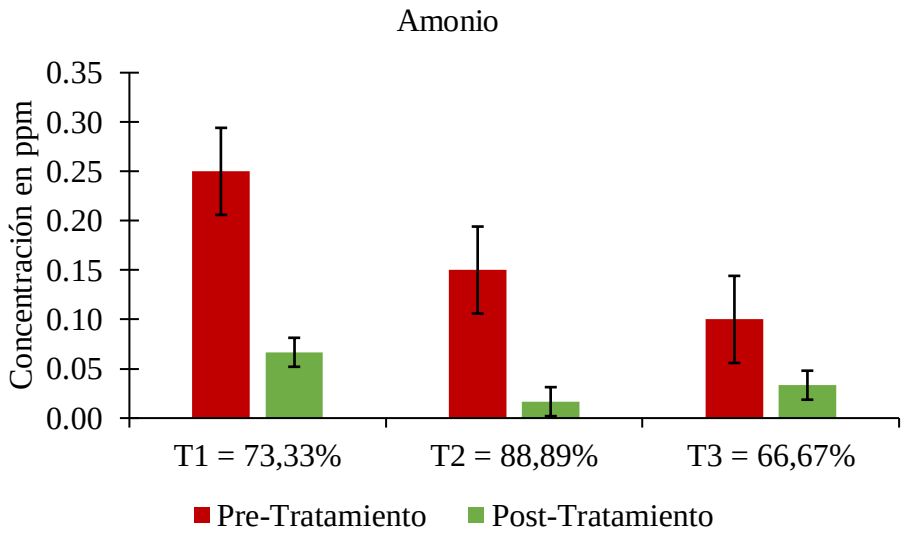
4.1 Objetivo Específico 1

La Figura 1 muestra los resultados de la remoción por la cianobacteria de amonio en tres tratamientos diferentes (T1, T2 y T3), comparando las concentraciones pre y post-tratamiento. En el pre-tratamiento, se observan concentraciones elevadas de amonio en todos los grupos, siendo T1 el que presenta la mayor concentración inicial, seguido por T2 y T3. Específicamente, T1 muestra una concentración cercana a 0,25 mg/L, T2 alrededor de 0,15 mg/L, y T3 aproximadamente 0,10 mg/L. Tras el tratamiento, se evidencia una disminución significativa en las concentraciones de amonio en todos los grupos. T1, a pesar de tener la concentración inicial más alta, logra reducir los niveles por debajo de 0,10 mg/L. T2 y T3 muestran reducciones aún más notables, con concentraciones post-tratamiento muy cercanas a cero.

En términos de eficiencia de remoción, T2 demuestra el mejor rendimiento con un 88,89% de remoción. T1, a pesar de partir de la concentración más alta, logra una remoción del 73,33%, mientras que T3 alcanza un 66,67% de remoción. Estos resultados sugieren que todos los tratamientos son efectivos en la remoción de amonio, con T2 mostrando la mayor eficiencia, seguido por T1 y T3. Es importante notar que, aunque T1 no tiene el porcentaje de remoción más alto, logra la mayor reducción en términos absolutos debido a su alta concentración inicial.

Figura 1

Concentración Pre y Post tratamiento de Amonio por tratamiento.

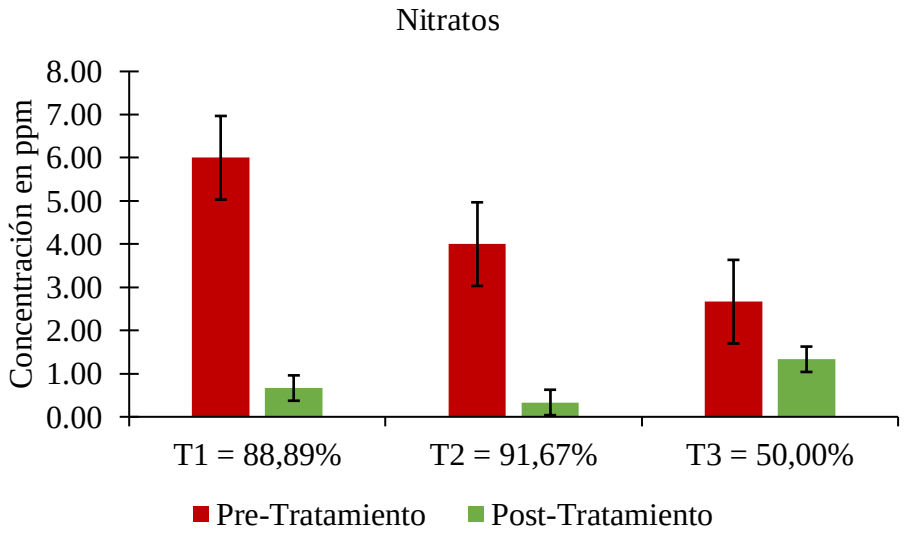


La Figura 2 muestra que, en el pre-tratamiento, se observan concentraciones elevadas de nitratos en todos los grupos, con T1 presentando la mayor concentración inicial, seguido por T2 y T3. Específicamente, T1 muestra una concentración cercana a 6 mg/L, T2 alrededor de 4 mg/L, y T3 aproximadamente 3 mg/L. Después del tratamiento con la cianobacteria, se evidencia una disminución significativa en las concentraciones de nitratos en todos los grupos. T1, a pesar de tener la concentración inicial más alta, logra reducir los niveles a aproximadamente 0,75 mg/L. T2 muestra una reducción aún más notable, con una concentración post-tratamiento cercana a 0,5 mg/L, mientras que T3 mantiene una concentración post-tratamiento ligeramente superior a 1 mg/L.

En términos de eficiencia de remoción, T2 fue el grupo de tratamiento con mayor remoción eficiente (88,89%); mientras que T1 consiguió una remoción eficiente del 73,33% y T3 una remoción eficiente del 66,67%. Estos resultados indican que todos los tratamientos son efectivos en la remoción de nitratos, con T2 mostrando la mayor eficiencia, seguido muy de cerca por T1, y T3 mostrando una eficiencia considerablemente menor. Es importante notar que, aunque T1 no tiene el porcentaje de remoción más alto, logra la mayor reducción en términos absolutos debido a su alta concentración inicial.

Figura 2

Concentración Pre y Post tratamiento de Nitratos por tratamiento.



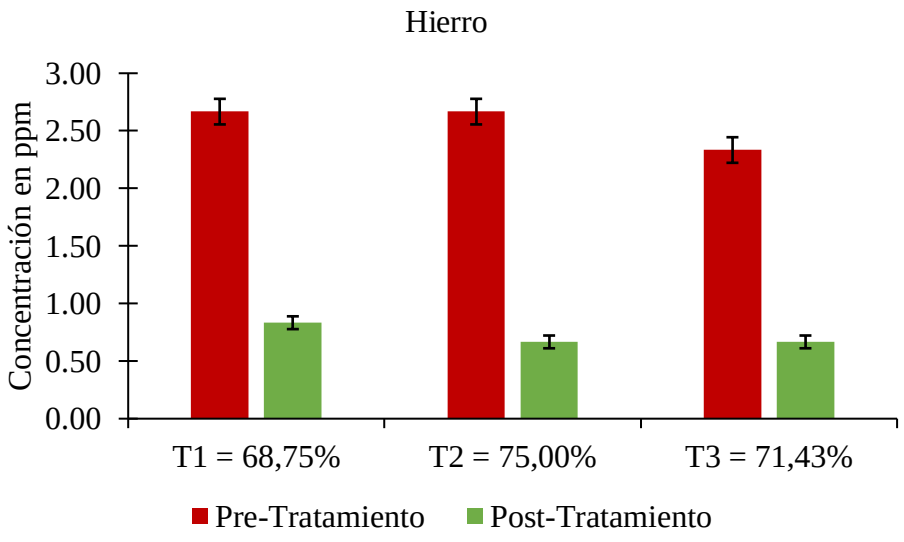
En la Figura 3, se muestra los resultados de la remoción por la cianobacteria del hierro en tres tratamientos diferentes (T1, T2 y T3), comparando las concentraciones pre y post-tratamiento. En el pre-tratamiento, se observan concentraciones elevadas de hierro en todos

los grupos, con variaciones mínimas entre ellos. T1 presenta la mayor concentración inicial, cercana a 2,75 mg/L, seguido muy de cerca por T2 con aproximadamente 2,70 mg/L, y T3 con alrededor de 2,40 mg/L. Después del tratamiento con la cianobacteria, se evidencia una disminución significativa en las concentraciones de hierro en todos los grupos. T1 reduce su concentración a aproximadamente 0,85 mg/L, T2 logra la menor concentración post-tratamiento con cerca de 0,70 mg/L, mientras que T3 mantiene la concentración más alta post-tratamiento, ligeramente por encima de 0,70 mg/L.

Respecto a la eficiencia de remoción, T2 demuestra el mejor rendimiento con un 91,67% de remoción. T1 sigue de cerca con un 88,89% de remoción, mientras que T1 alcanza un 50,00% de remoción. Es notable que, a diferencia de los resultados para amonio y nitratos, la eficiencia de remoción de hierro muestra una menor variabilidad entre los tratamientos. Estos resultados indican que todos los tratamientos son efectivos en la remoción de hierro, con diferencias menos pronunciadas en la eficiencia entre los grupos en comparación con otros contaminantes analizados.

Figura 3

Concentración Pre y Post tratamiento de Hierro por tratamiento.



Para validar la significancia de los resultados obtenidos, se realizaron diversas pruebas estadísticas en los datos de los tres contaminantes estudiados: amonio, nitratos y hierro. Inicialmente, se evaluaron los supuestos estadísticos necesarios para el análisis. Se aplicó la prueba de normalidad de Anderson-Darlyn, obteniendo un valor *p* mayor al nivel de significancia de 0,05 para todos los conjuntos de datos. Asimismo, se realizó la prueba de

homocedasticidad, que también arrojó un valor *p* superior a 0,05. Estos resultados confirmaron que los datos cumplían con los supuestos requeridos para proceder con análisis paramétricos.

Una vez validados los supuestos, se procedió a realizar la prueba t-student para datos pareados. Esta prueba se aplicó para comparar las concentraciones pre y post-tratamiento de cada contaminante. La hipótesis nula establecía que las medias eran iguales, mientras que la hipótesis alternativa proponía que las medias post-tratamiento eran significativamente menores que las de pre-tratamiento.

Para el amonio, los resultados de la prueba t-student (Tabla 9, ver anexo) mostraron un valor *p* menor al nivel de significancia de 0,05. Esto llevó al rechazo de la hipótesis nula, proporcionando evidencia estadística suficiente para afirmar que existe una diferencia significativa entre las concentraciones pre y post-tratamiento.

En el caso de los nitratos, el análisis (Tabla 10, ver anexo) también arrojó un valor *p* inferior al nivel de significancia. Este resultado permite rechazar la hipótesis nula, confirmando que hay una diferencia estadísticamente significativa entre las concentraciones antes y después del tratamiento.

Finalmente, para el Hierro, los resultados (Tabla 11, ver anexo) siguieron la misma tendencia, con un valor *p* por debajo del nivel de significancia. Esto implica el rechazo de la hipótesis nula y proporciona evidencia estadística sólida de que existe una diferencia significativa entre las concentraciones pre y post-tratamiento.

En conjunto, los análisis estadísticos realizados respaldan la efectividad del tratamiento con la cianobacteria en la reducción de las concentraciones de amonio, nitratos y hierro, demostrando diferencias significativas entre los niveles pre y post-tratamiento para todos los contaminantes estudiados.

Asimismo, en la **Tabla *2*** se observa que para el nitrato, todos los tratamientos presentan concentraciones por debajo del límite para el ECA-Perú así como del límite establecido por la Directiva de la Unión Europea (UE); de manera similar acontece con la concentración de amonio, estando por debajo del límite establecido por el ECA-Perú y la Directiva-UE; por otro lado con respecto a la concentración de hierro, todos los tratamientos presentaron valores que superaron los establecidos por el ECA-Perú y Directiva-UE, siendo T1 con

mayor concentración (0.83 mg mL^{-1}) mientras que T2 y T3 presentaron los mismos valores (0.67 mg mL^{-1}).

Tabla 2

Concentraciones iniciales, finales y porcentaje de remoción de nitrato, amonio y hierro. Valores presentados como promedio ± desviación estándar (n = 3).

Contaminantes	Límite en Legislación Peruana (ECA)[a]	Límite en Legislación Unión Europea[b]	Grupo	S_0 (mg mL^{-1})	S_f (mg mL^{-1})	RE (%)
NO_3^--N	13 mg mL^{-1}	15 mg mL^{-1}	Control	0,00	0,00	--
			Treatment 1	6,00 ± 0,00	0,67 ± 0,58	88,89 ± 9,62
			Treatment 2	4,00 ± 0,00	0,33 ± 0,58	91,67 ± 14,43
			Treatment 3	2,67 ± 1,15	1,33 ± 0,58	50.00 ± 0,00
NH_4^+-N	0.053 mg mL^{-1}	15 mg mL^{-1}	Control	0,00	0,00	--
			Treatment 1	0,25 ± 0,00	0,07 ± 0,03	73,33 ± 11,55
			Treatment 2	0,15 ± 0,09	0,02 ± 0,03	93,33 ± 11,55
			Treatment 3	0,10 ± 0,00	0,03 ± 0,03	66,67 ± 28,87
Fe	0,3 mg L^{-1}	0,2 mg mL^{-1}	Control	0,00	0,00	--
			Treatment 1	2,67 ± 0,58	0,83 ± 0,29	66,67 ± 16,67
			Treatment 2	2,67 ± 0,58	0,67 ± 0,29	75,00 ± 8,33
			Treatment 3	2,33 ± 0,58	0,67 ± 0,29	69,44 ± 17,35

Nota. [a]Estándares de Calidad Ambiental Para Agua (2017). [b]Council Directive 91/271/EEC of 21 May 1991 Concerning Urban Waste-Water Treatment, (1991).

4.2 Objetivo Específico 2

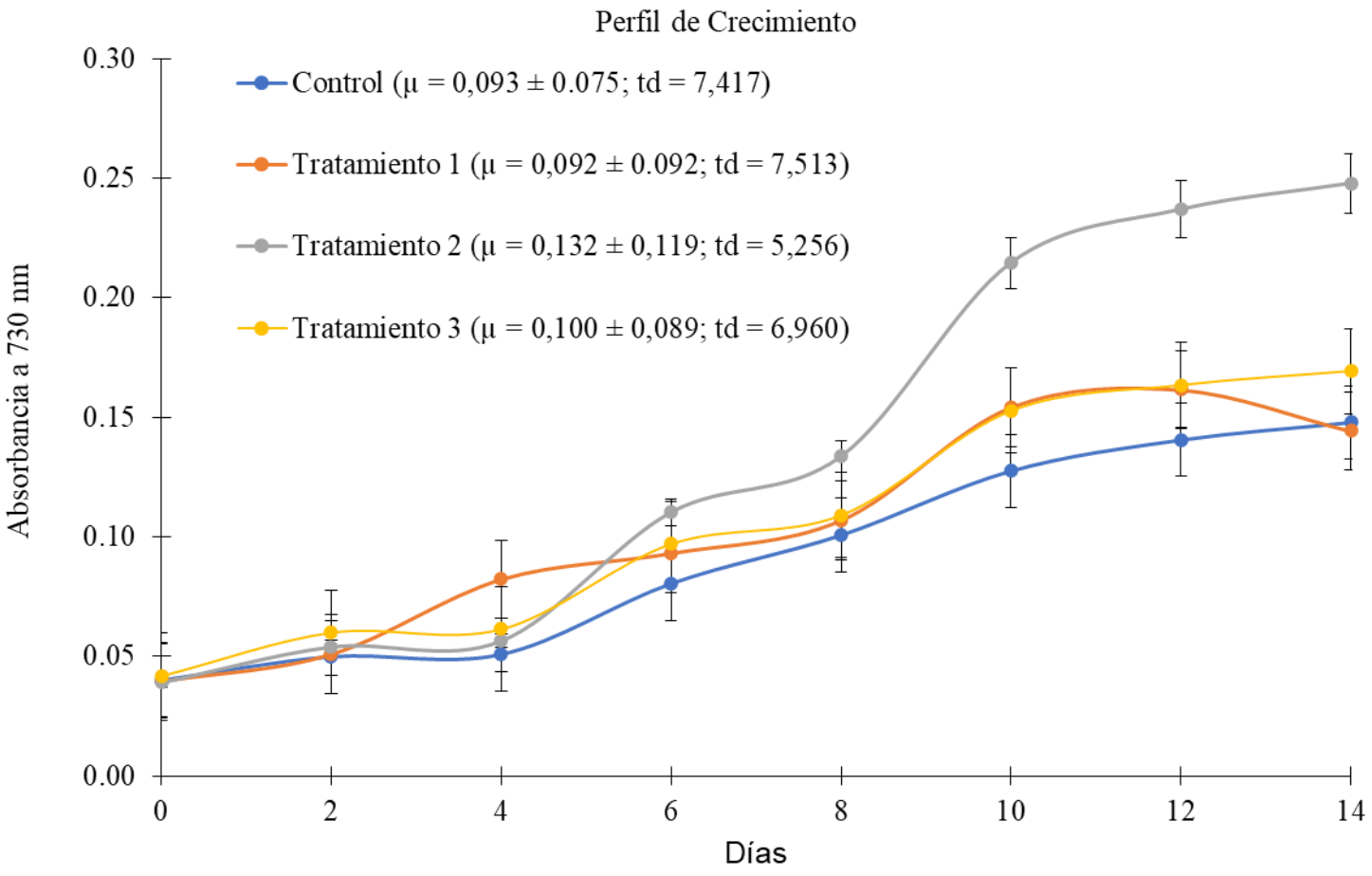
En la **Figura 4** se observa el crecimiento diferenciado entre los tratamientos, identificando al Tratamiento 2 con un mejor perfil de crecimiento por encima de los demás tratamientos, y con un margen de error mínimo que lo diferencia de los otros grupos.

El perfil de crecimiento de la cianobacteria en diferentes concentraciones de aguas residuales se muestra en la **Figura 4**. Esta figura revela la influencia de la concentración de aguas residuales y el ritmo de crecimiento de la cianobacteria. A lo largo del tiempo medido, se observa que al cultivar la cianobacteria con el 50% de concentración de aguas residuales (T2), el crecimiento de la cianobacteria es más rápido y sostenido. En un medio sin aguas residuales (0%, Control), el crecimiento es inicialmente lento y se estabiliza hacia el día 10.

Al introducir una concentración del 25% (T3), el crecimiento muestra un patrón similar, aunque con un ligero aumento en todo el período de cultivo. En una concentración del 100% (T1) de agua residual la cianobacteria experimenta un crecimiento similar al T3, alcanzando picos más altos al 10 y 12 día, y luego una ligera disminución a los 14 días. En conjunto, el estudio indica que empleando un 50% de aguas residuales, mayor es el ritmo de crecimiento de la cianobacteria, aunque tiende a estabilizarse o disminuir ligeramente después de alcanzar su máximo crecimiento.

Figura 4

Perfil de crecimiento de Synechococcus sp. UCP002 por nivel de tratamiento.



El análisis estadístico ANCOVA (**Tabla 12**, ver anexo) , planteó como hipótesis nula "la concentración de agua residual no afecta el perfil de crecimiento de *Synechococcus* sp. UCP002": Donde se obtuvo un valor p de 0,005 para el factor de Grupos (Control y Tratamientos), y un valor p de $2{,}2 \times 10^{-13}$ para la covariable de Días de medición; por lo

tanto, se rechaza la hipótesis nula “la concentración de agua residual no afecta el perfil de crecimiento de *Synechococcus* sp. UCP002”.

Se desarrolló la prueba de normalidad con el método estadístico Anderson-Darlyng (**Figura 7**, ver anexo), donde se planteó la hipótesis nula los errores si provienen de una población normal; y se determinó que corresponden a una población normal con un valor *p* de 0,805. Seguidamente, se realizó la prueba de igualdad de varianzas mediante el método estadístico de Bartlett (**Figura 8**, ver anexo), planteando como hipótesis nula las varianzas entre los tratamientos son iguales; obteniendo un valor *p* de 0,254. De manera adicional, se comprobó el supuesto de errores con el gráfico entre los valores residuales y orden de observaciones (Figura 9, ver anexo) en donde no se observa tendencias a tener corridas de residuales positivos y negativos.

El nivel de significancia fue del 5%, y la evidencia muestral es suficiente para afirmar que las concentraciones de aguas servidas si influyen en el perfil de crecimiento de *Synechococcus sp*. UCP002.

Asimismo, se ejecutó la prueba de Tukey (Tabla 13 y Figura 10, ver anexo), donde se determinó que a un nivel de significancia de 5% y una media de 0,136, con T2 como tratamiento, se obtiene un mejor perfil de crecimiento para *Synechococcus sp*. UCP002, en comparación con los tratamientos que presentan mínimamente 25% de concentración de aguas residuales.

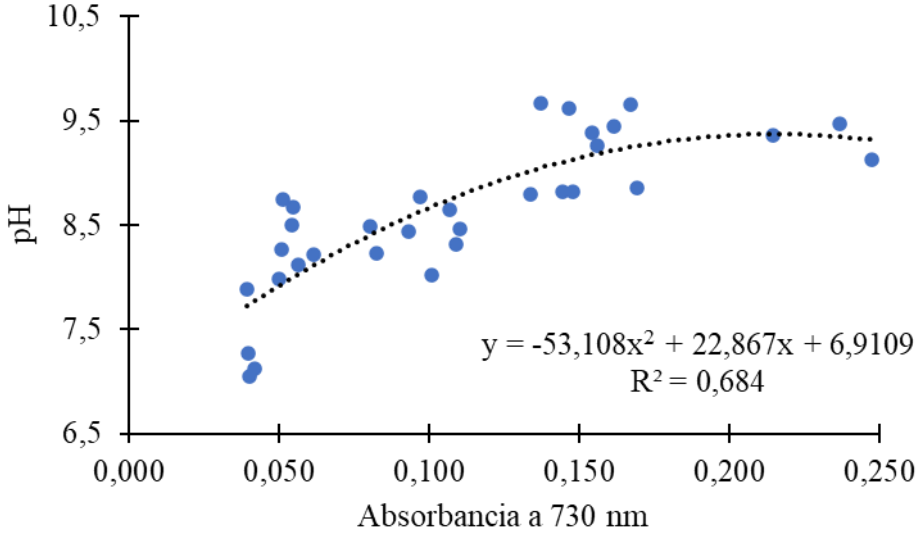
Finalmente, se determinó los parámetros cinéticos para el crecimiento de *Synechococcus sp.* UCP002 por cada tratamiento, donde se observó que T2 presentó la tasa de crecimiento más elevada (0,132 ± 0,110) en comparación al control (0,093 ± 0,075), T1 (0,092 ± 0,099) y T3 (0,100 ± 0,089); lo cual se corrobora con el tiempo de duplicación estimado, donde T2 puede duplicarse en menos tiempo (5,256 días) con respecto al control (7,417 días), T1 (7,513) y T3 (6,960). A pesar de que la desviación estándar estimada para la tasa de crecimiento de T2 también es mayor con respecto a los demás tratamientos y el grupo control, este incremento se debe principalmente a la variación de la tasa entre cada punto de muestreo, como se observa en la Tabla 6, ya que el crecimiento de la cianobacteria (microalga) presenta tanto una fase exponencial y estacionaria, lo cual hace variar la tasa entre cada punto de monitoreo.

4.3 Objetivo Específico 3

Los datos obtenidos del pH demuestran un incremento considerable con tendencia a la alcalinidad; en ese sentido, se realizó la prueba de normalidad de Anderson-Darlyn para ambas variables analizadas, logrando tener un valor *p* de 0,354 para el pH (Figura 11, ver anexo) y un valor *p* de 0,085 para la absorbancia (Figura 12, ver anexo) registrada del cultivo de *Synechococcus sp.* UCP002 en los grupos de tratamientos; encontrándose ambos valores por encima del nivel de significancia (0,05), por lo tanto ambas variables cumplen el requisito de normalidad para poder realizar el análisis de correlación demostrado en la Figura 5, donde se observa un comportamiento cuadrático. La prueba estadística determinó que la relación expresa en un 68,4% el comportamiento entre ambas variables, lo cual se corrobora en el valor R^2 igual a 0,684.

Figura 5

Correlación entre el pH y la absorbancia de Synechococcus sp. UCP002.



5. Capítulo 5: Discusión de Resultados

5.1 Objetivo Específico 1

Los resultados obtenidos indican que *Synechococcus sp.* UCP002 puede utilizar tanto el amonio como los nitratos para su metabolismo y crecimiento. Este hallazgo está en línea con estudios anteriores sobre la remoción de compuestos nitrogenados, como los realizados por Aguilar-May y Del Pilar Sánchez-Saavedra (2009), Cárdenas y Sánchez (2013) y Salgado et al. (2023). Adicionalmente, Aguilar-May y Del Pilar Sánchez-Saavedra (2009) encontraron que la remoción de amonio es más eficiente al séptimo día del tratamiento, atribuyendo este aumento a la adaptación de las cianobacterias a condiciones de estrés. A pesar de ello, la eficiencia en la remoción continúa hasta el último día del periodo de tratamiento. Esta observación se complementa con los hallazgos de Wang et al. (2022), quienes reportan que la remoción de amonio puede incrementarse notablemente hasta el décimo día, en los efluentes de origen municipal tratados en esta investigación. En adición, estas remociones logradas al encontrarse por debajo de los límites establecidos nacional e internacionalmente suman a la premisa del potencial biotecnológico de esta nueva cianobacteria. Por tanto, la capacidad de las cianobacterias para reducir la concentración de contaminantes nitrogenados sugiere eficacia en tratamientos de remoción de nutrientes y biorremediación.

Asimismo, los resultados obtenidos en esta tesis, que muestran una producción de biomasa ventajosa en estos efluentes, son consistentes con los informes de Satya et al. (2023). Esto refuerza la idea de que *Synechococcus sp.* UCP002 tiene un gran potencial en la biotecnología aplicada a la remoción de contaminantes nitrogenados. Por lo tanto, en concordancia con el estudio de Samiotis et al. (2021), se puede concluir que *Synechococcus sp.* UCP002 presenta un significativo potencial biotecnológico para la remoción de contaminantes nitrogenados en aguas servidas municipales.

A pesar de que Tambat, Patel, et al. (2023) nos indican que la presencia de metales pesados en aguas servidas municipales es atípica; la carencia de un sistema diferenciado para aguas residuales en Moronacocha justifica la presencia de este contaminante.

Los resultados han demostrado que las concentraciones finales de hierro para todos los tratamientos se encuentran por encima de lo establecido por los estándares de calidad nacional e internacional, lo que sugiere que *Synechococcus sp.* UCP002 no consigue

remover este metal pesado acorde a los límites establecidos por el ECA-Perú y la Directiva-UE, en las condiciones del bioensayo realizados en la presente investigación. Sin embargo, se ha logrado identificar que existe una elevada remoción eficiente del hierro por *Synechococcus sp.* UCP002 que demuestra su potencial como una herramienta biotecnológica para biorremediación de aguas residuales. Este hallazgo concuerda con el estudio de (Tambat, Patel, et al. (2023) donde la remoción de estos contaminantes metálicos se atribuye a un efecto metabólico del microorganismo; el cual es dilucidado con mayor detalle en un estudio realizado por Tambat, Tseng, et al. (2023), indicando que este proceso de remoción en realidad es una transformación desde un estado de oxidación a otro; resultando en un compuesto menos tóxico.

También, la investigación realizada por Gomes et al. (2021) sugieren que el hierro, al ser un metal traza, llega a cumplir una función importante en la fotosíntesis de los microorganismos. Las concentraciones de hierro registradas en esta tesis concuerdan con las reportadas por Gomes et al. (2021); quien a su vez demuestra un incremento en el crecimiento de *Synechococcus* sometida a una concentración de 3 mg/L; mostrando un comportamiento similar a lo obtenido en esta tesis con *Synechococcus sp.* UCP002. Por lo tanto, la capacidad de *Synechococcus sp.* UCP002 para usar el hierro como parte fundamental de su metabolismo, la convierte en una herramienta con potencial biotecnológico para biorremediar aguas servidas del Lago Moronacocha y efluentes residuales con metales como el hierro.

5.2 Objetivo Específico 2

El mejor perfil de crecimiento de *Synechococcus sp.* UCP002 cultivado con 50% de aguas residuales (T2), más los parámetros cinéticos determinados, indican que el agua servida municipal del desagüe de Moronacocha presenta los nutrientes para que *Synechococcus sp.* UCP002 pueda crecer en las condiciones evaluadas. Este hallazgo es similar a los resultados obtenidos por Arrojo et al. (2022), Samiotis et al. (2021) y Ummalyma y Singh (2022). Asimismo, estas observaciones se complementan con los estudios de Lavrinovičs et al. (2022) y Salgado et al. (2023); donde indican que los contaminantes aportan al incremento de la biomasa de los microorganismos, lo cual se refleja en la densidad celular obtenida a través de la absorbancia por espectrofotometría UV/Vis.

Las cianobacterias de la familia *Synechococcus* presentan perfiles de crecimiento diferenciados de acuerdo con la composición del medio de cultivo, como fue demostrado

para *Synechococcus elongatus* PCC7942 (Samiotis et al., 2021). Los resultados de este estudio se alinean con lo reportado por Arrojo et al. (2022), Pishbin et al. (2021) y Włodarczyk et al. (2020); quienes indican que a mayor concentración de compuestos nitrogenados de las aguas servidas se estimula el crecimiento de las cianobacterias. Estos resultados se complementan con los estudios de Encarnação et al. (2023), Ferreira Carraro et al. (2022) y Oktor, (2023), donde el color verde oscuro en los tratamientos indica un incremento de biomasa y una densa composición de nutrientes que favorece un crecimiento óptimo del microorganismo, lo que coincide con el T2 de la presente tesis y su tendencia a tornarse verde oscuro en menos días que los demás grupos de tratamientos. Por tanto, la concentración de nutrientes presentes en las aguas servidas municipales del desagüe de Moronacocha, sumado a los altos valores de absorbancia obtenidos, sugieren que *Synechococcus sp.* UCP002 presenta potencial biotecnológico para remoción de nutrientes en aguas servidas municipales.

5.3 Objetivo Específico 3

El incremento del pH en paralelo al crecimiento de *Synechococcus sp.* UCP002 en los tratamientos, sugieren que *Synechococcus sp.* UCP002 puede tolerar medios alcalinos. Este hallazgo se alinea con los estudios de (Ferreira Carraro et al., 2022; Ummalyma & Singh, 2022), donde se sugiere que este incremento del potencial de hidrógeno es el resultado de reducir el CO_2 por actividad fotosintética. Esta premisa se complementa con el estudio de Oktor (2023), donde la actividad fotosintética se relaciona al color verde de los cultivos, lo cual se alinea con lo registrado en esta tesis, ya que los tratamientos se tornaron verde, y en particular el T2 en menos tiempo que los demás. Asimismo, el hallazgo de López-Pacheco et al. (2021) indica que el incremento del potencial de hidrógeno en los tratamientos se atribuye a la etapa adaptativa del microorganismo, donde se producen metabolitos secundarios que interaccionan con el medio líquido y resultan en una tendencia alcalina; lo cual es conveniente ya que los cuerpos de agua contaminados tienen a presentar medidas de potencial de hidrógeno alcalinas o ácidas, lo cual limita las opciones biotecnológicas. Por tanto, la capacidad adaptativa y tolerancia a medios alcalinos por *Synechococcus sp.* UCP002, la convierten en una opción biotecnológica viable y con potencial para biorremediación en aguas servidas municipales.

6. Capítulo 6: Conclusiones

Objetivo Específico 1:

La investigación demuestra que *Synechococcus sp.* UCP002 es capaz de utilizar tanto nitrato como amonio. Por lo tanto, se destaca la replicabilidad de su potencial biotecnológico en la remoción de contaminantes nitrogenados en aguas servidas municipales. Si bien la remoción del hierro no se ajusta a los parámetros establecidos por el ECA-Perú y la Directiva-UE, esta especie de cianobacteria muestra una considerable capacidad de reducir la concentración del contaminante, lo que sugiere su uso potencial en campos de biorremediación. Estos resultados, que están alineados con otras investigaciones, demuestran la eficiencia de *Synechococcus sp.* UCP002 en la mejora de la calidad del agua contaminada, destacando su posibilidad de implementación en prácticas de biotecnología ambiental en caso de tratamientos de efluentes.

Objetivo Específico 2:

Según la investigación, el crecimiento de *Synechococcus sp.* UCP002 es óptimo en un medio con 50% de agua servida municipal más medio CHU10, lo que sugiere que la fisiología de la cianobacteria presenta interacciones con las aguas servidas municipales ricas en compuestos nitrogenados que favorecen la eutrofización. De forma coherente, lo mismo ocurre con grupos de tratamientos realizados por otros investigadores, que demuestran cómo los compuestos nitrogenados en las aguas residuales estimulan la biomasa de las cianobacterias. El marcado incremento en la absorción y el color verde oscuro en los cultivos afirman el potencial biotecnológico de esta cianobacteria (microalga) para el tratamiento de aguas servidas municipales.

Objetivo Específico 3:

Los resultados observados demuestran que *Synechococcus sp.* UCP002 puede soportar la alcalinidad, como se evidencia en el pH medido en los tratamientos, en relación con su metabolismo fotosintético. La evidencia se correlaciona con publicaciones previas que demuestran que la microalga ajusta su metabolismo para generar metabolitos compatibles con el medio alcalino. Debido a que la mayoría de los cuerpos de agua contaminada suelen tener valores de pH oscilantes. Esta tolerancia convierte a *Synechococcus sp.* UCP002 en una opción viable para la rehabilitación de aguas servidas municipales.

7. Capítulo 7: Recomendaciones

El estudio demuestra resultados de eficiencia replicables en ambientes controlados; los cuales indican los valores estimados posibles de remoción eficiente de las aguas servidas municipales del Lago Moronacocha-Iquitos por parte de *Synechococcus* sp. UCP002 en las condiciones evaluadas, por lo tanto, no garantizan la replicabilidad de resultados *in situ* (aplicación en el lugar de origen) en el Lago Moronacocha-Iquitos; sin embargo, los resultados son suficientes para cimentar el diseño y elaboración de un bioensayo más complejo; siendo estos principalmente para optimizar los procesos de remoción acorde a la presencia de compuestos nitrogenados y medios de cultivos en biorreactores, ya que se ha demostrado que *Synechococcus sp.* UCP002 remueve de manera eficiente las concentraciones de nitrato y amonio.

Es importante indicar que, debido a limitaciones de financiamiento y disponibilidad de los equipos para los análisis, no se pudieron realizar en su totalidad los análisis fisicoquímicos, contaminantes específicos y microbiológicos. Por lo tanto, se desconoce si *Synechococcus sp.* UCP002 puede remover eficientemente otros contaminantes, o incluso inhibir el crecimiento de microorganismos patógenos; en ese sentido, se indica que se encuentran abiertas las posibilidades de estudio en biotecnología aplicada con microorganismos para evaluar la fitotoxicidad en la cianobacteria para inhibir el crecimiento y/o reducir los microorganismos patógenos.

Referencias

Aditya, L., Mahlia, T. M. I., Nguyen, L. N., Vu, H. P., & Nghiem, L. D. (2022). Microalgae-bacteria consortium for wastewater treatment and biomass production. *Science of the Total Environment* (838). https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155871

Aguilar-May, B., & Del Pilar Sánchez-Saavedra, M. (2009). Growth and removal of nitrogen and phosphorus by free-living and chitosan-immobilized cells of the marine cyanobacterium Synechococcus elongatus. *Journal of Applied Phycology*, *21*(3), 353–360. https://doi.org/10.1007/s10811-008-9376-7

Alam, M. W., Rahman, M. M., Bhuyan, M. S., Senapathi, V., Chung, S. Y., Karthikeyan, S., Sekar, S., Elzain, H. E. & Nadiri, A. A. (2023). Inferences on metal pollution in the natural spawning zone of Bangladesh river and pollution management strategies. *Environmental Monitoring and Assessment*, *195*(1). https://doi.org/10.1007/s10661-022-10544-4

Amaya-Santos, G., Ruiz-Nieto, Á., Sánchez-Zurano, A., Ciardi, M., Gómez-Serrano, C., Acién, G. & Lafarga, T. (2022). Production of Chlorella vulgaris using urban wastewater: Assessment of the nutrient recovery capacity of the biomass and its plant biostimulant effects. *Journal of Applied Phycology*, *34*(6), 2971–2979. https://doi.org/10.1007/s10811-022-02843-7

Andrade R, C. E., Vera B, A. L., Cárdenas L, C. H., & Morales A, E. D. (2009). Producción de biomasa de la microalga Scenedesmus sp. utilizando aguas residuales de pescadería. *Revista Técnica de la Facultad de Ingeniería Universidad del Zulia*, *32*(2), 126–134. http://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0254-07702009000200005&lng=es&nrm=iso&tlng=es

Arrojo, M. Á. y Regaldo, L., Calvo Orquín, J., Figueroa, F. L., & Abdala Díaz, R. T. (2022). Potential of the microalgae Chlorella fusca (Trebouxiophyceae, Chlorophyta) for biomass production and urban wastewater phycoremediation. *AMB Express*, *12*(1). https://doi.org/10.1186/s13568-022-01384-z

Autoridad Nacional del Agua. (2016). *Protocolo Nacional para el Monitoreo de la Calidad de los Recursos Hídricos Superficiales*. Autoridad Nacional del Agua.

Bang Truong, H., Nguyen, T. H. T., Ba Tran, Q., Son Lam, V., Thao Nguyen Nguyen, T., & Cuong Nguyen, X. (2024). Algae-constructed wetland integrated system for wastewater treatment: A review. En *Bioresource Technology* (Vol. 406). Elsevier Ltd. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2024.131003

Beltrán, J. & Aguilar, J. M. (2022). Análisis de la contaminación por metales pesados en la ciudad de Cuenca mediante el uso de bioindicadores. *ACI Avances en Ciencias e Ingenierías*, *14*(2), 14. https://doi.org/10.18272/aci.v14i2.2600

Bernex, N., & Castro, A. (Eds.). (2015). *Río+20 :Desafíos y Perspectivas*. Fondo Editorial de la Pontificia Universidad Católica del Perú.

Borella, L., Novello, G., Gasparotto, M., Renella, G., Roverso, M., Bogialli, S., Filippini, F. & Sforza, E. (2023). Design and experimental validation of an optimized microalgae-bacteria consortium for the bioremediation of glyphosate in continuous photobioreactors. *Journal of Hazardous Materials*, *441*. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.129921

Canaquiri, W. & Ruíz, V. (2016). *Estudio y análisis Físico-Químico y Bacteriológico, del cuerpo de agua del Lago Morona Cocha-Iquitos-Loreto* [Tesis de grado]. Universidad Nacional de la Amazonía Peruana.

Cárdenas, G. & Sánchez, I. (2013). Nitrógeno en aguas residuales: orígenes, efectos y mecanismos de remoción para preservar el ambiente y la salud pública. *Scielo*. http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0124-71072013000100007

Chakraborty, S. y Sikder, J. y Mukherjee, D. y Kanti Mandal, M. y Arockiasamy, D. L. (2013). Bioremediation of Water: A Sustainable Approach. En *Sustainable Development in Chemical Engineering Innovative Technologies* (pp. 241–266). https://doi.org/10.1002/9781118629703.ch10

Charry, L. & Gonzáles, J. (2020). *Caracterización de la calidad del agua en la zona media y baja de la microcuenca río del oro, Municipio de Neiva, Departamento del Huila* [Universidad Santo Tomás]. https://repository.usta.edu.co/bitstream/handle/11634/29668/2020licethcharry.pdf?sequence=6&isAllowed=y

Chota-Macuyama, W. & Chong, J. (2020). Primer Registro de Ingestión de Microplásticos por un Pez de Importancia Comercial en la Ciudad de Iquitos, Amazonía Peruana. *Folia Amazonica*, *29*(2), 179–188. https://doi.org/10.24841/fa.v29i2.521

Cobos, M. y Condori, R. C. y Grandez, M. A. y Estela, S. L. y Del Aguila, M. T. y Castro, C. G. y Rodríguez, H. N. y Vargas, J. A. y Tresierra, A. B. y Barriga, L. A. y Marapara, J. L. y Adrianzén, P. M. y Ruiz, R. y Castro, J. C. (2022). Genomic analysis and biochemical profiling of an unaxenic strain of Synechococcus sp. isolated from the Peruvian Amazon Basin region. *Frontiers in Genetics*, *13*. https://doi.org/10.3389/fgene.2022.973324

Cobos Ruíz, M. y Castro Gómez, J. C. y Vargas Arana, G. (2016). *Protocolo para el Aislamiento, Caracterización Bioquímica y Molecular de Microalgas Oleaginosas*.

Council Directive 91/271/EEC of 21 May 1991 Concerning Urban Waste-Water Treatment, 48 (1991). https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=celex:31991L0271

Cubas, J., Mireles, G., & Flores, B. (2020). Eficiencia del humedal artificial con totora (Scirpus californicus) en la depuración de efluentes de las lagunas de estabilización del C.P. La otra banda [Tesis de grado, Universidad de Lambayeque]. En *Universidad de Lambayeque*. https://repositorio.udl.edu.pe/jspui/handle/UDL/306

de Farias Silva, C. E. y Bertucco, A. y Vieira, R. C. y Abud, A. K. de S. y Silva Almeida, F. B. P. da. (2022). Synechococcus PCC 7002 to produce a carbohydrate-rich biomass treating urban wastewater. *Biofuels*, *13*(5), 551–558. https://doi.org/10.1080/17597269.2020.1802809

Decreto Supremo 004-2017-MINAM. (2017). *Decreto Supremo que Aprueban Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para Agua y establecen Disposiciones Complementarias.* Ministerio del Ambiente.

del Puerto, J., & Martínez, Y. (2021). Peligros ambientales y antrópicos sobre las aguas de la Comuna de Ondjiva, Angola. *Ingeniería Hidráulica y Ambiental*, *XLII*(3), 14–28. http://scielo.sld.cu/scielo.php?pid=S1680-03382021000300022&script=sci_arttext&tlng=pt

Díez, J. y López-Lozano, A. y Domínguez-Martín, M. A. y Gómez-Baena, G. y Muñoz-Marín, M. C. y Melero-Rubio, Y. y García-Fernández, J. M. (2023). Regulatory and

metabolic adaptations in the nitrogen assimilation of marine picocyanobacteria. *FEMS microbiology reviews*, *47*(1). https://doi.org/10.1093/femsre/fuac043

Echenique, R., & Aguilera, A. (2009). Cyanobacteria toxígenas: aspectos generales para su identificación taxonómica. *ResearchGate*. https://www.researchgate.net/publication/216306725_Cyanobacteria_toxigenas_aspectos_generales_para_su_identificacion_taxonomica

Encarnação, T. y Ramos, P. y Mohammed, D. y McDonald, J. y Lizzul, M. y Nicolau, N. y da Graça Campos, M. y Sobral, A. J. F. N. (2023). *Bioremediation Using Microalgae and Cyanobacteria and Biomass Valorisation* (pp. 5–28). https://doi.org/10.1007/978-3-031-17226-7_2

Ferreira Carraro, C. de F. y Almeida Loures, C. C. y de Castro, J. A. (2022). Microalgae bioremediation and CO2 fixation of industrial wastewater. *Cleaner Engineering and Technology*, *8*. https://doi.org/10.1016/j.clet.2022.100466

Gálvez, P. (2019). *Ficorremediación de aguas residuales municipales a partir del cultivo de Chlorella sp. y Ankistrodesmus sp. Iquitos, Loreto-Perú* [Tesis de grado]. Universidad Nacional de la Amazonía Peruana.

Gerencia Regional de Salud Loreto. (2024). *Reporte Epidemiológico de Loreto, Año 2024 (S.E 08)*. https://geresaloreto.gob.pe/storage/sala_situacional/REPORTE_EPIDEMIOLOGICO_LORETO_S.E%2008-2024_1709561526.pdf

Ghaffar, I. y Hussain, A. y Hasan, A. y Deepanraj, B. (2023). Microalgal-induced remediation of wastewaters loaded with organic and inorganic pollutants: An overview. *Chemosphere*, *320*, 137921. https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2023.137921

Gomes, M. P. y Kochi, L. Y. y Freitas, P. L. y Figueredo, C. C. y Juneau, P. (2021). Periphytic algae and cyanobacteria from the rio doce basin respond differently to metals and salinity, showing different potential for bioremediation. *Plants*, *10*(11). https://doi.org/10.3390/plants10112349

Goyal, S. y Dhanker, R. y Hussain, T. y Ferreira, A. y Gouveia, L. y Kumar, K. y Mohamed, H. I. y Goyal, S. y Dhanker, R. y Hussain, T. y Ferreira, A. y Gouveia, · L y Gouveia Greencolab-Associação, L. y Verde, O. y Kumar, K. y Mohamed, H. I. (2023). Modern

Advancement in Biotechnological Applications for Wastewater Treatment through Microalgae: a Review. *Water, Air, & Soil Pollution*, *234*, 417. https://doi.org/10.1007/s11270-023-06409-2

Gualdrón, L. (2016). *Evaluación de la calidad de agua de ríos de Colombia usando parámetros fisicoquímicos y biológicos* [Tesis para grado de Doctor]. Universidad Libre Colombia.

Instituto del Mar Peruano. (2022). *Prospección en la zona marino costera entre Ventanilla y Ancón - Lima*. http://www.imarpe.gob.pe/imarpe/tramitevirtual/www.gob.pe/imarpe

Iqbal, K. y Saxena, A. y Pande, P. y Tiwari, A. y Chandra Joshi, N. y Varma, A. y Mishra, A. (2022). Microalgae-bacterial granular consortium: Striding towards sustainable production of biohydrogen coupled with wastewater treatment. En *Bioresource Technology* (Vol. 354). Elsevier Ltd. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.127203

Janpum, C. y Pombubpa, N. y Monshupanee, T. y Incharoensakdi, A. y In-na, P. (2022). Advancement on mixed microalgal-bacterial cultivation systems for nitrogen and phosphorus recoveries from wastewater to promote sustainable bioeconomy. *Journal of Biotechnology*, *360*, 198–210. https://doi.org/10.1016/j.jbiotec.2022.11.008

LaMotte Company. (2016). *Test Kit Instruction Manual Code 3637*. LaMotte Company.

Latiffi, N. A. A. y Mohamed, R. M. S. R. y Al-Gheethi, A. y Tajuddin, R. M. (2021). Harvesting of Scenedesmus sp. after phycoremediation of meat processing wastewater; optimization of flocculation and chemical analysis of biomass. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, *96*(1), 254–261. https://doi.org/10.1002/jctb.6536

Lavrinovičs, A. y Mežule, L. y Cacivkins, P. y Juhna, T. (2022). Optimizing phosphorus removal for municipal wastewater post-treatment with Chlorella vulgaris. *Journal of Environmental Management*, *324*. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116313

López-Pacheco, I. Y. y Castillo-Vacas, E. I. y Castañeda-Hernández, L. y Gradiz-Menjivar, A. y Rodas-Zuluaga, L. I. y Castillo-Zacarías, C. y Sosa-Hernández, J. E. y Barceló, D. y Iqbal, H. M. N. y Parra-Saldívar, R. (2021). CO2 biocapture by Scenedesmus sp. grown in industrial wastewater. *Science of the Total Environment*, *790*. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148222

Miazek, K., & Brozek-Pluska, B. (2019). Effect of PHRs and PCPs on Microalgal Growth, Metabolism and Microalgae-Based Bioremediation Processes: A Review. *International Journal of Molecular Sciences 2019*, *20*(10), 2492. https://doi.org/10.3390/IJMS20102492

Minaya, R. (2017). *Parámetros físicos, químicos, microbiológicos, para determinar la calidad del agua Laguna Moronacocha, época de transición creciente-vaciente.* [Tesis de grado]. Universidad Nacional de la Amazonía Peruana.

Ministerio de Educación. (2017). *Loreto: ¿Cómo vamos en educación? Unidad estadística 2017*. https://escale.minedu.gob.pe/documents/10156/4228634/Perfil+Loreto.pdf

Ministerio de Educación. (2022). *Evaluación Muestral de estudiantes (EM) 2022*. http://umc.minedu.gob.pe/wp-content/uploads/2023/06/PPT-Presentaci%C3%B3n-de-Resultados-EM-2022.pdf

Ministerio del Ambiente. (2023). Perú, país de bosques. *Plataforma Digital Única del Estado Peruano*. https://www.gob.pe/23481-peru-pais-de-bosques

Moraes, L. C. y Gomes, M. P. y Ribeiro-Andrade, R. y Garcia, Q. S. y Figueredo, C. C. (2023). Green synthesized silver nanoparticles for iron and manganese ion removal from aqueous solutions. *Environmental Pollution*, *327*. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.121483

Mora-Sánchez, J. F. y Ribes, J. y González-Camejo, J. y Seco, A. y Ruano, M. V. (2024). Towards Optimisation of Microalgae Cultivation through Monitoring and Control in Membrane Photobioreactor Systems. *Water (Switzerland)*, *16*(1). https://doi.org/10.3390/w16010155

Moreno Rodriguez, F. y Caro Caro, C. y Pinalla, G. y Osorio, D. (2017). Estado actual del conocimiento sobre microalgas del perifiton y macroinvertebrados bentónicos en el departamento del Meta, Colombia. *Acta Biológica Colombiana*, *22*(3), 274–306. https://www.redalyc.org/pdf/3190/319053257002.pdf

Mori, C. y Tello, C. (2017). *Efectos de la contaminación de aguas residuales en la salud de la población aledaña al Lago Moronacocha* [Tesis de grado]. Universidad Nacional de la Amazonía Peruana.

Municipalidad Provincial de Maynas. (2011). *Plan de desarrollo urbano sostenible de la ciudad de iquitos*. https://eudora.vivienda.gob.pe/observatorio/PDU_MUNICIPALIDADES/IQUITOS/PDU_IQUITOS_ANALISIS_MAP.pdf

Oktor, K. (2023). Decolorization of Real Slaughterhouse Wastewater with a Freshwater Microalga. *Water, Air, and Soil Pollution*, *234*(1). https://doi.org/10.1007/s11270-022-05961-7

Oña, T., & Gualoto, M. (2022). *Biorremediación Ambiental "La Biodiversidad al servicio del medio ambiente"* (Vol. 1). Editorial UTN.

Organismo de Evaluación y Fiscalización Ambiental. (2014). *Fiscalización Ambiental en Aguas Residuales*. https://www.oefa.gob.pe/?wpfb_dl=7827

Pabón, S. E. y Benítez, R. y Sarria, R. A. y Gallo, J. A. y Pabón, S. E. y Benítez, R. y Sarria, R. A. y Gallo, J. A. (2020). Contaminación del agua por metales pesados, métodos de análisis y tecnologías de remoción. Una revisión. *Entre Ciencia e Ingeniería*, *14*(27), 9–18. https://doi.org/10.31908/19098367.0001

Paz, O. (2015). *Iquitos: alcantarillado y planta de tratamiento funcionan mal | PERU | EL COMERCIO PERÚ*. https://elcomercio.pe/peru/loreto/iquitos-alcantarillado-planta-tratamiento-funcionan-mal-240817-noticia/?ref=ecr

Pérez, S. (2015). *Evaluación de la remoción de contaminantes en lixiviado empleando tres especies de microalgas oleaginosas amazónicas* [Tesis de grado]. Universidad Científica del Perú.

Pishbin, M. y Sarrafzadeh, M. H. y Faramarzi, M. A. (2021). Nitrate and Phosphate Removal Efficiency of Synechococcus elongatus Under Mixotrophic and Heterotrophic Conditions for Wastewater Treatment. *Iranian Journal of Science and Technology - Transactions of Civil Engineering*, *45*(3), 1831–1843. https://doi.org/10.1007/s40996-020-00514-6

Qadir, M. y Drechsel, P. y Jiménez Cisneros, B. y Kim, Y. y Pramanik, A. y Mehta, P. y Olaniyan, O. (2020). Global and regional potential of wastewater as a water, nutrient and energy source. *Natural Resources Forum*, *44*(1), 40–51. https://doi.org/10.1111/1477-8947.12187

Salgado, E. M. y Esteves, A. F. y Gonçalves, A. L. y Pires, J. C. M. (2023). Microalgal cultures for the remediation of wastewaters with different nitrogen to phosphorus ratios: Process modelling using artificial neural networks. *Environmental Research*, *231*. https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.116076

Samiotis, G. y Stamatakis, K. y Amanatidou, E. (2021). Assessment of Synechococcus elongatus PCC 7942 as an option for sustainable wastewater treatment. *Water Science and Technology*, *84*(6), 1438–1451. https://doi.org/10.2166/wst.2021.319

Samperio-Ramos, G. y González-Dávila, M. y Santana-Casiano, J. M. (2018). Impact on the Fe redox cycling of organic ligands released by Synechococcus PCC 7002, under different iron fertilization scenarios. Modeling approach. *Journal of Marine Systems*, *182*, 67–78. https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2018.01.009

Satya, A. D. M. y Cheah, W. Y. y Yazdi, S. K. y Cheng, Y. S. y Khoo, K. S. y Vo, D. V. N. y Bui, X. D. y Vithanage, M. y Show, P. L. (2023). Progress on microalgae cultivation in wastewater for bioremediation and circular bioeconomy. *Environmental Research*, *218*. https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.114948

Shahi Khalaf Ansar, B. y Kavusi, E. y Dehghanian, Z. y Pandey, J. y Asgari Lajayer, B. y Price, G. W. y Astatkie, T. (2022). Removal of organic and inorganic contaminants from the air, soil, and water by algae. *Environmental Science and Pollution Research*. https://doi.org/10.1007/s11356-022-21283-x

Silva, J., Torres, P., & Madera, C. (2008). Reuso de aguas residuales domésticas en agricultura. Una revisión. *Agronomía Colombiana*, *26*(2), 347–359.

Sisman-Aydin, G. (2022). Comparative study on phycoremediation performance of three native microalgae for primary-treated municipal wastewater. *Environmental Technology and Innovation*, *28*. https://doi.org/10.1016/j.eti.2022.102932

Sisman-Aydin, G., & Simsek, K. (2022). Municipal Wastewater Effects on the Performance of Nutrient Removal, and Lipid, Carbohydrate, and Protein Productivity of Blue-Green Algae Chroococcus turgidus. *Sustainability (Switzerland)*, *14*(24). https://doi.org/10.3390/su142417021

Solano, C. (2021). *Informe nacional sobre el estado del ambiente [Internet]. Perú: Ministerio del Ambiente*. https://sinia.minam.gob.pe/inea/wp-content/uploads/2021/07/INEA-2014-2019_red.pdf

Sotil, H. (2017). *Análisis de indicadores de contaminación bacteriológica (coliformes totales y termotolerantes) en el Lago de Moronacocha.* [Tesis de grado, Universidad Científica del Perú]. http://repositorio.ucp.edu.pe/bitstream/handle/UCP/274/SOTIL-1-Trabajo-An%C3%A1lisis.pdf?sequence=1

Sousa, J. F. y Amaro, H. M. y Ribeirinho-Soares, S. y Esteves, A. F. y Salgado, E. M. y Nunes, O. C. y Pires, J. C. M. (2024). Native Microalgae-Bacteria Consortia: A Sustainable Approach for Effective Urban Wastewater Bioremediation and Disinfection. *Microorganisms*, *12*(7). https://doi.org/10.3390/microorganisms12071421

Superintendencia Nacional de Servicios de Saneamiento. (2023). *Registro Planta de Tratamiento de Agua Residual Anual*. http://aplicaciones.sunass.gob.pe:8080/adm-ptar/ptar/listado

Tambat, V. S. y Patel, A. K. y Chen, C. W. y Raj, T. y Chang, J. S. y Singhania, R. R. y Dong, C. Di. (2023). A sustainable vanadium bioremediation strategy from aqueous media by two potential green microalgae. *Environmental Pollution*, *323*. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.121247

Tambat, V. S. y Tseng, Y. y Kumar, P. y Chen, C.-W. y Singhania, R. R. y Chang, J.-S. y Dong, C.-D. y Patel, A. K. (2023). Effective and sustainable bioremediation of molybdenum pollutants from wastewaters by potential microalgae. *Environmental Technology & Innovation*, *30*, 103091. https://doi.org/10.1016/j.eti.2023.103091

Tebbutt, T. H. Y. (1998). Characteristics of waters and wastewaters. En *Principles of Water Qality control* (pp. 12–27). https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-075063658-2/50003-3

Ummalyma, S. B., & Singh, A. (2022). Biomass production and phycoremediation of microalgae cultivated in polluted river water. *Bioresource Technology*, *351*. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.126948

United Nations Educational Scientific and Cultural Organization by United Nations Water. (2020). *The United Nations World Water Development Report 2020: Water and Climate Change*. UNESCO.

Vargas, R. (2020). *Biorremediación de aguas residuales domésticas aplicando la microalga Scenedesmus sp.* [Tesis de grado]. Universidad Cesar Vallejo.

Verma, A., Sharma, A., Kumar, R., & Sharma, P. (2023). *Nitrate contamination in groundwater and associated health risk assessment for Indo-Gangetic Plain, India*. https://doi.org/10.1016/j.gsd.2023.100978

Wang, Q., Wang, X., Hong, Y., Liu, X., Zhao, G., Zhang, H., & Zhai, Q. (2022). Microalgae cultivation in domestic wastewater for wastewater treatment and high value-added production: Species selection and comparison. *Biochemical Engineering Journal*, *185*. https://doi.org/10.1016/j.bej.2022.108493

Włodarczyk, A., Selão, T. T., Norling, B., & Nixon, P. J. (2020). Newly discovered Synechococcus sp. PCC 11901 is a robust cyanobacterial strain for high biomass production. *Communications Biology*, *3*(1). https://doi.org/10.1038/s42003-020-0910-8

Wu, K., Atasoy, M., Zweers, H., Rijnaarts, H., Langenhoff, A., & Fernandes, T. V. (2023). Impact of wastewater characteristics on the removal of organic micropollutants by Chlorella sorokiniana. *Journal of Hazardous Materials*, *453*. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.131451

Ynga, G. & Niño, A. (2017). *Manual para la Producción de Microalgas Marinas*. Instituto del Mar del Perú.

Anexo(s)

Anexo 1: Presupuesto y cronograma

Tabla 3

Presupuesto del proyecto realizado.

Materiales	Montos
Papelería en General, útiles y materiales de oficina	S/ 300.00
Articulos de Limpieza para materiales de laboratorio	S/ 100.00
Materiales, Insumos, Instrumental y Accesorios	S/ 3,000.00
Pasajes y gasto de transporte al laboratorio y sitio de muestreo	S/ 1,000.00
Servicio de Internet	S/ 452.00
Servicios de Impresión y Encuadernación	S/ 200.00
Reactivos o productos químicos para el bioensayo de laboratorio	S/ 2,500.00
Equipos	Disponible (permitido por Coasesor de tesis)
Asesorías de Tesis	S/ 154.00
Derecho de Sustentación	S/ 1,972.00
TOTAL	S/ 9,678.00

Tabla 4

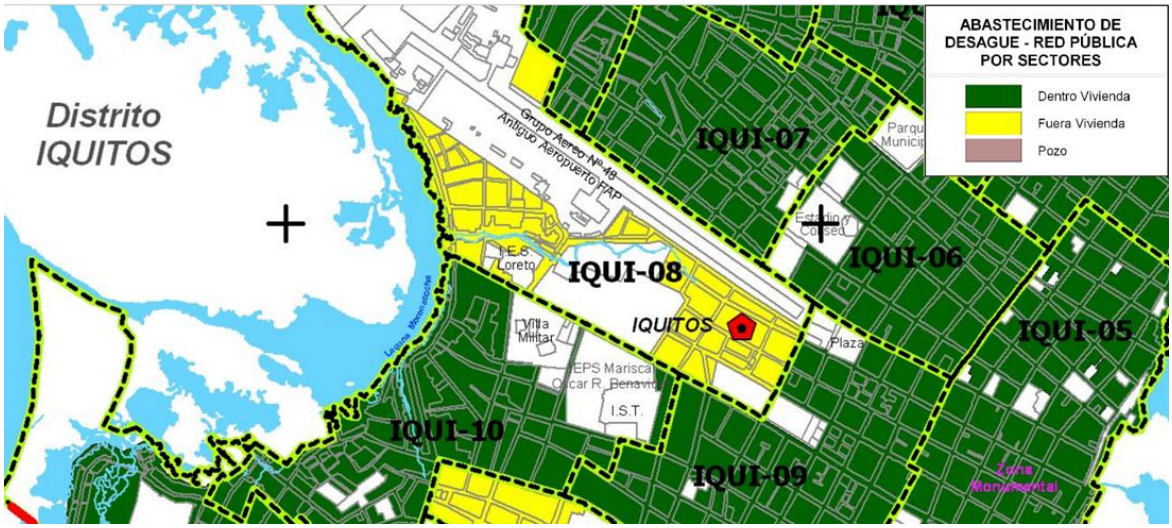
Cronograma de ejecución del proyecto.

Remoción Eficiente de Nitrato, Amonio y Hierro en aguas servidas municipales del Lago Moronacocha-Iquitos, mediante la cianobacteria *Synechococcus sp.* UCP002.	**Mes**	**Mes 1**				**Mes 2**				**Mes 3**			
	Semana	S1	S2	S3	S4	S1	S2	S3	S4	S1	S2	S3	S4
ACTIVIDAD													
FASE 0: Búsqueda de Información													
Búsqueda de Artículos Científicos, Libros y Protocolos													
Selección de Artículos Científicos, Libros y Protocolos relevantes para la investigación.													
Descripción y Justificación de la Problemática													
FASE 1: Adaptación y Evaluación del Diseño Experimental													
Creación del bosquejo de diseño experimental													
Evaluación del Diseño Experimental													
Correcciones del Diseño Experimental													
Diseño Experimental Culminado													
FASE 2: Implementación del Ensayo Experimental													
Preparación de materiales y reactivos													
Aislamiento de la cepa de *Synechococcus sp.* UCP002													
Cultivo de *Synechococcus* sp. *UCP002*													
Cosecha de *Synechococcus sp.* UCP002													
Colecta de muestra de aguas servida municipal													
Elaboración de los grupos control y de tratamiento con tres concentraciones de aguas servidas municipales													
Medición inicial de concentración de Nitrato, Amonio y Hierro													
Medición del crecimiento celular de *Synechococcus sp.* UCP002													
Medición final de concentración de Nitrato, Amonio y Hierro.													
FASE 3: Procesamiento y Evaluación de Resultados													
Verificación de los resultados obtenidos													
Comparación de resultados obtenidos con cada tratamiento y bibliografía.													
Justificación del tratamiento con mejores resultados													
FASE 4: Conclusiones y Recomendaciones													
Realizar las conclusiones y recomendaciones de la fase experimental													
Preparación del informe final													

Anexo 2: Mapa de urbanización por abastecimiento de desagüe en Moronacocha.

Figura 6

Extracción del mapa de urbanización por abastecimiento de desagüe en Moronacocha.



Nota: Adaptado de "Plan de desarrollo urbano sostenible de la ciudad de Iquitos", por Municipalidad Provincial de Maynas, 2011.

Anexo 3: Registro de datos de Absorbancia y pH.

Tabla 5

Muestreo de Absorbancia a 730 nm cada 2 días por Grupo de Tratamiento.

GRUPOS	Sub-Grupos	Absorbancia a 730 nm por Día							
		0	2	4	6	8	10	12	14
CONTROL	CA	0,038	0,057	0,053	0,083	0,103	0,125	0,140	0,146
	CB	0,040	0,046	0,051	0,078	0,097	0,128	0,142	0,148
	CC	0,042	0,047	0,049	0,081	0,102	0,130	0,140	0,150
TRATAMIENTO 1	T1A	0,037	0,053	0,136	0,105	0,117	0,150	0,166	0,146
	T1B	0,040	0,049	0,052	0,087	0,109	0,168	0,151	0,141
	T1C	0,043	0,052	0,059	0,087	0,095	0,144	0,167	0,146
TRATAMIENTO 2	T2A	0,040	0,056	0,057	0,109	0,128	0,184	0,199	0,223
	T2B	0,040	0,052	0,056	0,116	0,142	0,239	0,293	0,285
	T2C	0,037	0,054	0,057	0,106	0,131	0,221	0,218	0,235
TRATAMIENTO 3	T3A	0,042	0,054	0,056	0,098	0,116	0,153	0,163	0,170
	T3B	0,046	0,055	0,064	0,096	0,102	0,149	0,160	0,166
	T3C	0,038	0,055	0,064	0,097	0,109	0,156	0,167	0,172

Tabla 6

Parámetros cinéticos de cada tratamiento.

Parámetros cinéticos										
	Tasa de crecimiento cada dos días							Tasa de	Desviación	Tiempo de
GRUPOS	0-2	2-4	4-6	6-8	8-10	10-12	12-14	crecimiento	estándar	duplicación
CONTROL	0.110	0.009	0.230	0.112	0.118	0.048	0.025	0.093	0.069	7.417
TRATAMIENTO 1	0.126	0.239	0.062	0.069	0.183	0.023	-0.056	0.092	0.092	7.513
TRATAMIENTO 2	0.161	0.023	0.335	0.096	0.237	0.050	0.022	0.132	0.110	5.256
TRATAMIENTO 3	0.179	0.012	0.228	0.058	0.168	0.034	0.018	0.100	0.083	6.960

Tabla 7

Muestreo del Potencial de Hidrógeno cada dos días por Grupo de Tratamiento.

GRUPOS	Sub-Grupos	Potencial de Hidrógeno por Día							
		0	2	4	6	8	10	12	14
CONTROL	CA	7,91	7,90	8,01	8,76	9,50	9,88	9,69	8,86
	CB	8,25	8,15	8,04	8,72	9,39	10,32	9,97	8,87
	CC	7,98	7,92	7,84	8,00	8,16	8,81	9,20	8,72
TRATAMIENTO 1	T1A	9,20	8,62	8,05	8,36	8,68	8,65	8,66	8,73
	T1B	9,33	8,85	8,36	8,51	8,65	9,69	9,87	8,60
	T1C	9,27	8,77	8,27	8,44	8,62	9,82	9,82	9,15
TRATAMIENTO 2	T2A	9,06	8,61	8,16	8,51	8,85	9,75	9,74	8,88
	T2B	8,56	8,40	8,25	8,52	8,79	8,87	8,98	9,14
	T2C	9,04	8,50	7,95	8,35	8,75	9,48	9,70	9,37
TRATAMIENTO 3	T3A	9,05	8,63	8,21	8,84	9,48	9,32	9,66	8,94
	T3B	9,17	8,70	8,23	8,70	9,16	9,21	9,64	8,77
	T3C	9,14	8,68	8,22	8,77	9,32	9,27	9,65	8,86

Anexo 4: Prueba estadística de tamaño de muestra

Tabla 8

Estimación del tamaño de muestra.

Método		**Resultados**	
Parámetros	Media	Margen de Error	Tamaño de la Muestra
Distribución	Normal		
Desviación Estándar	0,0449823	0,05	4
Nivel de Confianza	95%		
Intervalo de Confianza	Bilateral		

Anexos 5: Pruebas estadísticas del primer objetivo

Tabla 9

Prueba t-student para la concentración de Amonio.

Prueba T-Student Nitrógeno Amoniacal		**Estimación para Diferencia de Pares**				
Hipótesis Nula	H0: μ_diferencia = 0					
Hipótesis Alternativa	H1: μ_diferencia > 0					
Valor T	**Valor P**	**Media**	**Desviación Estándar**	**Error Estándar de la Media**	**95% Limite Inferior para μ_diferencia**	
6,20	0,00	0,1278	0,0618	0,0206	0,0895	
		Descripción Estadística				
		Muestras	**N**	**Media**	**Desviación Estándar**	**Error Estándar de la Media**
		Pre-Tratamiento	9	0,1667	0,0791	0,0264
		Post-Tratamiento	9	0,0398	0,0333	0,0111

Tabla 10

Prueba t-student para la concentración de Nitratos.

Prueba T-Student Nitratos		**Estimación para Diferencia de Pares**				
Hipótesis Nula	H0: μ_diferencia = 0					
Hipótesis Alternativa	H1: μ_diferencia > 0					
Valor T	**Valor P**	**Media**	**Desviación Estándar**	**Error Estándar de la Media**	**95% Limite Inferior para μ_diferencia**	
5,71	0,00	3,444	1,81	0,603	2,322	
		Descripción Estadística				
		Muestras	**N**	**Media**	**Desviación Estándar**	**Error Estándar de la Media**
		Pre-Tratamiento	9	4,222	1,563	0,521
		Post-Tratamiento	9	0,778	0,667	0,222

Tabla 11

Prueba t-student para la concentración de Hierro.

Prueba T-Student Hierro		Estimación para Diferencia de Pares				
Hipótesis Nula	H0: μ_diferencia = 0					
Hipótesis Alternativa	H1: μ_diferencia > 0					
Valor T	**Valor P**	**Media**	**Desviación Estándar**	**Error Estándar de la Media**	**95% Limite Inferior para μ_diferencia**	
8,98	0,00	1,833	0,612	0,204	1,454	
		Descripción Estadística				
		Muestras	**N**	**Media**	**Desviación Estándar**	**Error Estándar de la Media**
		Pre-Tratamiento	9	2,556	0,527	0,176
		Post-Tratamiento	9	0,722	0,264	0,088

Anexo 6: Pruebas estadísticas del segundo objetivo

Tabla 12

Análisis ANCOVA.

Análisis de Covarianzas					
Fuentes	**Grados de Libertad**	**Suma de Cuadrados Ajustados**	**Media Cuadrática Ajustada**	**Valor-F**	**Valor-P**
Día	1	0,087236	0,087236	177,55	2,2E-13
Grupo	3	0,007986	0,002662	5,42	4,75E-03
Error	27	0,013266	0,000491		
Total	31	0,108489			
Resumen del Modelo					
Desviación estándar Residual	**Coeficiente de Determinación**	**Coef. Det. Ajustado**	**Coef. Det. Predictivo**		
0.0221661	87.77%	85.96%	82.41%		

Figura 7

Prueba de normalidad de Anderson Darling para el perfil de crecimiento de Synechococcus sp. UCP002.

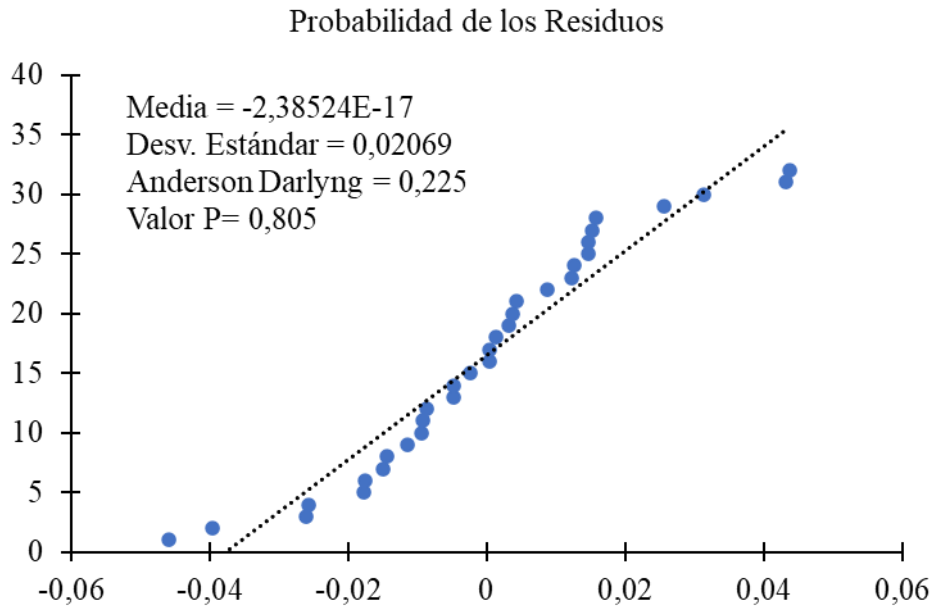
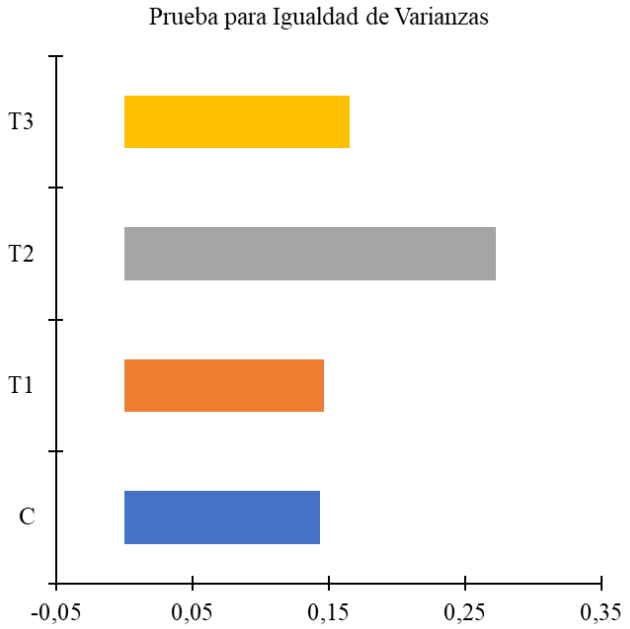


Figura 8

Prueba de homocedasticidad de Bartlett para el perfil de crecimiento de Synechococcus sp.



Prueba		
Metodo	Prueba Estadística	Valor-P
Bartlett	4,07	0,254

UCP002.

Figura 9

Prueba de errores aleatorios para el perfil de crecimiento de Synechococcus sp. UCP002.

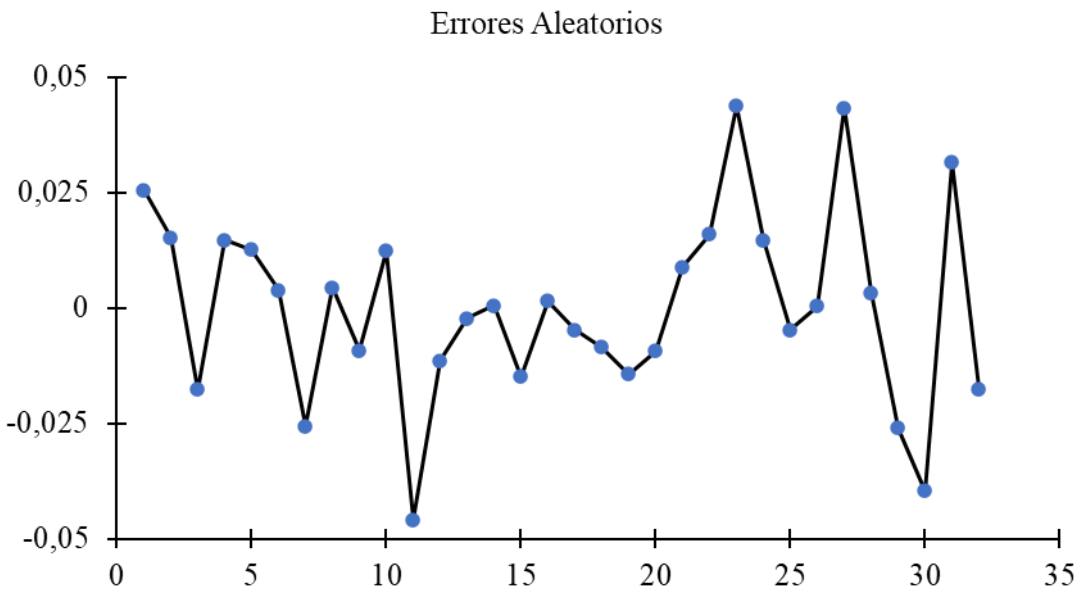


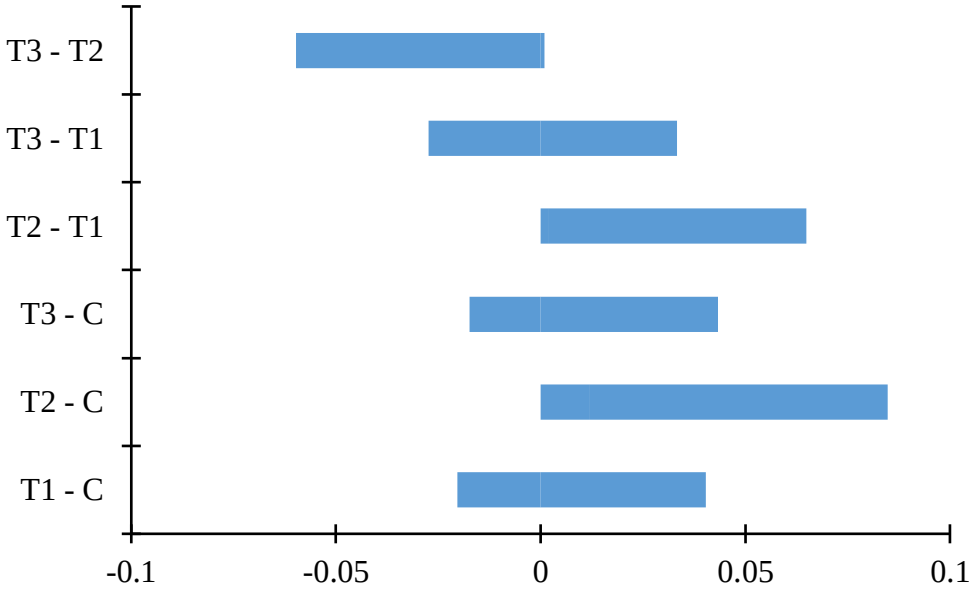
Tabla 13

Prueba de Tukey para el perfil de crecimiento de Synechococcus sp. UCP002.

Comparación por Pares de Tukey					
Información Agrupada Usando el Método de Tukey y 95% de Confianza					
Grupo	**N**	**Media**	**Agrupación**		
T2	8	0.136604	A		
T3	8	0.107132	A		B
T1	8	0.104167			B
C	8	0.094208			B
Prueba Simultánea para Diferencia de Medias					
Diferencias de Niveles de Grupo	**Diferencia de Medias**	**Diferencia de Error Estándar**	**Intervalo de Confianza Simultáneo al 95%**	**Valor-T**	**Valor-P Ajustado**
T1 - C	0.0100	0.0111	(-0,0204 : 0,0403)	0,9	0,806
T2 - C	0.0424	0.0111	(0,0121 : 0,0727)	3,83	0,004
T3 - C	0.0129	0.0111	(-0,0174 : 0,0433)	1,17	0,653
T2 - T1	0.0324	0.0111	(0,0021 : 0,0628)	2,93	0,033
T3 - T1	0.0030	0.0111	(-0,0274 : 0,0333)	0,27	0,993
T3 - T2	-0.0295	0.0111	(-0,0598 : 0,0009)	-2,66	0,059

Figura 10

Intervalos de Confianza simultáneos de la prueba de Tukey al 95%.



Anexo 7: Prueba estadística del tercer objetivo

Figura 11

Prueba de Normalidad Anderson Darlyng para el Potencial de Hidrógeno.

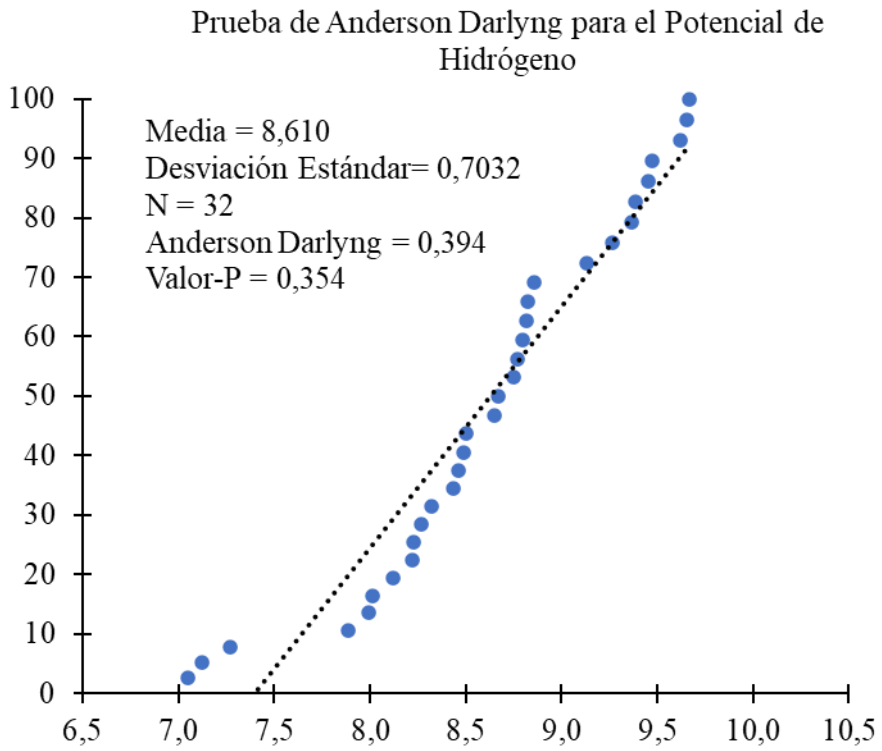
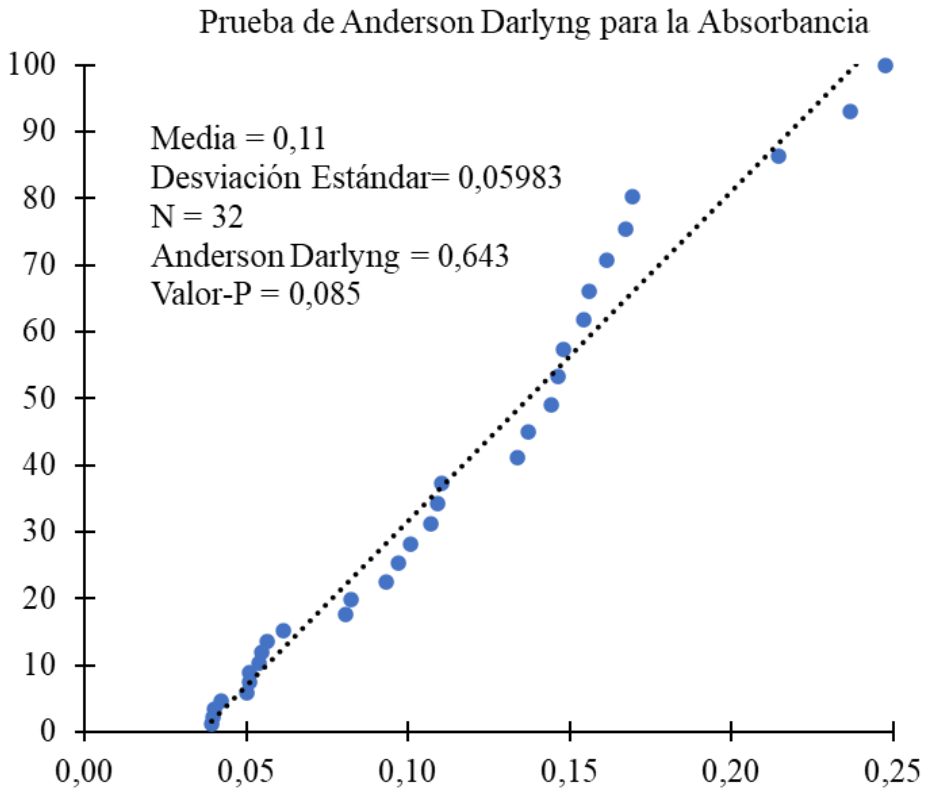


Figura 12

Prueba de Normalidad Anderson Darling para la Absorbancia de Synechococcus sp. UCP002.



Anexos 8: Evidencia de ejecución del proyecto

Figura 13

Recolección de Muestra de Agua y Esterilización de Materiales.

Figura 14

Colecta y Cultivo de Synechococcus sp. UCP002.

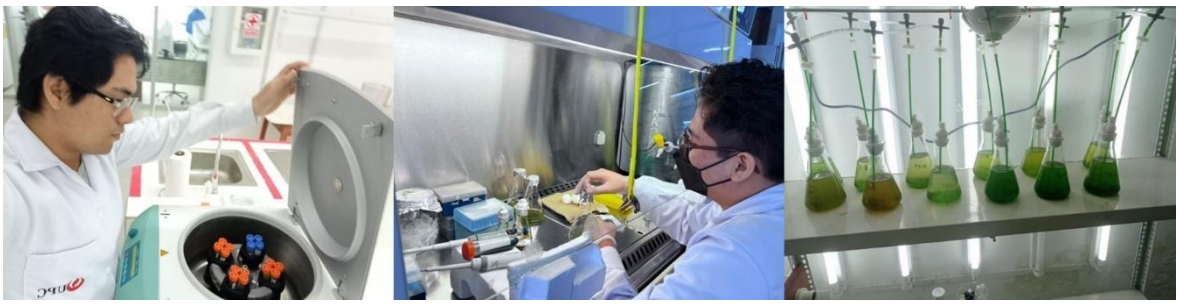


Figura 15

Uso del Kit LaMotte para determinación de la concentración de los contaminantes.