

**UNIVERSIDAD DE PANAMÁ
FACULTAD DE CIENCIAS AGROPECUARIAS
ESCUELA DE INGENIERÍA AGRÍCOLA**

**USO DE *Pistia stratiotes* y *Eichhornia crassipes* PARA LA
BIORREMEDIACIÓN DE EFLUENTES PISCÍCOLAS**

**Emily Suzzette Ríos Rivera
4-772-2026**

**DAVID, CHIRIQUÍ
REPÚBLICA DE PANAMÁ**

2023

**USO DE *Pistia stratiotes* y *Eichhornia crassipes*
PARA LA BIORREMEDIACIÓN
DE EFLUENTES PISCÍCOLAS**

**TRABAJO DE GRADUACIÓN SOMETIDO PARA OPTAR POR EL TÍTULO DE
INGENIERO EN MANEJO DE CUENCAS Y AMBIENTE**

FACULTAD DE CIENCIAS AGROPECUARIAS

ESCUELA DE INGENIERÍA AGRICOLA

**PERMISO PARA SU PUBLICACIÓN, REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL
DEBE SER OBTENIDO DE LA FACULTAD DE CIENCIAS AGROPECUARIAS**

APROBADO:

DR. Alex E. Ríos.

DIRECTOR

DRA. Luz Loria.

ASESOR

Mgtr. Tirso Solís.

ASESOR

DAVID, CHIRIQUÍ

REPÚBLICA DE PANAMÁ

2023

DEDICATORIA

Dedico la presente tesis a mi madre; Itzia Estela Rivera de Ríos. Su amor estaba hecho de una profunda devoción y de sacrificio, era de esa clase de amor desinteresado y perdurable. Por sus enseñanzas, sus recriminaciones, por las noches que pasó de rodillas orando por mí, por el tiempo que dedico a vivirlo conmigo, por los momentos de felicidad que compartí a su lado, por la ayuda incondicional que me brindó para que hoy, esta meta fuera posible le estaré eternamente agradecida. El lenguaje de todos sus hechos fue el amor.

Mamá tu eras “Hogar”. Te quería a mi lado para siempre,

Gracias mamá.

AGRADECIMIENTOS

Primero a ti, mi Señor Jesucristo. Es cierto que he encontrado espinas en mi camino, pero por tu gracia también he visto rosas. Me has dado fuerza y también tu compañía; eres un amor constante. Es tan valioso para mí saber que tu amor no fluctúa; eres mi refugio, donde voy cada vez que me faltan fuerzas; ¿cómo podría no agradecerte por ello? Si queda más vida por recorrer, permíteme sentirte conmigo; sé que siempre proveerás, pero si sólo encontrará una humilde florecilla a orilla del camino; por ella te agradeceré. Sé que eres Omnipotente y un ser Supremo; pero a pesar de ello, me permites llamarte Padre.. Gracias Dios. Hoy doy prueba de que hasta aquí me has ayudado.

A mi madre linda. Mamá, deberías saber que no hay en el mundo abrazos como los tuyos. Gracias por el amor que me brindaste y tu apoyo en todo momento. Gracias también por las oraciones que elevaste por mí, porque me ayudaron a seguir adelante en mi carrera.

A mi padre por su constante apoyo a mi hija y a mí. Gracias papá por tu ayuda en la realización de este trabajo de investigación. Este logro no es sólo mío; de hecho, es más tuyo que mío. Eres sin duda mi gran ejemplo a seguir; siempre he admirado las capacidades intelectuales que posees, ¡eres tan talentoso! Es un orgullo tenerne como mi padre y quiero que lo sepas. Me has dado herramientas para luchar por todos y cada uno de mis sueños; me has apoyado y creído en mí y esto es demasiado valioso para mí. ¡Gracias papá!

Agradezco al Dr. Alex E. Ríos por el asesoramiento, visión crítica, consejos oportunos y paciencia a través de todo el proceso de realización de este trabajo de tesis y por interceder para recaudar los fondos que hicieron posible esta investigación. Guardaré profunda gratitud por toda la ayuda brindada.

Al Dr. Reynaldo Vargas le agradezco por haber sido una pieza fundamental en la realización de esta tesis, aportando con sus amplios conocimientos de estadística. También por su valioso tiempo al estar siempre anuente a responder las dudas que surgían en el camino.

A la Autoridad de los Recursos Acuáticos (ARAP) del corregimiento de Gualaca por colaborar con la investigación permitiendo el estudio de sus efluentes piscícolas haciendo posible la realización de esta investigación.

A mi Abril Natalí, por darme la oportunidad todos los días de mejorar como mamá; por dibujar sonrisas en mi rostro cuando veo lo bondadosa e inteligente que eres. La fuerza que siento dentro de cada suspiro eres tú; estoy aquí por ti y para ti. Eres, "Il mondo che passa attraverso i miei occhi, sei tu". Mamá te ama.

A mis hermanos, por su apoyo durante todos los procesos de mi vida; me siento muy orgullosa de ustedes dos, porque puedo ver el valor del esfuerzo y su recompensa en ustedes. Ocupan un lugar muy especial en mi corazón.

A la Universidad de Panamá, por darme la oportunidad de recibir estudios dentro de sus aulas y encontrar en ella la formación educativa y herramientas profesionales para desenvolvernos en la vida e instarnos a desarrollar un pensamiento crítico; además, por darnos cobijo y la oportunidad de conocer personas que han marcado mi corazón con su amistad, compartir experiencias y crear memorias de vida.

Emmanuel Vázquez, Itzela Camaño y Elisabeth Ávila, encontré en ustedes el tesoro de la amistad.

Son muchas las personas que han formado parte de mi vida a las que me encantaría agradecerles por su compañía, en este extenso y a veces duro proceso por su apoyo, ánimo y compañía. Recibí de ustedes mucho más de lo que mi tiempo me permitió compartir; quiero darles las gracias por formar parte de mí, por todo lo que me han brindado.

A todos ustedes;

Gracias.

ÍNDICE DE CONTENIDO

INTRODUCCIÓN	1
CAPÍTULO 1. PLANTEAMIENTO DEL ESTUDIO	5
1.1. Planteamiento y Formulación del problema	6
1.1.1. Planteamiento del problema	6
1.1.2. Formulación del problema	7
1.2. Objetivos	7
1.2.1. Objetivo General	7
1.2.2. Objetivos Específicos	8
1.3. Justificación e Importancia	8
1.3.1. Justificación Ambiental y Social	8
1.3.2. Justificación Económica	9
1.4. Hipótesis	10
1.4.1. Hipótesis	10
1.5. Alcances y Limitaciones	11
1.5.1. Alcances	11
1.5.2. Limitaciones	11
CAPÍTULO 2. MARCO TEÓRICO	12
2.1. Antecedentes de la Investigación	13
2.1.1. Antecedentes Internacionales	13
2.1.2. Antecedentes Nacionales	14
2.2. Calidad del Agua	15
2.3. Contaminación del Agua	17
2.3.1. Clasificación de los Contaminantes del Agua	20
2.3.1.1. Contaminantes Químicos	20
2.3.1.2. Contaminantes Inorgánicos	21

2.3.1.3. Contaminantes Físicos	21
2.3.1.4. Contaminantes Biológicos	22
2.4. Aguas Residuales	22
2.4.1. Tratamiento de las Aguas Residuales	23
2.4.1.1. Tratamiento Primario	24
2.4.1.2. Tratamiento Secundario o Biológico	25
2.4.1.2.1. Tratamiento Secundario Anaerobio	26
2.4.1.2.2. Tratamiento Secundario Aerobio	26
2.5. Utilización del Recurso Agua en Panamá	27
2.6. La Autoridad de los Recursos Acuáticos de Panamá (ARAP)	29
2.6.1. Objetivos	30
2.6.2. Funciones	32
2.7. Estación Dulce Acuícola Ricardo A. Ríos de Gualaca	37
2.8. Industria Piscícola y sus Efluentes	39
2.8.1. Efectos Contaminantes de los Efluentes Piscícolas en el Medio Ambiente	40
2.9. Alternativas de Remediación de Efluentes Piscícolas	41
2.9.1. Humedales Artificiales (HA)	41
2.9.2. Biorremediación	43
2.9.2.1. Fitorremediación con Macrófitas	46
2.10. Idiosincrasia de Macrófitas a Utilizar	48
2.10.1. Jacinto de Agua	48
2.10.1.1. Morfología de la Planta	49
2.10.1.2. Época de floración	49
2.10.1.3. Hábitat en su Área de Introducción	50
2.10.1.4. Reproducción.	50
2.10.1.5. Funcionalidad en la Fitorremediación de Aguas	50
2.10.2. Lechuga de Agua	52

2.10.2.1. Morfología de la Planta	53
2.10.2.2. Época de floración	54
2.10.2.3. Hábitat en su Área de Introducción	54
2.10.2.4. Reproducción.	54
2.10.2.5. Funcionalidad en la Fitorremediación de Aguas	55
2.11. La Medición de Parámetros Fisicoquímicos del Agua	59
CAPÍTULO 3. MATERIALES Y MÉTODOS	61
3.1. Metodología	62
3.1.1. Selección del área de Estudio	62
3.1.2. Unidades Experimentales	62
3.1.3. Elección de las Especies	63
3.1.4. Recolección de Efluentes Piscícolas en ARAP (Estación Dulce acuícola Ricardo Ríos) en el Distrito De Gualaca	63
3.1.5. Aclimatación de las Macrófitas	64
3.1.6. Fase Experimental	64
3.1.7. Variables Fisicoquímicas	64
3.1.8. Variables Biológicas	65
3.1.9. Diseño Experimental	65
3.1.10. Análisis Estadístico	66
CAPÍTULO 4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	67
4.1. Resultados	68
4.1.1. Temperatura	69
4.1.2. Amoniacó	72
4.1.3. Nitrito-Nitrato.	73
4.1.4. Fosfato	74
4.1.5. Oxígeno Disuelto	75
4.1.6. pH	77

4.1.7. Coliformes Totales	80
4.1.8. Coliformes Fecales	82
4.1.9. Biomasa Final	87
4.2. Discusión	88
4.2.1. Temperatura	88
4.2.2. Amoniaco	89
4.2.3. Nitrito-Nitrato	91
4.2.4. Fosfato	92
4.2.5. Oxígeno Disuelto	93
4.2.6. pH	96
4.2.7. Coliformes Fecales y Totales	99
4.2.8. Biomasa	101
CONCLUSIONES	103
RECOMENDACIONES	106
REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA	109
ANEXOS	136

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Parámetros de Calidad de agua y Rangos de la Estación Dulce	39
Acuícola Ricardo A. Ríos		
Tabla 2. Clasificación taxonómica de <i>E. crassipes</i>	49
Tabla 3. Clasificación taxonómica de <i>P. stratiotes</i>	53

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Estación Dulce Acuícola Ricardo A. Ríos, en el Distrito de Gualaca, Chiriquí. 37
Figura 2. Jacinto de Agua. 48
Figura 3. Lechuga de Agua. 52
Figura 4. Ubicación del ensayo en la bda. Brisas del Río. 62
Figura 5. Media \pm (EE), de los valores de oxígeno disuelto (a), pH(b), coliformes fecales (c), y temperatura (d). 68
Figura 6. Media \pm (EE), de la temperatura entre tratamientos. 69
Figura 7. Media \pm (DE), de la temperatura de los diferentes tratamientos en los tiempos muestreado. 70
Figura 8. Media \pm (EE), de los cambios en la temperatura del control (a), <i>E. crassipes</i> (b), <i>P. stratiotes</i> (c), durante los diferentes tiempos de muestreo. 72
Figura 9. Media \pm (EE), de la concentración de amoníaco por tiempo entre tratamientos. 73
Figura 10. Media \pm (EE), de la concentración de oxígeno disuelto entre tratamientos. 75
Figura 11. Media \pm (EE), de la concentración de oxígeno disuelto en <i>E. crassipes</i> y <i>P. stratiotes</i> 77
Figura 12. Media \pm (EE), de pH en los tratamientos. 78
Figura 13. Media $d\pm$ (EE), de los valores del pH del control (a), <i>E. crassipes</i> (b) <i>P. stratiotes</i> (c), durante los días de observación. 79
Figura 14. Media \pm (DE), de las Unidades Formadoras de Colonias durante los días de muestreo. 80
Figura 15. Media \pm (EE), de las Unidades Formadoras de Colonias en <i>E. crassipes</i> (a) y <i>P. stratiotes</i> (b) durante las fechas de muestreo. 82
Figura 16. Media \pm (EE), de las Unidades Formadoras de colonias entre tratamientos. 83
Figura 17. Media \pm (EE), de las Unidades Formadoras de Colonias entretratamientos (C, Ec, Ps), en cada fecha de muestreo. 84
Figura 18. Media \pm (EE), de las Unidades Formadoras de Colonias en <i>E. crassipes</i> (a) y <i>P. stratiotes</i> (b) en cada fecha de muestreo. 86

USO DE *Pistia stratiotes* y *Eichhornia crassipes* PARA LA BIORREMEDIACIÓN DE EFLUENTES PISCÍCOLAS

Ríos Rivera, ES. 2023. Uso de *Pistia stratiotes* y *Eichhornia crassipes* para la biorremediación de efluentes piscícolas. Tesis Ingeniería en Manejo de Cuencas y Ambiente. Chiriquí, PA. Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad de Panamá. 155 p.

RESUMEN

Se llevó a cabo un estudio con el propósito de evaluar la eficacia de las plantas macrófitas *Pistia stratiotes* y *Eichhornia crassipes* en la biorremediación de efluentes piscícolas. Se implementó un diseño experimental que constaba de nueve unidades rectangulares de vidrio (tinajas-peceras) con dimensiones de 0,76 m x 0,34 m x 0,43 m (largo, ancho, alto) y una capacidad individual de 113.56 L. En cada experimento, se utilizó un volumen útil de 76 L. Los tratamientos se establecieron en triplicado, incluyendo dos especies de plantas acuáticas flotantes: *P. stratiotes*, *E. crassipes*. Además, se incluyó un tercer grupo de control sin plantas. El efluente utilizado en el estudio se obtuvo de la Estación Dulce acuícola Ricardo A. Ríos en Gualaca, Chiriquí. Se realizaron muestreos de variables biológicas y fisicoquímicas en los días 0, 8, 16, 24 y 32. Los muestreos biológicos se llevaron a cabo en el horario de 9:00-11:00 am, mientras que los muestreos fisicoquímicos se realizaron en horas de la tarde, aproximadamente de 4:00-6:00 pm.

Los resultados revelaron que ambas macrófitas tuvieron un impacto en la reducción de parámetros fisicoquímicos como el pH y la temperatura y en la remoción de parámetros biológicos como los coliformes fecales. Por consiguiente, se puede concluir que tanto *P. stratiotes* como *E. crassipes* tienen el potencial de ser opciones viables para la biorremediación de efluentes piscícolas en Panamá.

PALABRAS CLAVE: Biorremediación, Efluentes piscícolas, Plantas macrófitas, Parámetros fisicoquímicos y biológicos.

USE OF *Pistia stratiotes* and *Eichhornia crassipes* FOR BIOREMEDIATION OF FISH EFFLUENTS

Rios Rivera, ES. 2023. Use of *Pistia stratiotes* and *Eichhornia crassipes* for the bioremediation of fish effluents. Thesis Engineering in Watershed Management and Environment. Chiriqui, PA. Faculty of Agricultural Sciences, University of Panama. 155 p.

ABSTRACT

A study was conducted to assess the effectiveness of the macrophyte plants *Pistia stratiotes* and *Eichhornia crassipes* in the bioremediation of fish farm effluents. An experimental design was implemented using nine rectangular glass units (tank-ponds) with dimensions of 0.76 m x 0.34 m x 0.43 m (length, width, height) and an individual capacity of 113.56 L. In each experiment, a useful volume of 76 L was employed. The treatments were set up in triplicate, including two species of floating aquatic plants: *P. stratiotes*, *E. crassipes*. Additionally, a third control group without plants was included.

The effluent used in the study was obtained from the Ricardo A. Ríos Dulceacuícola Station in Gualaca, Chiriquí. Samples of biological and physicochemical variables were taken on days 0, 8, 16, 24, and 32. Biological samples were collected during the 9:00-11:00 am time frame, while physicochemical sampling took place in the late afternoon, approximately from 4:00-6:00 pm.

The results revealed that both macrophytes had an impact on the reduction of physicochemical parameters such as pH and temperature, as well as the removal of biological parameters such as fecal coliforms. Therefore, it can be concluded that both *P. stratiotes* and *E. crassipes* have the potential to be viable options for the bioremediation of fish farm effluents in Panama.

Keywords: Bioremediation, Fish effluents, Macrophyte plants, Physicochemical and biological parameters.

INTRODUCCIÓN

Para nadie es un secreto que la acción del ser humano está modificando las condiciones climáticas del planeta de forma cada vez más evidente, así como tampoco que esa modificación se debe en un alto porcentaje al mal uso que hace el ser humano del recurso agua, motivo por el cual se necesita urgentemente encontrar alternativas que ayuden a paliar el deterioro de la calidad del agua, si es que se quiere conservar la vida en este planeta.

Es cierto que en los últimos años se han hecho ingentes esfuerzos con el propósito de detener un poco la contaminación acelerada de los recursos hídricos, pero los efectos de la industrialización y las malas prácticas del sector agropecuario se han hecho más que evidentes y la seguridad alimentaria se ve cada vez más seriamente amenazada.

He aquí la importancia de darle un tratamiento adecuado a las aguas residuales, pues las personas deberían poder disponer de agua suficiente y de calidad para el cubrimiento de sus necesidades personales y para el desarrollo de las diferentes actividades productivas. Según la UNESCO, en el informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos (2017), se estima que en el mundo más del 80% de las aguas residuales (más del 95% en algunos países en

desarrollo), se vierte al medio ambiente sin tratamiento alguno. La contaminación del agua en la mayoría de los ríos de África, Asia y América Latina va en aumento.

Los tratamientos para la remediación de aguas principalmente son físicos, químicos o biológicos. Dentro de los procesos biológicos, los humedales artificiales (HA) han funcionado bien para aguas residuales de tipo doméstico, aunque también han funcionado para aguas de origen industrial (Fenoglio, 2000). De acuerdo con Miranda (2000), los humedales artificiales (HA), correctamente diseñados y construidos, pueden depurar las aguas municipales, industriales y las de lluvia, y son especialmente eficaces en la eliminación de contaminantes del agua, como son sólidos suspendidos, nitrógeno, fósforo, hidrocarburos, metales y son una tecnología efectiva y segura para el tratamiento y recirculación del agua si se mantienen y operan adecuadamente.

Los HA se incluyen dentro de los sistemas naturales de tratamiento porque a pesar de la intervención del hombre, se acercan mucho a lo que ocurre en la naturaleza. Esta es una de las razones por las que esta tecnología resulta altamente atractiva para ser aplicada en el tratamiento de aguas residuales, aparte de su versatilidad y rentabilidad económica. Los componentes de un HA son las plantas, el sustrato y la población microbiana. Las plantas pueden ser de diferentes especies y hábitos de enraizamiento y entre sus principales funciones se encuentra la absorción de

nutrientes, la relación simbiótica que se establece con los microorganismos, el suministro de oxígeno y la filtración de partículas (Brix et al., 2001).

A la biorremediación con el uso de plantas se le llama fitorremediación, que, a su vez, básicamente, consiste en el uso de especies vegetales para extraer, asimilar, transformar y descomponer ciertos contaminantes y poder así remediar el agua proveniente de distintas fuentes. Para la biorremediación de aguas por medio de la utilización de plantas, básicamente son utilizadas macrófitas por su naturaleza acuática. Estas plantas, dependiendo de la especie, pueden ayudar a disminuir la concentración de nutrientes, metales pesados y derivados de hidrocarburos (Valero, 2006), a través de procesos físicos, químicos y biológicos que se originan en el agua debido a la interacción entre suelo, planta, agua y contaminante (Loya, 2013). Hay muchos tipos de macrófitas que han sido estudiadas y utilizadas para la biorremediación de aguas y suelos; éstas son elegidas por sus diferentes propiedades según el fin que se busca, además de su capacidad de adaptación a determinados ambientes.

Para el desarrollo de este estudio se eligieron dos plantas macrófitas; Jacinto de Agua (*Eichhornia crassipes*) y Lechuga de Agua (*Pistia stratiotes*), para la evaluación de su capacidad de biorremediación sobre efluentes piscícolas, por ser las especies acuáticas más estudiadas debido a sus características depuradoras y facilidad de proliferación, especialmente en regiones tropicales y subtropicales

(Valero, 2006). Con esta propuesta se aspira a contribuir significativamente en la búsqueda de soluciones de la problemática relacionada con el desabastecimiento de agua, tanto en cantidad como en calidad.

CAPÍTULO 1

PLANTEAMIENTO DEL ESTUDIO

1.1. Planteamiento y formulación del problema

1.1.1. Planteamiento del problema

Es interesante saber que, aunque en Panamá hay muchas playas y ríos libres de contaminación, en el país se generan aproximadamente 2.6 m³/s de aguas residuales (Pérez, 2019). Esto, aunado a los efectos de las actividades agrícolas, hace que recuperar la calidad del agua se constituya en un verdadero problema que tarde o temprano hay que tratar de solucionar.

Las actividades agrícolas causan problemas de anegamiento, desertificación, salinización, erosión, aumento en los niveles de nitratos, entre otros. Estas actividades pueden ser: labranza, aplicación de fertilizantes, aplicación de estiércol, plaguicidas, insecticidas, talas, silvicultura y acuicultura. De éstas, llama especial atención la acuicultura, pues descarga altos niveles de nutrientes en el agua superficial y subterránea a través de los piensos y las heces, lo que da lugar a fenómenos graves de eutrofización y a la degradación de la calidad de los recursos hídricos, aguas abajo, por efecto de las sales, productos agroquímicos y lixiviados tóxicos, aparte de la proliferación de microorganismos.

En Panamá, además de contar con un 70% de superficie de mar territorial (ARAP, s.f.), existen zonas de humedales dedicadas a la pesca y a la acuicultura. También hay zonas lacustres que son utilizadas para la acuicultura (ARAP, s.f.), con la

consiguiente generación de desechos que son una potencial fuente de contaminación. Por muchos y buenos recursos que estos sean, día a día merman debido al crecimiento demográfico, a las prácticas de explotación inadecuadas, sobreexplotación e irresponsabilidad y falta de conciencia de quienes hacen uso de ellas, lo cual se refleja en la disminución de la cantidad de agua de calidad para el sostén de la vida. Las consideraciones expuestas en el apartado anterior, fueron la base para plantear el problema de la investigación realizada, el cual se expresa en los siguientes términos:

1.1.2. Formulación del problema

¿Es el uso de macrófitas una alternativa viable para la biorremediación de efluentes piscícolas en Panamá?

1.2. OBJETIVOS

1.2.1. Objetivo General

- Evaluar el uso de las macrófitas *Pistia stratiotes* y *Eichhornia crassipes* como alternativa viable para la biorremediación de efluentes piscícolas en Panamá.

1.2.2. Objetivos Específicos

- Comparar el impacto de las macrófitas seleccionadas sobre los parámetros fisicoquímicos y biológicos en función de los tiempos.
- Determinar la eficacia de las macrófitas como biorremediadores de efluentes piscícolas.
- Verificar el cumplimiento de los límites máximos permisibles para el uso agrícola y el vertido en cuerpos de agua una vez que los efluentes hayan sido sometidos al proceso de biorremediación.

1.3. Justificación e Importancia

1.3.1. Justificación Ambiental y Social

Desde el principio de la humanidad, los hombres han realizado actividades en su entorno con el fin de suplir sus necesidades básicas de alimento mediante la mejora de técnicas de producción para facilitar y mejorar su calidad de vida. En esta constante búsqueda, el hombre ha influenciado la naturaleza, causando efectos negativos en ella por el mal manejo que le ha dado a ésta de forma directa o indirecta. Las actividades antropogénicas han sido la causa más importante de contaminación de los diferentes elementos (agua, aire y suelo) a nivel mundial, así como también han

propiciado la aparición del denominado cambio climático, que ha contribuido a aumentar los impactos negativos al medio ambiente. El agua es el compuesto químico más abundante del planeta y resulta indispensable para el desarrollo de la vida. Su disponibilidad es paulatinamente menor debido a su contaminación por diversos medios, lo cual representa un desequilibrio ambiental, económico y social (Esponda, 2001).

Se considera que el agua está contaminada cuando se ven alteradas sus características químicas, físicas, biológicas o su composición, por lo que pierde su potabilidad para consumo diario o para su utilización en actividades domésticas, industriales o agrícolas. De allí que los procesos utilizados para mejorar su calidad, principalmente son físicos, químicos y biológicos. En los últimos años, los procesos biológicos (biorremediación), han cobrado importancia por ser relativamente económicos y por ser amigables con el ambiente. Su utilización fue desarrollada en Europa hace aproximadamente veinte años, donde siguen operando con éxito (Cooper, 1999). Sin embargo, en Panamá se le ha brindado poca atención, pues los esfuerzos se han centrado en la purificación de aguas residuales generadas por las actividades principalmente urbanas, y no se le ha brindado atención al enorme potencial que

tienen en la mejora de la calidad de las aguas contaminadas por actividades agropecuarias.

1.3.2. Justificación Económica

Entre las ventajas de los sistemas de biorremediación de efluentes piscícolas se encuentra el bajo costo de instalación y mantenimiento, comparado con sistemas físicos, químicos y biológicos convencionales, así como la generación de un paisaje agradable. Los mismos, si son correctamente diseñados y construidos, pueden depurar las aguas contaminadas con sólidos suspendidos, nitrógeno, fósforo y aumentar los niveles de oxígeno disuelto. Estas y otras consideraciones justifican ampliamente el desarrollo del tema de investigación, pues se parte de la premisa que, los resultados contribuirán significativamente a la toma de decisiones y propiciarán el análisis de alternativas para biorremediar los efluentes piscícolas y de esta forma contribuir a mejorar la calidad del agua.

1.4. Hipótesis

- El uso de *Pistia stratiotes* y *Eichhornia crassipes* es una alternativa viable para la biorremediación de efluentes piscícolas en Panamá.

1.5. Alcances y Limitaciones

1.5.1. Alcances

- De los alcances, se puede decir que la trascendencia de esta investigación radica en permitir que las autoridades y los profesionales del ramo se interesen en realizar estudios de esta naturaleza para buscar elementos de juicio que permitan tomar decisiones en cuanto al uso de la fitorremediación con macrófitas como la *P. stratiotes* y *E. crassipes* como alternativa viable para devolver la calidad del agua utilizada en la industria piscícola, a bajos costos y con el menor daño posible al ambiente

1.5.2. Limitaciones

- Únicamente se realizará con agua proporcionada por la Autoridad de Recursos Acuáticos de Panamá (ARAP), Estación de Gualaca; además, la capacidad de realizar más pruebas que permitan valorar mejor las especies estudiadas y con equipos de mayor precisión.

CAPÍTULO 2

MARCO TEÓRICO

2.1. Antecedentes de la Investigación

2.1.1. Antecedentes Internacionales

Uno de los aspectos prioritarios para las naciones del planeta es el tratamiento de las aguas residuales, puesto que es indispensable contar con agua de calidad en cantidad suficiente para satisfacer las necesidades de la población mundial, aparte de los beneficios que esto representa para el ambiente, la salud y el aumento de la calidad de vida.

En este sentido, se ha comprobado que los HA son una alternativa de tratamiento debido a su alta eficiencia de remoción de contaminantes y a su bajo costo de instalación y mantenimiento. En México, por ejemplo, se realizó un trabajo para evaluar el porcentaje de remoción de la carga orgánica de aguas residuales en un sistema de tratamiento por humedales artificiales de flujo horizontal y con dos especies vegetales (*Phragmites australis* y *Typha dominguensi*). Los resultados demostraron que el sistema es una opción viable para la remoción de la carga orgánica y de nutrientes, de bajo costo de operación y mantenimiento (Romero et al., 2009).

En otro estudio, realizado en Argentina, se evaluó la biodegradabilidad de la fase hidrofílica de un efluente proveniente del sector de aceitunas maquinadas, haciendo uso de los microorganismos nativos o autóctonos que se desarrollan en él. Se realizó un ensayo utilizando los principios del método aerobio de lodos activados, donde se lograron resultados satisfactorios a escala experimental (Lugones, 2018), lo que sugiere que al recurrir a la biorremediación para mejorar las condiciones de las aguas residuales, se puede estar contribuyendo de manera significativa a la mitigación de la problemática existente.

2.1.2. Antecedentes Nacionales

En Panamá se han hecho estudios sobre la biorremediación, particularmente y casi únicamente en el área de suelos, utilizando diferentes tipos de organismos. Ejemplo de ello es el estudio realizado en suelos contaminados con hidrocarburos de desechos, en el cual utilizaron de manera exitosa bacterias para la biorremediación, degradando el aceite de la superficie (Fábrega et al., 2019).

Por otro lado, en el año 2019 fue creada la denominada Red de Expertos en Biorremediación de Suelos Contaminados, propuesta hecha por la Asociación Nacional para la Conservación de la

Naturaleza (ANCON), debido a la inquietud de estos por el crecimiento exacerbado de la contaminación de suelos por el uso indiscriminado de agroquímicos (Carrasquilla, 2019).

En cuanto a la biorremediación de aguas por medio de macrófitas, en el corregimiento de Vista Alegre, Arraiján, se llevó a cabo una investigación con la especie *Hydrocotyle umbellata*, dentro de una planta de tratamiento de aguas residuales, donde los resultados obtenidos desvelaron la capacidad que tiene la macrófita utilizada para absorber fósforo, calcio, hierro y zinc, por lo tanto, este tipo de fitorremediación es una alternativa sostenible para la depuración de elementos contaminantes en el tratamiento de aguas residuales (Higuera et al., 2019).

2.2.Calidad del Agua

Los estándares comúnmente aceptados para decir que el agua es de calidad, están relacionados con la salud de los ecosistemas, la seguridad para el uso por parte de los humanos y la potabilidad. La afirmación anterior sugiere la evaluación de características físicas, biológicas y hasta radiológicas del agua.

La descripción y evaluación de la calidad de las aguas no es tarea fácil. De acuerdo con Romero et al. (2009), el problema reside fundamentalmente en la definición

que se adopte del concepto calidad del agua, para el que existen distintas interpretaciones. Así, se puede entender la calidad desde un punto de vista funcional, como la capacidad intrínseca que tiene el agua para responder a los usos que se podrían obtener de ella. Desde un punto de vista ambiental, como la define la propuesta de Directiva Marco de las Aguas (citada por los mismos autores), como aquellas condiciones que deben darse en el agua para que esta mantenga un ecosistema equilibrado y para que cumpla unos determinados objetivos de calidad (calidad ecológica). Así como el conjunto de características físicas, químicas y microbiológicas que la definen, entre otros.

Según Romero et al. (2009), la calidad de las aguas es una variable descriptora fundamental del medio hídrico, tanto desde el punto de vista de su caracterización ambiental, como desde la perspectiva de la planificación y gestión hidrológica, ya que delimita la aptitud del agua para mantener los ecosistemas y atender las diferentes demandas. La calidad de las aguas puede verse modificada tanto por causas naturales como por factores externos. Cuando los factores externos que degradan la calidad natural del agua son ajenos al ciclo hidrológico, se habla de contaminación.

Tomando en consideración los párrafos anteriores, la prevención, control y resolución de los problemas derivados de la contaminación de las aguas debe ser uno de los objetivos que debe plantearse en el gobierno y en cualquier proyecto o emprendimiento que involucre la utilización de los recursos hídricos.

Para estimar el grado de pureza o contaminación de una muestra o un efluente, se utiliza el índice de calidad del agua, el cual se determina a través de la medición de parámetros como la temperatura, el pH, el color, la conductividad eléctrica, el contenido de sólidos, la DQO (demanda química de oxígeno) y la DBO (demanda bioquímica de oxígeno), el oxígeno disuelto que es uno de los parámetros más importantes, entre otros. Los mismos indican el grado de contaminación de una muestra de agua.

2.3. Contaminación del Agua

La contaminación del agua a causa de las actividades humanas genera cada vez mayor volumen de aguas residuales, problema este que no debe ser considerado a la ligera. Las aguas residuales son cualquier tipo de agua cuya calidad ha sido afectada en forma negativa por las actividades o influencia antropogénica. De acuerdo con Díaz et al. (2012), el agua residual está compuesta de una mezcla de materiales orgánicos e inorgánicos, suspendidos o disueltos, que provienen de una población después de haber sido modificadas por diversos usos en actividades domésticas, industriales y comunitarias.

Para el tratamiento de las aguas residuales, es necesario aplicar una serie de procesos que tienen como fin eliminar los contaminantes físicos, químicos y biológicos (González et al., 2014). De acuerdo con Romero et al. (2009), reducir la generación de aguas residuales y mejorar su tratamiento es una cuestión prioritaria

a nivel mundial, ya que es importante disponer de agua de calidad y cantidad suficiente, lo que permitirá una mejora del ambiente, la salud y la calidad de vida. En América Latina y el Caribe, sólo el 20% de las aguas residuales municipales (ARM) son tratadas, en su mayoría con la tecnología de lodos activados o lagunas de estabilización (Hernández et al., 2017). Sin embargo, se han realizado estudios que usan plantas acuáticas para el tratamiento de ARM, como una opción de bajos costos de operación y simplicidad en el manejo tecnológico, lo que se conoce como fitorremediación (Correa et al., 2015).

La fitorremediación es un tratamiento biológico que hace uso de las plantas y sus microorganismos asociados; se afirma que es un sistema eficaz, económico (en costos de operación y mantenimiento) y sostenible (Priyanka et al., 2017). La misma se puede lograr a través de diferentes procesos como la fitoextracción, rizofiltración, fitoestabilización y fitotransformación/fitodegradación (Elías et al., 2014). El éxito de la fitorremediación depende principalmente de la actividad fotosintética y la tasa de crecimiento de las plantas (Vangronsveld et al., 2009). Por ello, hay que ser cuidadosos en seleccionar plantas que cumplan con estos requerimientos (eficiencia en las labores de fotosíntesis y alta tasa de crecimiento). Sin embargo, existe una gran variedad de sistemas que usan plantas, algunas flotantes y otras con medios de soportes como los humedales. De allí que el uso de plantas acuáticas en el tratamiento de aguas residuales se ha convertido en un enfoque particular en los últimos años (Mumtaz et al., 2014; Vo et al., 2017).

Según Gupta et al. (2012), y Rezania et al. (2016), las plantas acuáticas como *P. stratiotes* y *E. crassipes* han sido utilizadas con éxito para la eliminación de un amplio rango de contaminantes de las aguas residuales. Ello se debe a la alta productividad de estas plantas flotantes y el alto requerimiento nutricional de nitrógeno (N) y fósforo (P), lo que hace que estas especies resulten adecuadas para reducir los niveles de estos nutrientes de los efluentes (Sánchez, 2011).

De acuerdo con Mudassar et al. (2014), la eficiencia de varias plantas (*P. stratiotes*, *E. crassipes*, *H. umbellata*, *Lemna minor*, *Typha latifolia* y *Scirpus acutus*) solas y combinadas, está ampliamente documentada. *E. crassipes* y *P. stratiotes* han sido estudiadas por su potencial de fitorremediación para remover diversos contaminantes presentes en las aguas residuales como N y P (Akinbile y Yusoff, 2012; Sundaralingam et al., 2014). También se han usado la *E. crassipes* para remover diversos contaminantes presentes en las ARM, entre ellos los metales pesados (Rezania et al., 2016; Carreño y Granada, 2017). Del mismo modo, se han usado *T. latifolia*, *Cyperus papyrus*, *Cyperus alternifolius* y *Phragmites australis* para remover patógenos como coliformes fecales (Kipasika et al., 2016).

La fitorremediación en humedales construidos usando macrófitas ha logrado altas eficiencias en la reducción de nitritos y fosfatos. Sin embargo, a pesar de la importante función de las plantas acuáticas para remover los contaminantes, se han encontrado casos donde las eficiencias son similares en sistemas sin y con

plantas. Se citan algunos casos: en humedales construidos a escala piloto usando como medio de soporte la grava (Chan et al., 2008; Vera et al., 2010; Valipour et al., 2014); en humedales a escala de laboratorio (Yousefi y Mohseni, 2010; Aragón et al., 2015).

2.3.1. Clasificación de los Contaminantes del Agua

De acuerdo con Jiménez (2001) y Sette et al. (1990), los contaminantes presentes en el agua pueden clasificarse en químicos, biológicos y físicos.

2.3.1.1. Contaminantes Químicos

Proviene de los drenados de minas, desechos solubilizados de la agricultura, derrames de petróleo, pesticidas, aguas residuales municipales y desechos líquidos industriales; dichos contaminantes pueden dividirse en orgánicos e inorgánicos (Jiménez, 2001). Entre los principales compuestos orgánicos se encuentran los aminoácidos, proteínas, aceites, grasas, hidrocarburos y carbohidratos; estos son sustancias susceptibles de ser biodegradadas por poblaciones heterogéneas de microorganismos, mediante una fermentación aerobia o anaerobia (Ramos, 2003).

2.3.1.2. Contaminantes Inorgánicos

Generalmente se presentan en forma de disoluciones, soluciones y coloides; la mayor parte de estas sustancias son sales inorgánicas (cloruros, sulfatos, silicatos y óxidos metálicos) y elementos tóxicos como los metales, no metales, elementos radiactivos y especies minerales no disueltas, los cuales son relativamente estables y no están sujetos a los procesos de biodegradación (Ramos, 2003).

2.3.1.3. Contaminantes Físicos

Son los contaminantes responsables de alterar las propiedades físicas del agua (Jiménez, 2001). Algunos contaminantes físicos incluyen: cambios térmicos (por ejemplo, las aguas procedentes de plantas industriales, relativamente calientes después de haber sido utilizadas en los intercambiadores); color (por ejemplo, los licores negros que se descargan procedentes de las plantas de fabricación de pasta química); turbidez (originada por la descarga de aguas que contienen sólidos en suspensión); espumas y radiactividad (Sette et al., 1990).

2.3.1.4. Contaminantes Biológicos

Los contaminantes biológicos son los responsables de la transmisión de enfermedades en las aguas de abastecimiento (Sette et al., 1990). Algunas de las enfermedades que se transmiten por contaminación biológica son el cólera, las tifoideas y paratifoideas. De acuerdo con Jiménez (2001), se estima que el 80% de todas las enfermedades y más de un tercio de los fallecimientos en países en vías de desarrollo se debe al consumo de agua contaminada.

2.4. Aguas Residuales

Las aguas residuales son aquellas que por actividades antropogénicas son afectadas de manera negativa, lo cual redundará en el deterioro de la calidad de éstas. Según Rachid et al. (2008), estas actividades se consideran como una combinación de uno o más de los siguientes factores: efluentes domésticos que consisten en aguas negras (excremento, orina y lodos fecales) y aguas grises (aguas servidas de lavado y baño); agua de establecimientos comerciales e instituciones, incluidos hospitales; efluentes industriales, aguas pluviales, escorrentías urbanas y escorrentías agrícolas, hortícolas y acuícolas.

El agua dulce es un recurso vital para la vida en el planeta y el desarrollo de la sociedad; su demanda es constante y creciente y supera con creces la capacidad de regeneración de este recurso; de ahí la importancia de la reutilización y recuperación de las aguas residuales, ya que cuando estas aumentan, causan complicaciones en el ecosistema, la salud humana, y la economía.

En el informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos (2017); elaborado por la UNESCO, se menciona que en el 2012 murieron alrededor de 800 000 personas a causa de la contaminación de las aguas. A las aguas residuales no se les ha dado la debida importancia, y en el mejor de los casos se les ha dado un pobre manejo, ya que, una vez utilizada el agua, se la considera inutilizable. Según la UNESCO, en el mismo informe, se estima que en el mundo más del 80% de las aguas residuales (más del 95% en algunos países en desarrollo) se vierte al medio ambiente sin tratamiento alguno; así, la contaminación del agua en la mayoría de los ríos de África, Asia y América Latina es cada vez peor.

2.4.1. Tratamiento de las Aguas Residuales

De acuerdo con Kemmer (1989), el tratamiento de aguas tiene por objetivo la prevención de la contaminación de los cuerpos de agua y de los suelos, además de proteger la salud y promover el bienestar de los miembros de la sociedad. Esto solo es posible en la medida

en que se utilicen métodos de tratamiento apropiados y una adecuada disposición del agua. Para lograr un tratamiento adecuado de efluentes son necesarias una serie de operaciones y procesos que aseguren una remoción efectiva de los DQO, SS (sólidos suspendidos), agentes patógenos, nitrógeno y fósforo (Romero, 1999), además de otros contaminantes generados por la actividad de que se trate.

2.4.1.1. Tratamiento Primario

Con el tratamiento primario o fisicoquímico se busca eliminar o remover parcialmente los sólidos en suspensión, materia orgánica y organismos patógenos presentes en el agua residual. Se realiza con procesos y operaciones físicas y químicas como el tamizado, la sedimentación, flotación, la precipitación química, filtración, entre otros (Romero, 1999).

En una planta de tratamiento de este tipo, los objetos de gran tamaño presentes en el efluente son retenidos por una serie de rejillas y cribas (filtrado). Una vez eliminados estos elementos, el agua se deja reposar en los depósitos de separación durante cierta

cantidad de horas, constituyendo ésta, la etapa de sedimentación (Madigan et al., 2009).

2.4.1.2. Tratamiento Secundario o Biológico

Existen dos grupos principales de procesos biológicos: aerobios y anaerobios. Los procesos aerobios se efectúan en presencia de oxígeno y son los más comunes a nivel industrial y los procesos anaerobios el tratamiento biológico ocurre en ausencia de oxígeno (Romero, 1999).

La mayoría de las plantas de depuración implementan el tratamiento secundario de sus aguas, ya que luego del tratamiento primario permanecen niveles elevados de materia orgánica soluble o suspendida, junto a otros nutrientes. Esto se ve reflejado en altos niveles de DBO, producto de un gran crecimiento microbiano no controlado (Madigan et al., 2009). Es aquí donde cobra importancia el concepto de biorremediación, proceso que utiliza el potencial catalítico de los organismos vivos para degradar y transformar contaminantes tanto en ecosistemas terrestres como acuáticos (Garbisu et al., 2002).

2.4.1.2.1. Tratamiento Secundario Anaerobio

El proceso se lleva a cabo en grandes tanques cerrados llamados digestores de lodos o biorreactores, y en ausencia de oxígeno. En él actúan conjuntamente diferentes tipos de procariotas, llevando a cabo una serie de reacciones digestivas y fermentativas. Este sistema se utiliza generalmente en aguas con grandes cantidades de materia orgánica, como las de la industria alimenticia y láctea (Madigan et al., 2009). De acuerdo con el mismo autor, en las primeras etapas de la degradación, los microorganismos anaerobios digieren los desechos macromoleculares por medio de enzimas, convirtiéndolos en componentes solubles. Luego, éstos son fermentados generando una mezcla de ácidos grasos, H_2 y CO_2 . En una nueva fermentación, las bacterias sintróficas consumen los ácidos grasos produciendo acetato, CO_2 y H_2 . Por último, las bacterias metanogénicas fermentan el acetato produciendo CH_4 y CO_2 , que son los principales productos en este tipo de proceso.

2.4.1.2.2. Tratamiento Secundario Aerobio

La oxidación biológica aerobia está constituida por reacciones de óxido-reducción en las cuales el oxígeno molecular es el receptor

final de electrones. En este proceso, el oxígeno libre es esencial para los organismos aerobios como agente para la oxidación de la materia orgánica en CO₂ (Romero, 1999). En la oxidación biológica hay factores como las características fisicoquímicas del agua residual, la presencia de nutrientes esenciales para el crecimiento celular, cantidad de oxígeno disuelto, temperatura, entre otros, que condicionan el proceso de tratamiento aerobio, los cuales es necesario tener en cuenta para que las reacciones se produzcan correctamente y se logre la depuración del efluente, que en última instancia es el objetivo primordial.

2.5. Utilización del Recurso Agua en Panamá

El nivel de desarrollo de los pueblos determina en gran medida el consumo de agua por persona. Tanto es así, que se ha calculado que el coeficiente de correlación entre el consumo de agua y el ingreso per cápita es del 68% (Garcimartín et al., 2020). Panamá, sin embargo, no muestra la misma tendencia, pues su nivel de consumo es mucho más alto del que corresponde a su ingreso per cápita, Panamá es considerado el país latino que más agua potable produce y consume, según el Instituto de Acueductos y Alcantarrillados Nacionales (IDAAN, 2017).

Por otro lado, aún con esa particularidad, la cobertura de agua potable en Panamá es inferior a la de sus pares y existen fuertes diferencias entre las zonas urbanas y rurales. Una de las posibles razones de este alto consumo puede deberse a los

bajos precios del agua en este país. (IDAAN, 2017). Adicional a lo anterior, hay que tomar en cuenta que el Canal de Panamá depende completamente de las lluvias para su funcionamiento (“Canal de Panamá y el desafío que impone la disminución de las lluvias,”) 2021. Con una longitud de aproximadamente 80 kilómetros entre los océanos Atlántico y Pacífico, el Canal es una de las vías principales para el tránsito internacional de mercancías, por aquí transita casi el 6% del comercio mundial: más de 13.000 barcos lo cruzan de un lado a otro cada año para llevar sus mercancías (Paúl, 2021).

La cuenca hidrográfica que abastece las esclusas del Canal con el agua necesaria para su funcionamiento se regula mediante tres mecanismos: el lago Gatún, el lago Alajuela y el lago Miraflores. El primero se ubica en la parte atlántica y constituye un reservorio clave que cumple dos funciones fundamentales para la operación del Canal: el abastecimiento de agua para los esclusajes y la navegación de las embarcaciones. El nivel de este lago es crucial para el funcionamiento del Canal; si se sobrepasa el nivel máximo de almacenamiento de agua, el excedente debe ser vertido al mar para evitar daños en la infraestructura, mientras que, si baja de un cierto nivel, deben fijarse restricciones al calado de los buques, con los consiguientes perjuicios. Por su parte, el lago Alajuela se emplea para regular las descargas del río Chagres al lago Gatún, de modo que permite regular el nivel de agua de este último. Finalmente, el lago Miraflores se ubica en la parte del Pacífico y permite que los buques transiten entre las dos primeras esclusas de este océano

y la esclusa Pedro Miguel, antes de pasar al lago Gatún (“Canal de Panamá y el desafío que impone la disminución de las lluvias,”).

Con estas dimensiones, aunado a un sistema de esclusas que funcionan con elevadas cantidades de agua que luego de utilizada es vertida a los océanos, se logra entender en parte por qué en Panamá se consume tanta agua.

2.6. La Autoridad de los Recursos Acuáticos de Panamá (ARAP)

La Autoridad de Recursos Acuáticos de Panamá (ARAP) nace de la fusión de dos entidades gubernamentales: una es la del Ministerio de Desarrollo Agropecuario y la otra es la Autoridad Marítima de Panamá, a través de la Ley No. 44 del 2006, “que crea la Autoridad de los Recursos Acuáticos de Panamá, unifica las distintas competencias sobre los recursos marino-costeros, la acuicultura, la pesca y las actividades conexas de la administración pública y dicta otras disposiciones” (ARAP, s.f.) Dicha entidad es creada para cubrir la necesidad de velar por los recursos acuáticos de Panamá, de manera integral y menos generalizada, para que garantice el cumplimiento de los reglamentos y políticas nacionales en materia de recursos acuáticos, pesca y acuicultura.

En la página web oficial, la entidad señala que su misión es asegurar el desarrollo de una cultura productiva y social de los recursos acuáticos de manera sostenible y sustentable en armonía con el ambiente para mejorar la calidad de vida de los habitantes de la República y su visión es la de ser competitivos en el desarrollo

sostenible y sustentable de los recursos acuáticos a nivel nacional e internacional
(ARAP, s.f.)

2.6.1. Objetivos

Los objetivos de la ARAP, dispuestos en la Ley 44, 2006, art. 3, cap.II, son los siguientes:

Como objetivos principales:

1. Administrar, fomentar, promover, desarrollar, proyectar y aplicar las políticas, las estrategias, las normas legales y reglamentarias, los planes y los programas, que estén relacionados, de manera directa, con las actividades de la pesca, la acuicultura, el manejo marino-costero y las actividades conexas, con base en los principios rectores que aseguren la producción, la conservación, el control, la administración, el fomento, la investigación y el aprovechamiento responsable y sostenible de los recursos acuáticos, teniendo en cuenta los aspectos biológicos, tecnológicos, económicos, de seguridad alimentaria, sociales, culturales, ambientales y comerciales pertinentes.

2. Coordinar sus actividades con todas las instituciones y/o autoridades vinculadas a la pesca, a la acuicultura y al manejo marino-costero, existentes o que se establezcan en el futuro.
3. Promover la disponibilidad suficiente y estable de productos y subproductos de la pesca y la acuicultura, para atender la demanda del mercado nacional e internacional.
4. Identificar y facilitar nuevas tecnologías pesqueras y acuícolas amigables con el ambiente, que ayuden a mejorar la calidad de vida de los pescadores y acuicultores, así como a establecer los mecanismos alternativos y eficientes que coadyuven al desarrollo económico de las comunidades.
5. Proponer los principios y las normas para la aplicación de prácticas responsables, que aseguren la gestión y el aprovechamiento eficaz de los recursos acuáticos, respetando el ecosistema, la diversidad biológica y el patrimonio genético de la nación.
6. Coadyuvar en la protección de la biodiversidad natural y los procesos ecológicos, en los cuerpos de agua, para asegurar un ambiente acuático sano y seguro, en coordinación con la Autoridad Nacional del Ambiente y demás autoridades correspondientes.
7. Considerar los principios de precaución, de interdependencia, de coordinación, de cooperación, de corresponsabilidad y de

subsidiariedad, para realizar las funciones relacionadas con las actividades de la pesca, la acuicultura, el manejo marino-costero y las actividades conexas.

2.6.2. Funciones

Las funciones de la ARAP, dispuestas en la Ley 44, 2006, art. 4, cap.II, son las siguientes:

1. Proponer, coordinar y ejecutar la política nacional para la pesca, la acuicultura y los recursos marino-costeros.
2. Normar, promover y aplicar las medidas y los procesos técnicos y administrativos para el aprovechamiento racional, sostenible y responsable de los recursos acuáticos, a fin de proteger el patrimonio acuático nacional y de coadyuvar en la protección del ambiente.
3. Cumplir y hacer cumplir los acuerdos y convenios internacionales de los que sea signatario el Estado panameño en materia de su competencia.
4. Revisar, actualizar y establecer las tasas y los derechos por los servicios que presta.
5. Administrar, promover y velar por el aprovechamiento racional, sostenible y responsable de los recursos acuáticos y de la

protección de los ecosistemas, favoreciendo su conservación, permanencia en el tiempo y, eventualmente, su aumento por repoblación.

6. Monitorear la calidad de las aguas en donde se desarrollen actividades pesqueras y acuícolas, en coordinación con la Autoridad Nacional del Ambiente y los entes locales.

7. Promover, fomentar, organizar, coordinar y ejecutar, en su caso, la política general, la estrategia, los planes y los programas en materia de inspección pesquera y acuícola, para garantizar la salud y la conservación de los recursos acuáticos, en coordinación con las entidades correspondientes, de acuerdo con la legislación vigente.

8. Promover la participación genuina y directa de la sociedad civil interesada en las actividades de la pesca, la acuicultura y el comercio de productos y subproductos pesqueros, en la definición de políticas y normativas que el Estado tome en materia de pesca y acuicultura.

9. Promover, mediante políticas, programas y proyectos, el desarrollo integrado del sector pesquero y de la acuicultura, así como la formación humana y técnica de sus trabajadores.

10. Regular el aprovechamiento de los recursos acuáticos, de acuerdo con las estimaciones de su potencialidad, su estado de

explotación y su importancia social para la alimentación de la población y generación de empleo, conforme a lo dispuesto en los convenios internacionales sobre la materia, ratificados por la República.

11. Autorizar el ejercicio de las actividades de pesca y acuicultura.

12. Autorizar el ejercicio de las actividades que se desarrollen para el manejo de los recursos marino-costeros. En las áreas protegidas esto se hará de conformidad con el plan de manejo respectivo y previo concepto favorable de la Autoridad Nacional de Ambiente.

13. Autorizar las concesiones acuáticas, las cuales se otorgarán por un periodo de hasta veinte años, prorrogable.

14. Establecer las medidas oportunas para abastecer el mercado nacional, así como para fomentar el consumo de los productos y subproductos derivados de la pesca y la acuicultura, e incrementar su participación en el mercado internacional.

15. Velar, certificar y fomentar que los productos y subproductos de la pesca y acuicultura se adecuen a los mejores estándares de calidad nacional e internacional.

16. Incentivar la creación y el desarrollo de empresas económicamente viables en el sector de la pesca y la acuicultura, apoyando la competitividad de sus productos en los mercados nacionales e internacionales.

17. Fomentar el mejoramiento de las estructuras productivas de la pesca y la acuicultura, para incrementar el valor agregado de sus productos y subproductos.

18. Establecer el régimen de infracciones y sanciones a las actividades de la pesca, de la acuicultura y de las que le sean conexas.

19. Asegurar la participación de los productores pesqueros, acuícolas y de las actividades conexas, en la creación de programas y planes de acción sobre la materia.

20. Promover y desarrollar la investigación científica, así como la validación y generación de tecnologías para el correcto aprovechamiento de los recursos acuáticos.

21. Evaluar y proponer, al Órgano Ejecutivo y a las entidades estatales que así lo requieran, las medidas necesarias para la adopción de tratados y convenios internacionales referentes a las actividades que se desarrollen en el sector pesquero, acuícola y marino-costero.

22. Presentar anualmente a la Asamblea Nacional un informe de gestión y resultados.

23. Representar a Panamá ante organismos internacionales y regionales, en lo relativo a los recursos acuáticos, en coordinación con las autoridades competentes.

24. Coordinar, con el Servicio Marítimo Nacional, el cumplimiento de la legislación nacional en los espacios marítimos y las aguas interiores de la República de Panamá, en materia de su competencia.

25. Mantener una base de datos sobre las actividades pesqueras, acuícolas y conexas, de producción, de procesamiento y de comercialización de productos y subproductos de origen acuático.

26. Crear y ampliar infraestructuras destinadas para la investigación, la validación y la transferencia de tecnología, laboratorios, servicios de extensión, áreas de demostración o explotaciones piloto, y para otros servicios relacionados con la pesca y la acuicultura.

27. Autorizar las donaciones de especímenes y/o servicios para el desarrollo de la pesca y la acuicultura, así como las provenientes de los decomisos realizados.

28. Establecer zonas especiales de manejo marino-costero en aquellas áreas geográficas marino-costeras, en donde se requiera un manejo costero integral de los recursos acuáticos.

29. Ejercer cualquier otra función que la ley y el Órgano Ejecutivo le asignen.

30. El ARAP tiene estaciones en diferentes puntos del país; estación de Divisa, estación Enrique Enseñat, estación de Gatún,

estación Dulce acuícola Ricardo A. Ríos Gualaca, estación de Maricultura del Pacífico en Vacamonte, estación de Achotines.

2.7. Estación Dulce Acuícola Ricardo A. Ríos de Gualaca



Figura 1. Estación Dulce Acuícola Ricardo A. Ríos, en el Distrito de Gualaca, Chiriquí.

Con el objetivo de suplir la demanda de los productores de Chiriquí y áreas circundantes (Bocas del Toro y Comarca Ngabe-Buglé) de alevines o semilla de peces, fue creada la estación Dulce acuícola Ricardo A. Ríos de Gualaca en el año 1985 (ARAP, 2021). La misma está ubicada entre las coordenadas (N 08 30.649´ y E 082 18.068´) está dentro de los predios de la Estación de Investigación

Ingeniero Carlos Ortega del Instituto de Investigación Agropecuaria de Panamá (IDIAP), a 20 Km de la ciudad de David.

Dicha estación se dedica solamente a la reproducción y comercialización de especies de agua dulce, como; colosomas, carpa koi, carpa común, guapote tigre y la tilapia del Nilo, la cual es la segunda especie de cultivo comercial más importante en Panamá (Castrejón y Bucaran, 2020).

Según el Manual de Procedimientos Técnicos para el Cultivo de la Tilapia (ARAP, 2021), en la Estación Dulce Acuícola Ricardo A. Ríos de Gualaca, al agua se le realiza un monitoreo de parámetros fisicoquímicos cada 15 días con la ayuda de una sonda multiparamétrica y con un espectrofotómetro en las horas de la mañana (Ver Tabla 1).

Tabla 1. Parámetros de calidad de agua y rangos de la Estación Dulce Acuícola

Ricardo A. Ríos

Parámetros	Rangos permisibles	Rangos de la Estación
Temperatura	24 a 29°C	23 a 27°C
Oxígeno	5 ppm (2-3 mg/l)	4 a 6 mg/l
pH	7 a 8	6 a 8
Amonio	entre 0.01 a 0.1 ppm	0.441 ppm
Nitritos	entre 4.6 a 5	0.025 ppm
Nitratos	Entre 0 a 40 ppm	0.462 ppm
Fosfatos	entre 0.6 y 1.5 ppm	- 0.758 ppm
Turbidez	30 a 40 cm	40 cm

Fuente: Tomada del manual de Procedimientos Técnicos para el Cultivo de la Tilapia (2021).

El agua que es utilizada en esta institución proviene exclusivamente del río Estí, y los efluentes se desaguan en los cuerpos de agua próximos, sin tratamiento previo. Está ubicada en un área con relieve aplanado a poco ondulado, para el control de acceso; la bordea una cerca de alambre de ciclón (1315,61 metros). El uso de la tierra es principalmente pecuario, el agua es abundante durante todo el año y desciende por gravedad a través del Canal Casa Blanca, la cual es distribuida por todas las instalaciones sin tratamiento previo mediante una tubería de 8 pulgadas en la entrada a los estanques (Castrejón y Bucaran, 2020).

2.8. Industria Piscícola y sus Efluentes

De acuerdo con el Instituto Nacional de Estadística y Censo (INEC, 2001), la piscicultura como actividad tiene por objeto el cultivo racional de los peces, lo que comprende particularmente el control de su crecimiento y su reproducción. Se

practica en estanques naturales o artificiales en los cuales se vigila y regula la multiplicación, alimentación y el crecimiento de los peces, así como la puesta en funcionamiento y mantenimiento de estos recintos acuosos, en lugar de dejar a la naturaleza encargarse de estas cuestiones.

La pesca y la acuicultura representan una fuente importante de empleo e ingreso de divisas para Panamá, lo que contribuye, directamente, al desarrollo económico del país y a la erradicación de la pobreza. Estas actividades productivas, además, contribuyen a la seguridad alimentaria de la población mediante el aprovisionamiento de productos con un alto contenido de proteínas (ARAP, 2017).

2.8.1. Efectos Contaminantes de los Efluentes Piscícolas en el Medio Ambiente

En la actividad piscícola se generan efluentes aparentemente diluidos; sin embargo, aportan contaminación por nutrientes, sólidos, materia orgánica y patógenos a los cuerpos receptores (Chaux et al., 2013). El vertimiento de estas aguas sin un tratamiento efectivo desmejora la calidad de agua del cuerpo receptor y por ende el ecosistema y la salud de los seres que se benefician de este recurso. Tales efluentes no son aptos para su reutilización en piscicultura, ni para vertimiento directo a cuerpos receptores

(Chaux et al., 2013). En el documento técnico; Orientaciones Técnicas para la Pesca Responsable (FAO, 2011), los residuos causan, entre otras cosas, la eutrofización de las aguas receptoras y también sedimentos anóxicos que son perjudiciales en el ecosistema, sin mencionar el escape de organismos cultivados y o parásitos que fomentan la competencia y transmisión de enfermedades, entre otras afectaciones no mencionadas. Los contaminantes en los efluentes piscícolas se dan principalmente por el aumento de materia orgánica generada por las excretas de los peces, el exceso de comida y algunas otras adiciones a los estanques.

2.9. Alternativas de Remediación de Efluentes Piscícolas

2.9.1. Humedales Artificiales (HA)

Los procesos utilizados para intentar depurar las aguas residuales principalmente son físicos, químicos y biológicos. Dentro de los procesos biológicos, los HA han funcionado bien para aguas residuales de tipo doméstico, aunque también han funcionado para aguas de origen industrial (Fenoglio, 2000). Los mismos se definen como sistemas que simulan una zona de transición entre el ambiente terrestre y el acuático, pero que son específicamente

construidos para el tratamiento de aguas residuales bajo condiciones controladas de ubicación, dimensionamiento y capacidad de tratamiento (Gerba et al., 1999).

Su bajo costo de instalación y mantenimiento, comparado con sistemas físicos, químicos y biológicos convencionales, constituye una de las ventajas de su utilización. Además, su diseño generalmente contribuye a la mejora del paisaje circundante. De acuerdo con Miranda (2000), los HA correctamente diseñados y construidos, pueden depurar las aguas municipales, industriales y las de lluvia, y son especialmente eficaces en la eliminación de contaminantes del agua, como son sólidos suspendidos, nitrógeno, fósforo, hidrocarburos y metales. Son una tecnología efectiva y segura para el tratamiento y recirculación del agua si se mantienen y operan adecuadamente.

Los componentes de un HA son las plantas, el sustrato y la población microbiana. Las plantas pueden ser de diferentes especies y hábitos de enraizamiento y entre sus principales funciones se encuentra la absorción de nutrimentos, la relación simbiótica que se establece con los microorganismos, el suministro de oxígeno y la filtración de partículas (Brix et al., 2001). El sustrato

es el soporte para las plantas y un medio de fijación para los microorganismos en el sistema y funciona como conductor hidráulico (Faulkner y Richardson, 1989). Por su parte, los microorganismos son la parte fundamental del funcionamiento de los HA, ya que de ellos depende la eficiencia en la remoción de los contaminantes: contribuyen a la degradación de la materia orgánica y a la transformación de compuestos nitrogenados y de fósforo contenidos en las aguas residuales, a compuestos más simples. El tipo de planta que se utilice es importante, pues en cada especie la capacidad de depuración del agua residual, la remoción de nutrientes específicos, de elementos traza y de compuestos potencialmente tóxicos como los metales pesados, es diferente.

2.9.2. Biorremediación

En las aguas residuales proliferan microorganismos que, con su metabolismo, en la mayoría de los casos contribuyen a aumentar los niveles de contaminación, al aumentar los niveles de elementos y compuestos que dañan la calidad del agua. El desarrollo de los microorganismos está ligado íntimamente a las condiciones ambientales, en particular con la temperatura, pH y oxígeno, este último no ocasiona muerte en los microorganismos anaeróbicos,

sino que inhiben su crecimiento (Pérez y Ramírez, 2008). De allí que es importante buscar mecanismos que ayuden a purificar las aguas de tal manera que puedan ser reutilizadas.

Por lo antes mencionado, en los últimos años se ha recurrido a la biorremediación, que en el agua es el uso de hongos y otros microorganismos para mejorar la calidad ambiental de la misma, mediante procesos como la degradación de los contaminantes. Los microorganismos utilizados para la remediación se alimentan de los contaminantes y los degradan mediante reacciones de oxidación y reducción (Villota, 2014). Unas de las comunidades microbianas que se utiliza en la biorremediación del agua son la mezcla de bacterias fototróficas, levaduras, bacterias productoras de ácido láctico y hongos de fermentación que descomponen la materia orgánica incluida en las aguas residuales, ayudando a disminuir la contaminación al medio ambiente (Canales y Sevilla, 2016).

Dentro de estas comunidades se encuentran *Lactobacillus acidophilus*, *Bacillos* ácido láctico y *Saccharomyces cerevisiae*. *L. acidophilus* son fermentadores, los cuales, de manera general crecen pobremente en presencia de O₂ y su crecimiento se ve favorecido con una concentración de CO₂ al 5%. Su temperatura óptima de crecimiento es de 30 – 40°C, pero pueden crecer en un rango de 5 a 53°C. El rango óptimo de pH para su crecimiento es 5.5 – 5.8 pero

en general pueden soportar e incluso crecer a pH inferiores y superiores, hasta un pH máximo de 7.8. De acuerdo con Canales y Martínez, (2010), los *Lactobacillus* son capaces de disminuir el pH del sustrato donde se encuentran por debajo del valor 4,0 mediante la formación de ácido láctico. De esta forma evitan o al menos disminuyen considerablemente el crecimiento de casi todos los otros microorganismos competidores, contribuyendo a mejorar la calidad del efluente.

Los *Bacillos* ácido-lácticos tienen la ventaja de poseer diversos mecanismos para asegurar su sobrevivencia ante condiciones físicas desfavorables. Su temperatura óptima de crecimiento es de 10 – 20°C. Por otro lado, respecto al pH óptimo de crecimiento es de 4 – 5.5 (Calvo y Zúñiga, 2010).

S. cerevisiae es un organismo eucariota capaz de sobrevivir en un rango relativamente amplio de valores de pH medio ambiental, aunque su crecimiento óptimo tiene lugar a pH ácidos (5.0 – 6.0), (Serrano, 2006). Se destacan por poseer alta eficiencia en la producción de etanol y elevada tolerancia al mismo. Estos microorganismos viven hasta un pH de 9 (Córdova y Germán, 2015).

Otros de los microorganismos utilizados en la biorremediación del agua es la *Trichoderma harzianun*, que se caracteriza por predominar en los ecosistemas terrestres (suelos agrícolas, pastizales, bosques y desiertos) y acuáticos (Zhang et al., 2005). Además, pueden colonizar distintos ambientes, debido a su alta capacidad reproductiva (Harman et al., 2004). Los requerimientos nutricionales de estos hongos filamentosos son mínimos, aunque su crecimiento es favorecido por la materia orgánica. Su humedad y temperatura óptimas de crecimiento se encuentran en un rango de 25 a 30°C. Sin embargo, se pueden adaptar y sobrevivir en condiciones extremas de temperatura, pH y salinidad.

2.9.2.1. Fitorremediación con Macrófitas

La fitorremediación del agua es el uso de especies vegetales para extraer, asimilar, transformar y descomponer ciertos contaminantes y poder así remediar agua proveniente de distintas fuentes. Esta metodología se ha comenzado a utilizar en los últimos años para resolver problemas de contaminación (Boglione et al., 2013). Las plantas acuáticas pueden ayudar a disminuir la concentración de nutrientes, metales pesados y derivados de hidrocarburos (Valero, 2006), a través de procesos físicos, químicos y biológicos que se

originan en el agua debido a la interacción entre suelo, planta, agua y contaminante (Loya, 2013).

Hay muchas especies de macrófitas que pueden ser usadas para la fitorremediación del agua, por ejemplo: *Azolla caroliniana* es un helecho acuático de alta velocidad de crecimiento, que se desarrolla en la superficie del agua y vive en simbiosis con el alga verde-azul *Anabaena azollae*, capaz de fijar grandes cantidades de nitrógeno atmosférico. Según la literatura internacional, la simbiosis *Azolla* y *Anabaena* aporta más de la mitad del nitrógeno necesario para el arroz; Si es usado en asociación, el cultivo del arroz disminuye las pérdidas de agua, nitrógeno, regula el pH y la temperatura del agua, reduce la proliferación de malezas y aumenta los rendimientos del cultivo (Castro y Novo, 2002). Además, ha sido empleada en la limpieza de acuíferos por su habilidad de fijar nitrógeno y remover el fósforo de los ecosistemas.

Otro ejemplo es: *Lemna minor* pequeñas macrófitas flotantes que se desarrollan muy bien en aguas estancadas o de corriente lenta. Su crecimiento es muy rápido, y constituyen en su hábitat natural, un alimento apreciado por peces, aves palmípedas, roedores y hasta por comunidades humanas (Coral, 2002). Estas plantas tienen la

capacidad de desarrollarse en un rango amplio de temperaturas, que varía entre 5 y 30°C, con un crecimiento óptimo entre los 15 y 18°C. Por otro lado, es bien conocida su habilidad de adaptación a iluminación variada. Se desarrolla sin problemas en lugares con altos niveles de nitrógeno y fosfatos, sin embargo, el hierro es un elemento limitante para su adecuado crecimiento y desarrollo.

2.10. Idiosincrasia de Macrófitas a Utilizar

2.10.1. Jacinto de Agua



Figura 2. *Jacinto de Agua.*

Fuente: tomada de tropical.theferns.info

Tabla 2. Clasificación taxonómica de *E. crassipes*

Clasificación Taxonómica de <i>Eichhornia crassipes</i>	
Reino	Vegetal
Clase	<i>Liliopsida</i>
Orden	<i>Pontederiales</i>
Familia	<i>Pontederiaceae</i>
Género	<i>Eichhornia</i>
Especie	<i>Crassipes</i>

Fuente: (Jaramillo y Flores, 2012).

2.10.1.1. Morfología de la Planta

Tiene un ancho de 3-12 cm, es de color verde intenso y sus flores son de diferentes colores (Rojas et al., 2019). Perenne, con hojas sumergidas lineares, y las emergidas, entre obovadas y redondeadas, provistas de pequeñas hinchazones que facilitan la flotación; flores de color azulado más o menos claro o bien lilácea (Bianchini y Carrara, s.f.).

2.10.1.2. Época de floración

Julio-Octubre (Bianchini y Carrara, s.f.).

2.10.1.3. Hábitat en su Área de Introducción

E. crassipes, comúnmente llamada Jacinto de agua, tiene su origen en la región amazónica, desde varios años está extendida en prácticamente todas las zonas tropicales acuáticas del planeta (Valero, 2006). Semi sombra (Bianchini y Carrara, s.f.).

2.10.1.4. Reproducción.

Mediante división de rizomas (Bianchini y Carrara, s.f.). Puede duplicar su tamaño en diez días, durante ocho meses de crecimiento una sola planta es capaz de reproducir 70,000 plantas hijas, que pueden llegar a medir 0.5 a 1.5 metros desde la parte superior hasta la raíz (Romero, 2004), esto puede suponer un problema en ambientes naturales, esta especie es considerada una maleza incontrolable por su impresionante productividad (Valero, 2006).

2.10.1.5. Funcionalidad en la Fitorremediación de Aguas

Desde otra perspectiva, haciendo referencia al punto anterior, su agresividad reproductiva puede suponer una ventaja en ambientes controlados con fines fito-remediadores y es una de las especies

acuáticas más estudiadas, debido a sus características depuradoras y facilidad de proliferación, especialmente en regiones tropicales y subtropicales. La macrófita *Eichhornia crassipes* es una especie de tipo emergente reconocida porque tiene la capacidad de eliminar altas concentraciones de contaminantes del agua. Esta planta macrófita, ha resultado ser justamente una de las más eficientes en la remoción de nutrientes y materia orgánica del agua residual por su elevada tasa fotosintética. También se han observado reducciones en la concentración de bacterias de los efluentes, por acumularse alrededor de las raíces, lo cual puede convertir a la biomasa en una fuente de contaminación, en cuyo caso se requiere un manejo cuidadoso en su cosecha (Valero, 2006).

Múltiples investigaciones han demostrado que dicha planta tiene la capacidad de eliminar hasta el 97% de materia orgánica expresada como DBO, sólidos suspendidos, 99% de nitrógeno y entre el 60-65% de fósforo, así como organismos patógenos, sustancias tóxicas e incluso metales pesados. En la misma investigación, la autora menciona que la eficiencia de la remoción es dependientes a características como; condiciones climáticas, particularidades de la laguna donde se encuentran, ya sea profundidad, caudal,

concentración de agua residual y tiempo de retención hídrica (Valero, 2006).

2.10.2. Lechuga de Agua



Figura 3. *Lechuga de Agua.*

Tabla 3. Clasificación taxonómica de *P. stratiotes*

Clasificación Taxonómica de <i>Pistia stratiotes</i>	
Reino	Plantae
Clase	<i>Liliopsida</i>
Orden	<i>Alismatales</i>
Familia	<i>Araceae</i>
Género	<i>Pistia</i>
Especie	<i>Stratiotes</i>

Fuente: (Romero, 1965).

2.10.2.1. Morfología de la Planta

Monocotiledónea perenne, flotante, con hojas gruesas y suaves, obovadas o espatuladas, que forman una roseta. Estas pueden alcanzar 14 cm de largo y presentan venas paralelas y pelos cortos que atrapan burbujas de aire. Sus raíces sumergidas cuelgan de la roseta de hojas. Posee estolones y forma colonias densas. Se reproduce de forma vegetativa muy rápidamente y también mediante semillas. Florece de junio a septiembre. (Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (s.f.).

2.10.2.2. Época de floración

Primavera-finales de verano (Bianchini y Carrara, s.f.).

2.10.2.3. Hábitat en su Área de Introducción

Masas de agua. Vive en ríos, lagos, zonas húmedas y otras masas de agua. Prefiere temperaturas cálidas, entre 22 y 30°C (aunque puede vivir entre 15 y 35°C), así como aguas ligeramente ácidas como el pH 6.5 a 7.2 (Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, s.f.).

2.10.2.4. Reproducción.

“Su reproducción es rápida, las plantas botan sus semillas al fondo del agua (tierra) en un periodo de 10 a 12 días, las nuevas plantitas suben a la superficie multiplicándose en gran número” (Romero, 1965).

Valero (2006), afirma que esta planta macrófita tolera las bajas temperaturas, en contraste con la *E. crassipes*, los costos de cosecha de esta son menores, además el coste de convertirlas en

subproducto tales como; biogás o para alimentación animal, son más bajos.

2.10.2.5. Funcionalidad en la Fitorremediación de Aguas

Cada vez son más los estudios de la macrófita *P. stratiotes* por sus especiales características fitorremediadoras aplicadas a la biorremediación de aguas. Sooknah y Wilkie (2004), evaluaron la capacidad de tres especies de plantas macrófitas (*Hydrocotyle umbellata*, *E. crassipes* y *P. stratiotes*) y su efecto biorremediador en efluentes de lechería, con el objetivo de remover nutrientes de estiércol, digerido anaeróbicamente en dilución 1:2 con agua de grifo. En los resultados obtenidos observaron que la *E. crassipes* fue mayor que el de la *P. stratiotes*, luego de un período experimental de 31 días de tratamiento. Sin embargo la *P. stratiotes* logro una eficacia del 80% en cuanto a remoción de nitrógeno total Kjeldhal y nitrógeno amoniacal, que las otras dos especies macrófitas (Sooknah y Wilkie, 2004).

Akinbile y Yusoff (2012), realizaron un estudio en Malasia para evaluar cómo el jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*) y la lechuga de agua (*Pistia stratiotes*) para tratar las aguas residuales de una granja de peces. Se midieron diferentes aspectos del agua, como su

acidez (pH), su claridad (turbidez), la cantidad de oxígeno disuelto (DO), la cantidad de oxígeno que se consume químicamente (DQO), la cantidad de oxígeno que se consume biológicamente (DBO), y otros compuestos como el amoníaco, el nitrato y el fósforo.

Durante 30 días, se estableció un sistema donde se cultivaron plantas frescas de jacinto de agua y lechuga de agua. Los resultados mostraron que ambas plantas ayudaron a mejorar la calidad del agua de manera significativa. Por ejemplo, la turbidez del agua, que es la cantidad de partículas suspendidas en ella, disminuyó considerablemente. Con el jacinto de agua, la reducción fue de alrededor del 85%, y con la lechuga de agua, la reducción fue aún mayor, cercana al 93%. El nitrógeno total de Kjeldahl (NTK) es una medida que combina el amoníaco y el nitrógeno orgánico en el agua. Los resultados mostraron que tanto el jacinto de agua como la lechuga de agua contribuyeron a reducir este componente en el agua de manera efectiva. Las mayores reducciones se observaron en el tercer y cuarto semana del estudio, con porcentajes de reducción del 85% al 92%. En cuanto al amoníaco en el agua, se encontró que tanto el jacinto de agua como la lechuga de agua ayudaron a eliminarlo. Con el jacinto de agua, se logró una reducción de hasta el 96% en la tercera semana, y con la lechuga de agua, una reducción de hasta el 92%. Estos resultados demostraron que

ambas plantas tienen un alto potencial para limpiar el agua de compuestos dañinos. En resumen, este estudio en Malasia reveló que tanto el jacinto de agua como la lechuga de agua son efectivos para tratar las aguas residuales de la acuicultura. Estas plantas lograron reducir la turbidez, eliminar el exceso de nitrógeno y amoníaco, mejorando así la calidad del agua de manera impresionante. Esto sugiere que la fitoremediación con estas plantas podría ser una solución valiosa para mejorar la gestión de las aguas en la acuicultura y otros entornos.

Meza et al. (2013), en su estudio sobre la bioabsorción de Pb (II) Y Cr (III) usando la planta acuática *P. stratiotes*, bajo la metodología de utilización de efluente sintético que consistía en la mezcla de agua desionizada con la que se disolvió el metal de estudio a la concentración requerida, y el fertilizante comercial, garantizando así la nutrición de la planta durante la experimentación. Se realizaron cinco ensayos: i) Pb (II) 1 mg/L, ii) Pb (II) 5 mg/L, iii) Cr (III) 4 mg/L, iv) Cr (III) 6 mg/L y v) Mezcla Pb (II) 5 mg/L y Cr (III) 4 mg/L. Las soluciones se prepararon a partir de las sales $Pb(NO_3)_2$ y $Cr(NO_3)_3 \cdot 9H_2O$ de grado analítico (MERCK®). En cada ensayo se usaron sistemas control (sin plantas). En ella también se utilizaron unidades experimentales hechos de cubetas de vidrio, provistas de 10 plantas de *P. stratiotes* y un volumen de efluente sintético de 10

L. Cada ensayo se realizó por triplicado, obteniéndose 15 unidades experimentales y 15 como control. Una vez conformados los sistemas, cada 24 h se procedió a coleccionar 25 mL de efluente tratado durante 15 d, para realizar los análisis de laboratorio correspondientes. La cantidad de efluente retirado era repuesto con efluente sintético fresco diariamente. La pérdida de agua por evaporación era restituida con agua desionizada. Antes de realizar la toma de las unidades experimentales fueron dispuestos sobre una superficie plana a la intemperie durante el periodo de ensayo, protegidos de la lluvia. La temperatura ambiente promedio fue de $31,2 \pm 1,5^{\circ}\text{C}$, para obtener como resultado la comprobación de la eficiencia de la planta acuática *P. stratioides* para la remoción de los metales pesados Pb (II) y Cr (III), en efluentes sintéticos a diferentes concentraciones, obteniéndose porcentajes de remoción superiores al 70%, cuando los metales se encontraban de forma individual en el efluente. Los mayores porcentajes de remoción se presentaron para la concentración de 5 mgPb (II)/L (81,3%).

Por su parte, López y Aguilera (2018), se refieren a La lechuga de agua (*P. stratiotes*), es una planta hiperacumuladora, se ha empleado en la fitorremediación de sitios contaminados con Cr, Cu, Cd y Hg.

2.11. La Medición de Parámetros Fisicoquímicos del Agua

Basándonos en lo dicho por Romero et al. (2009), en cuanto a la medición de calidad de aguas, y la FAO (s.f.), en su documento titulado “Mejora de la Calidad de Agua en los Estanques”, en un acuario o estanque hay ciertos parámetros que deben ser monitoreados constantemente a fin de evitar que sus niveles aumenten o disminuyan. Por esta razón en esta investigación se consideraron los siguientes parámetros a medir; temperatura(T°), oxígeno disuelto (OD), nitritos-nitratos, amoníaco, fosfato, pH, biomasa, coliformes fecales y totales.

La medida de OD puede usarse como indicador del grado de contaminación orgánica, de la tasa de degradación de sustancias orgánicas e inorgánicas susceptibles de ser oxidadas) y de la capacidad de autodepuración de corrientes superficiales (Comunidad Andina [CAN], 2005). El pH es otro de los parámetros importantes a tomar en cuenta para la biorremediación de las aguas que tienen el fin de volver a ser utilizables y/ o devueltas a masas de aguas. La FAO (s.f.), en su documento “Mejora de la Calidad de Agua en los Estanques”, menciona que el pH puede afectar de diversas maneras a los vegetales y animales que viven en un determinado ecosistema. Por otro lado la temperatura (T°)del agua tiene su importancia en que esta incide sobre la respiración de los peces, ya que cuanto más caliente está el agua, menos oxígeno disuelto puede contener (FAO, s.f.). El OD y la T° están relacionados entre sí. En cuanto a los fosfatos es otro elemento importante para la estructura y función celulares, en comparación con el nitrógeno, la abundancia es diez veces menor, pero su efecto sobre la eutrofización es mucho

mayor, pues cantidades del orden de milésimas de miligramo, pueden activar crecimientos de fitoplancton que afectan significativamente la estructura y funcionamiento del ecosistema acuático (Roldán, 2003). Se tomó en cuenta los nitritos-nitratos y el amoníaco, porque hacen parte fundamental de las proteínas y son las formas más comunes del nitrógeno (Roldán, 2003). De ahí su importancia para los seres vivos. Un exceso de nitrógeno desencadena un proceso de eutrofización, el cual se manifiesta por un crecimiento masivo de algas y plantas acuáticas. Bajo estas condiciones, el ecosistema sufre cambios drásticos en los ciclos día-noche, y se provoca una fuerte reducción en la diversidad de especies (Roldán, 2003). Los coliformes fecales y totales son parámetros microbiológicos fundamentales para verificar la calidad que tienen las aguas (Dirección General de Salud Ambiental e inocuidad Alimentaria, s.f.), pueden hallarse tanto en heces como en el medio ambiente, por ejemplo aguas ricas en nutrientes, suelos, materias vegetales en descomposición. También hay especies que nunca o casi nunca se encuentran en las heces pero que se multiplican en el agua. Su presencia indicaría ineficiencia en el tratamiento de aguas y de la integridad del sistema de distribución, por ingestión o inhalación puede ocasionar gastroenteritis, por contacto infección a la piel, ojos y oído (Dirección General de Salud Ambiental e inocuidad Alimentaria, s.f.).

CAPÍTULO 3

MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. Metodología

3.1.1. Selección del Área de Estudio

El estudio se realizó en la ciudad de David, comunidad de Brisas del Río (Figura 3), situada sobre una planicie costera a 3 kilómetros del océano pacífico, entre las coordenadas 8° 24' 11.13" N y 82° 24' 22.37" E. En general, las temperaturas promedio en febrero y marzo suelen oscilar entre los 22.8 °C, y 35.6 °C. (ETESA, 2021).

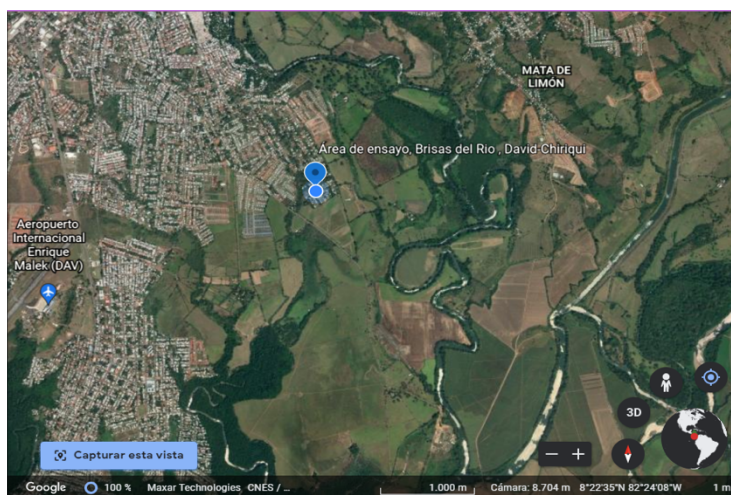


Figura 4. Ubicación del ensayo en la barriada Brisas del Río.

Fuente: Tomada de Google Earth (s.f.).

3.1.2. Unidades Experimentales

El sistema experimental estuvo integrado por nueve unidades rectangulares de vidrio (tinajas-peceras), con dimensiones de 0,76 m x 0,34 m x 0,43 m (largo, ancho, alto), y una capacidad individual de 113.56 L. en el experimento, se utilizó un volumen útil de 76 L.

3.1.3. Elección de las Especies

Se utilizaron tres tratamientos por triplicado, evaluando dos especies de plantas acuáticas flotantes: *P. stratiotes*, *E. crassipes*, y el tercer tratamiento fue el testigo el cual no tuvo plantas. La elección de las plantas se realizó basado en la adaptabilidad de los individuos a diversas condiciones climáticas, como lo sugirió (Alahuhta et al., 2010), y también su resistencia frente a plagas y enfermedades, y la facilidad de su manejo (Shah et al., 2015). La especie *E. crassipes* fue colectada en el corregimiento de Volcán en una laguna natural y *P. stratiotes*, en el distrito de Alanje en un sistema acuícola.

3.1.4. Recolección de Efluentes Piscícolas en ARAP (Estación Dulce acuícola Ricardo Ríos) en el Distrito De Gualaca

Para la investigación se colectó el efluente de la Estación Dulce acuícola Ricardo A. Ríos en Gualaca Chiriquí, la recolección se dio en tanques de 60 galones, previamente lavados con agua y jabón.

3.1.5. Aclimatación de las Macrófitas

Las raíces de las plantas se lavaron con agua del grifo para eliminar suciedad adherida y fueron colocadas en recipientes plásticos por separado por un periodo de 15 días hasta su transferencia a las unidades experimentales.

3.1.6. Fase Experimental

La biomasa inicial de *P. stratiotes*, fue 120.2 ± 0.36 gramos (Media \pm Error Experimental) por tratamiento y de *E. crassipes* 120.5 ± 1.01 gramos por tratamiento. Los muestreos de las variables fisicoquímicas y biológicas se realizaron los días 0, 8, 16, 24 y 32 a las 4:00-6:00 pm, mientras que los coliformes fecales y coliformes totales, fueron medidos entre las 9:00-11:00 am.

3.1.7. Variables Fisicoquímicas

Las variables fisicoquímicas como: temperatura, oxígeno disuelto (OD), pH, fueron evaluadas utilizando un equipo multiparámetro YSI 556 (HANNA®). Adicionalmente se determinó amoniacó NH_3 , amonio NH_4^+ , Nitrito NO_2^- , nitrato NO_3^- y fosfato PO_4^{3-} , empleando un

fotómetro HI 83306 (HANNA®). Además, nitrito y nitrato fueron evaluados por métodos colorimétricos (API®).

3.1.8. Variables Biológicas

Muestras de 100 mL de agua por unidad experimental debidamente etiquetadas fueron transportadas al Laboratorio de Aguas y Servicios Fisicoquímicos (LASEF) de la Universidad Autónoma de Chiriquí, para la evaluación del número más probable de bacterias coliformes fecales y coliformes totales.

3.1.9. Diseño Experimental

Se utilizó un modelo factorial en un diseño completamente al azar.

El modelo se detalla a continuación:

$$Y_{ijk} = \mu + A_i + B_j + (A_i * B_j)_k + E_{ijk}$$

Donde:

Y_{ijk} Es la variable de respuesta (variables fisicoquímicas y microbiológicas)

μ es la media general.,

A_i : Tratamientos (control, *P. stratiotes* y *E. crassipes*).

B_j : Tiempo de medición en días (0, 8, 16, 24, 32).

$(A_i * B_j)_k$: Tratamientos y tiempo de medición.

E_{ijk} : Es el residuo o error observado.

3.1.10. Análisis Estadístico

Todos los datos se ingresaron en una hoja de Microsoft Excel® (2021) para su procesamiento y el análisis estadístico se realizó con el software R con un ambiente de desarrollo integrado RStudio (R version 4.0.4 (2021-02-15), RStudio, Inc), y el software Statistica versión 10 (Stat Sofv 10) y los gráficos mediante Graph Pad Prism V.9.0.0 (San Diego, CA, USA). Las variables fueron evaluadas por los supuestos de normalidad con la prueba de Shapiro-Wilk y la prueba de homogeneidad de varianzas con la prueba de Levene. Cumplidos ambos supuestos las variables se analizaron con ANOVA y corregidas con la prueba Post-hoc apropiada. Las variables que no cumplieron uno o ambos supuestos se analizaron con la prueba no paramétrica de kruskal-Wallis y corregidas por la prueba de Dunn´s. Se utilizó la prueba de Friedman para ver el comportamiento individual de cada uno de los tratamientos en el tiempo. Diferencias entre tiempos comparados con el tiempo cero fueron corregidas con la prueba de Dunn´s. Los resultados se expresaron como media \pm EE (Error estándar). Se empleó un alfa de $p < 0.05$.

CAPÍTULO 4

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Resultados

De forma general las plantas macrófitas mostraron valores significativamente diferentes de oxígeno disuelto, pH y coliformes fecales ($U=110.0$, $p=0.005$; $U=115.0$, $p=0.008$; $U=115.0$, $p=0.005$, respectivamente, Figura 5 a-c), temperatura ($t=516.30$, $p<0.001$, Figura 5 d), respecto al control. No se encontraron diferencias del uso de plantas macrófitas en la concentración de amoníaco, fosfato y en las unidades formadoras de colonias de coliformes totales ($U=199.5$, $p=0.54$; $U=186.0$, $p=0.35$; $U=185.0$, $p=0.34$, respectivamente).

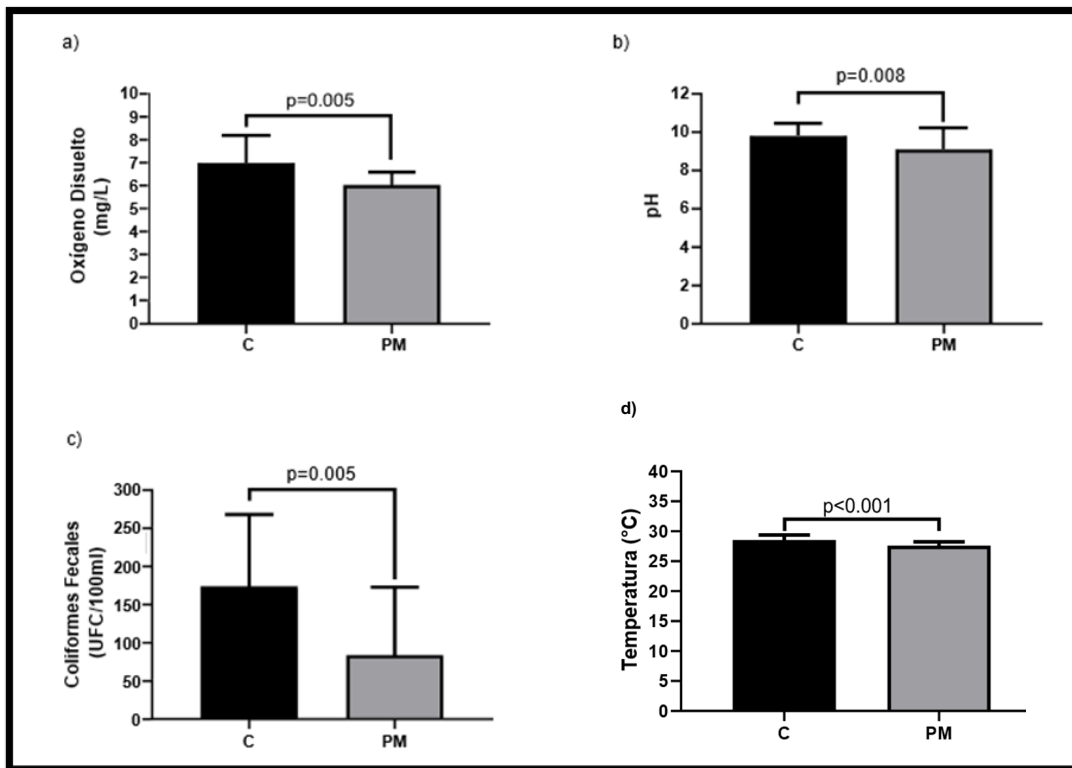


Figura 5. Media \pm (EE), de los valores de oxígeno disuelto (a), pH (b), coliformes fecales (c) y temperatura (d).

4.1.1. Temperatura

ANOVA muestra que existen diferencias significativas en la temperatura de los tratamientos estudiados ($F(2,42) = 8.97, p < 0.001$). La prueba de Tukey (Figura 6), muestra que el control es diferente de *E. crassipes* ($p = 0.003$) y *P. stratiotes* ($p = 0.001$). Las dos macrófitas no mostraron diferencias entre sí ($p > 0.05$).

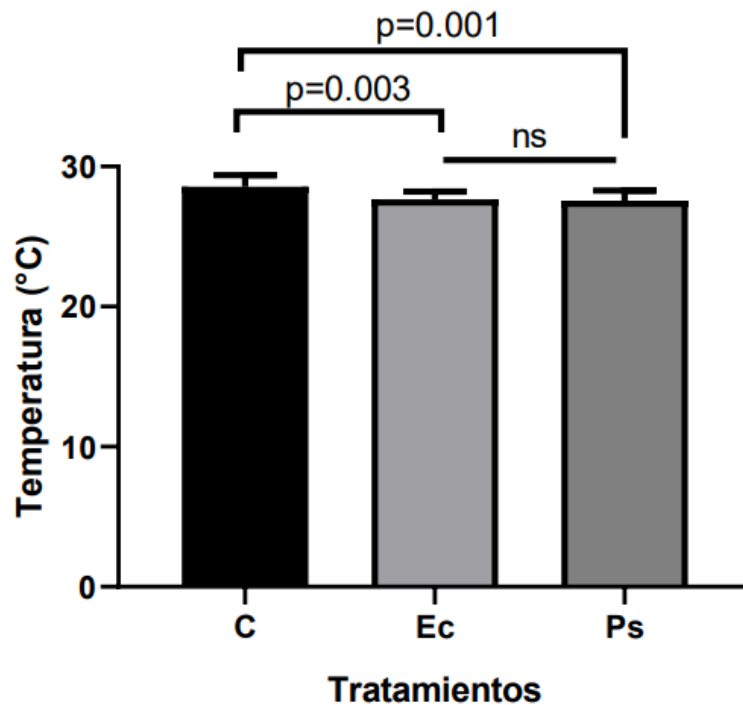


Figura 6. Media \pm (EE), de la temperatura entre tratamientos.

Existe diferencia significativa en la temperatura de acuerdo con el tiempo de muestreo ($F_{(4,40)} = 3.14, p = 0.02$). La prueba de Tukey no muestra diferencias significativas entre los tratamientos en las fechas muestreadas comparados contra el tiempo cero ($p > 0.05$). ANOVA de dos factores muestra que existe diferencia significativa en la interacción tratamiento versus tiempo ($F_{(8,30)} = 40.06, p < 0.001$). La prueba de Tukey muestra que el control es diferente de ambas macrófitas al tiempo 8 y 32 ($p < 0.001$). El control es diferente de *P. stratiotes* en el tiempo 24 ($p < 0.001$, Figura 7).

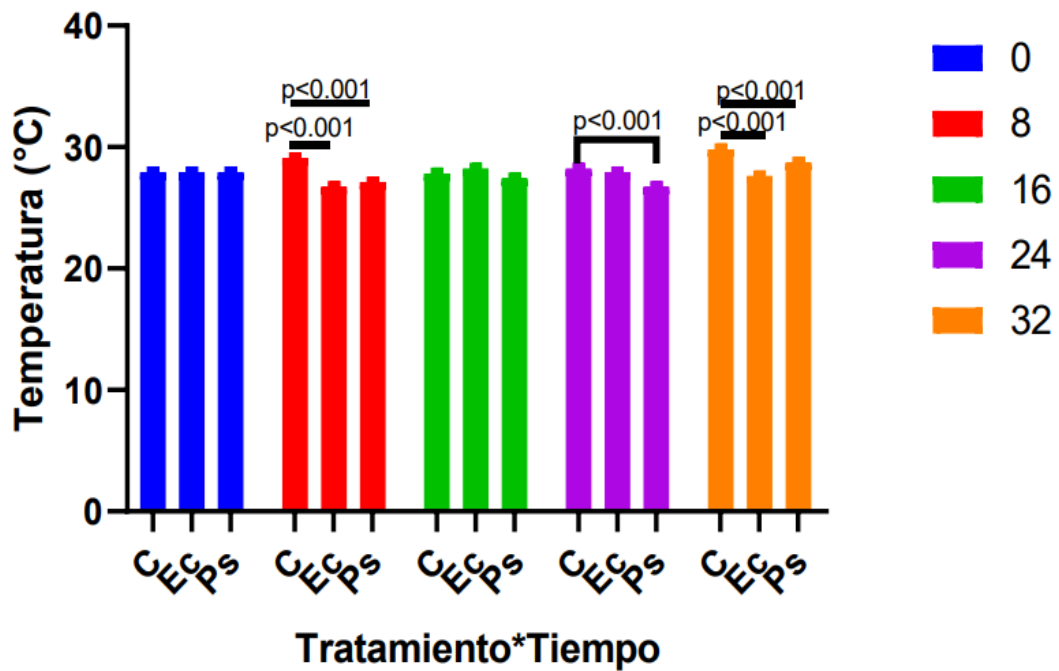


Figura 7. Media \pm (DE), de la temperatura de los diferentes tratamientos en los tiempos muestreado

ANOVA de medidas repetidas, muestra la existencia de diferencias significativas en la temperatura del control, en las diferentes fechas muestreadas ($F(4,10) = 55.00, p < 0.001$). La prueba de Holm-Sidak (Figura 8 a), muestra que existe diferencias significativas entre los tiempos 8 y 32 comparados con el día 0 ($p > 0.001$; $p < 0.001$, respectivamente). Existe diferencia significativa de la temperatura en las diferentes fechas de muestreo realizadas a la macrófita *E. crassipes* ($F(4,10) = 24.98, p < 0.001$). La Figura 8 b, muestra los resultados de la prueba de Holm-Sidak, donde existe diferencia significativa entre el tiempo 8 y el tiempo 0 ($p < 0.001$). Existe diferencia significativa de la temperatura en las diferentes fechas de muestreo realizadas a la macrófita *P. stratiotes* ($F(4,10) = 44.00, p < 0.001$). La prueba de Holm-Sidak (Figura 8 c) muestra que existe diferencias significativas entre los tiempos 8, 16, 24 y 32 comparados con el control ($p = 0.001$; $p = 0.01$; $p < 0.001$; $p = 0.001$, respectivamente)

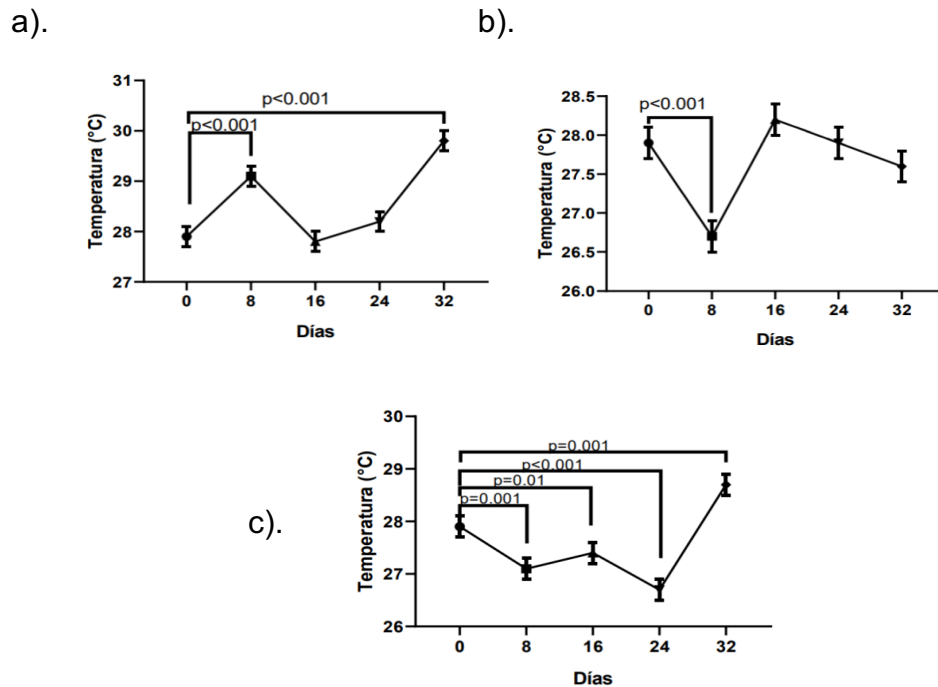


Figura 8. Media \pm (EE), de los cambios en la temperatura del control (a), *E. crassipes* (b), *P. stratiotes* (c), durante los diferentes tiempos de muestreo.

4.1.2. Amoniaco

Los resultados indican que no existen diferencias en la concentración de amoníaco entre los tratamientos estudiados (K-W=0.23, p=0.88). Existe diferencia en la concentración de amoníaco en los tiempos de muestreo (K-W=33.73, p<0.001). Existe un incremento en la concentración de amoníaco en el día 24 y 32 con respecto al día 0 (Dunn's p=0.02, p=0.004, respectivamente, ver Figura 9). Existe una interacción significativa entre plantas y tiempo (K-W=40.46, p<0.001). La prueba de comparaciones múltiples de

Dunn´s no revela diferencias entre tratamientos en cada uno de los tiempos evaluados ($p>0.05$).

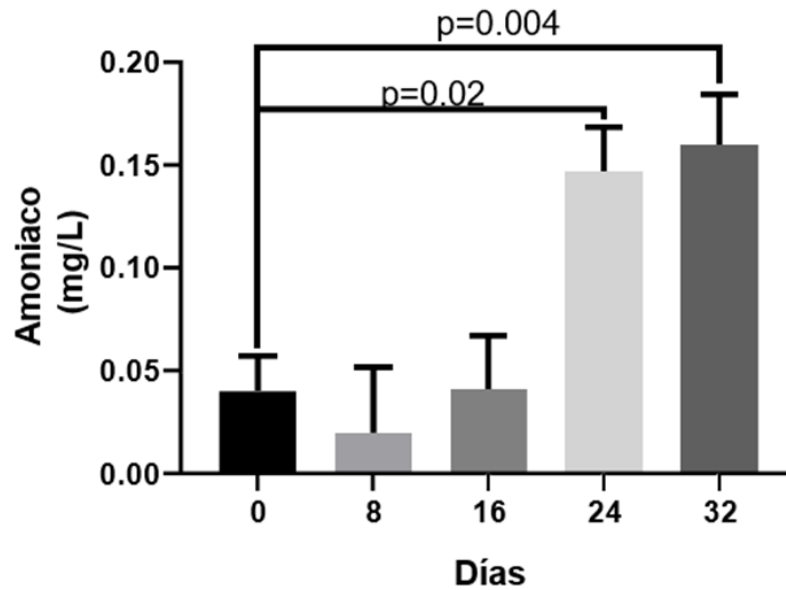


Figura 9. Media \pm (EE), de la concentración de amoniaco por tiempo entre tratamientos.

La prueba de Friedman muestra que las concentraciones de amoniaco son significativamente diferentes en el control ($H=10.18$, $p=0.01$), *E. crassipes* ($H=12.00$, $p<0.001$) y *P. stratiotes* ($H=10.93$, $p=0.002$) durante el tiempo de estudio. Ninguno de los tratamientos mostró diferencia en la concentración de amoniaco en los tiempos de muestreo y su control (Dunn´s $p>0,05$).

4.1.3. Nitrito-Nitrato.

Nitrito y nitrato mostraron valores de 0 mg/L en los tratamientos y tiempos de medición estudiados.

4.1.4. Fosfato

La prueba de Kruskal Wallis muestra que no existe diferencias en la concentración de fosfato entre los tratamientos (K-W=2.12, p=0.34). Existen diferencias significativas en los tiempos de muestreo (K-W=16.50, p=0.002). La prueba de comparaciones múltiples de Dunn's, no revela diferencias entre tiempos de muestreo comparados con el control (p>0.05). Existe una interacción significativa entre plantas y tiempo (K-W=36.55, p<0.001). La prueba de comparaciones múltiples de Dunn's no revela diferencias entre tratamientos en cada uno de los tiempos evaluados (p>0.05).

La prueba de Friedman muestra que las concentraciones de fosfato no son significativamente diferentes en el control (H=7.728, p=0.14), no así en *E. crassipes* (H=10.14, p=0.008) y *P. stratiotes* (H=10.90, p=0.002) durante el tiempo de estudio. Sin embargo, ninguno de los tratamientos mostró diferencia en la concentración de fosfato entre los días de muestreo y su control (Dunn's p>0,05).

4.1.5. Oxígeno disuelto

Existen diferencias significativas entre tratamientos respecto a la concentración de oxígeno disuelto (K-W=8.54, $p=0.01$). La prueba de comparaciones múltiples de Dunn's muestra que existen diferencias significativas entre el control y *P. stratiotes* ($p=0.01$), no así, entre el control y *E. crassipes* ($p=0.15$), tampoco entre *P. stratiotes* y *E. crassipes* (Figura 10).

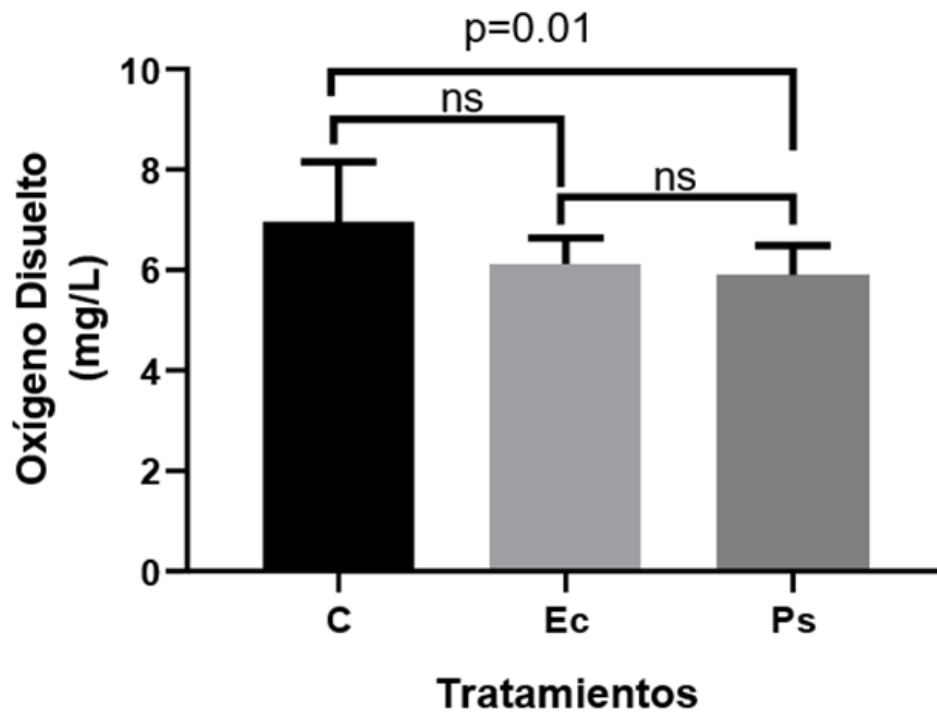


Figura 10. Media \pm (EE), de la concentración de oxígeno disuelto entre tratamientos.

En los tratamientos estudiados, se observaron diferencias significativas en cada tiempo de muestreo (K-W=21.84, $p<0.001$). La prueba de comparaciones múltiples de Dunn's, revela una diferencia significativa en la concentración de oxígeno disuelto el día 32 comparado con el tiempo 0 ($p<0.001$). Existe una interacción significativa entre plantas y tiempo (K-W=38.09, $p<0.001$). La prueba de comparaciones múltiples de Dunn's no revela diferencias entre tratamientos en cada una de los tiempos muestreados ($p>0.05$).

La prueba de Friedman muestra que las concentraciones de oxígeno disuelto no son significativamente diferentes en el control ($H=$, $p>0.05$). *E. crassipes* muestra diferencias significativas en el contenido de oxígeno durante los tiempos de muestreo ($H=12.0$, $p<0.001$). La prueba de comparaciones múltiples de Dunn's (Figura 11 a), muestra diferencias en el contenido de oxígeno disuelto entre el día 32 y el día 0 ($p=0.07$). *P. stratiotes* muestra diferencias significativas en el contenido de oxígeno durante los tiempos de muestreo ($H=12.0$, $p<0.001$). La prueba de comparaciones múltiples de Dunn's (Figura 11 b) muestra diferencias en el contenido de oxígeno disuelto entre el día 32 y el día 0 en *P. stratiotes* ($p=0.007$).

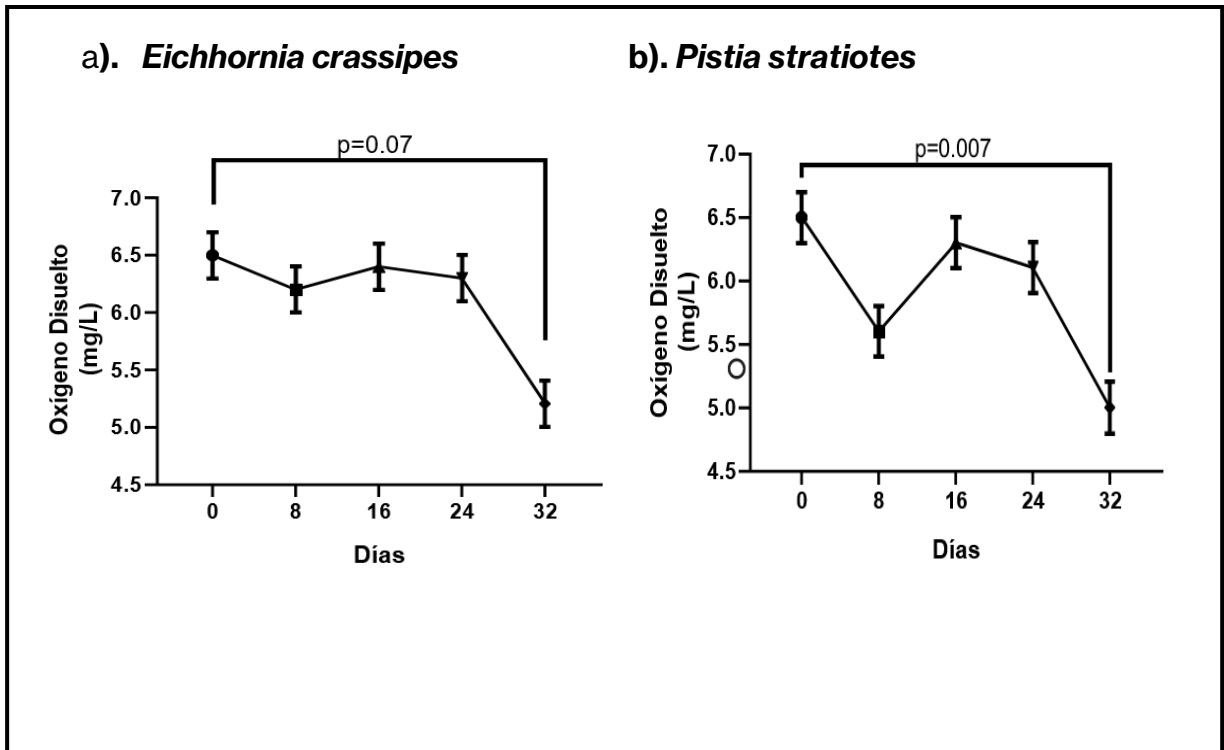


Figura 11. Media \pm (EE), de la concentración de oxígeno disuelto en *E. crassipes* (a), y *P. stratiotes* (b).

4.1.6. pH

Existen diferencias significativas entre los tratamientos en el pH (K-W=9.99, $p=0.006$).

La prueba de correcciones múltiples de Dunn´s muestra una reducción significativa del pH en *E. crassipes* frente al control ($p=0.004$), no existen diferencias significativas entre el control y *P. stratiotes* ($p=0.45$), ni entre ambas macrófitas ($p=0.25$, Figura 12).

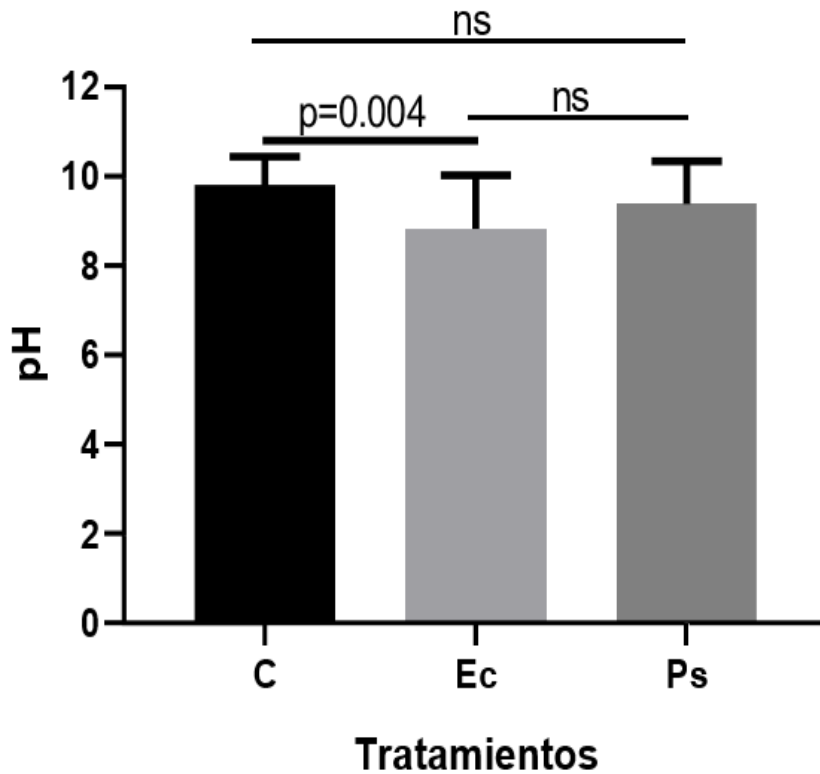


Figura 12. Media \pm (EE), de pH en los tratamientos.

Existen diferencias significativas en los tiempos de muestreo (K-W=27.78, $p < 0.001$). La prueba de comparaciones múltiples de Dunn's revela diferencias significativas en los días 8, 24 y 32 comparados con el tiempo 0 ($p < 0.004$, $p < 0.001$, $p < 0.001$). No se encontró diferencia entre el día 16 y el control ($p > 0.28$). Existe una interacción significativa entre plantas y tiempo (K-W=40.34, $p < 0.001$). La prueba de comparaciones múltiples de Dunn's no revela diferencias entre tratamientos en cada una de las fechas de muestreo ($p > 0.05$).

La prueba de Friedman muestra que el pH es significativamente diferente en los muestreos realizados en el control (H=12.0, $p < 0.001$). Existe diferencia en el tiempo 24 comparado con el tiempo 0 en el control (Dunn's $p > 0,007$). El pH es significativamente diferente en los muestreos realizados *E. crassipes* (H=10.4, $p = 0.005$). Existe diferencia en los tiempos 8 y 32 comparado con el tiempo 0 (Dunn's $p = 0.03$, $p = 0.03$). El pH es significativamente diferente en los muestreos realizados a *P. stratiotes* (H=11.47, $p > 0.001$), y se muestra que existen diferencias entre el día 24 y el día 0 (Dunn's $p = 0.007$). (Figura 13 a-c).

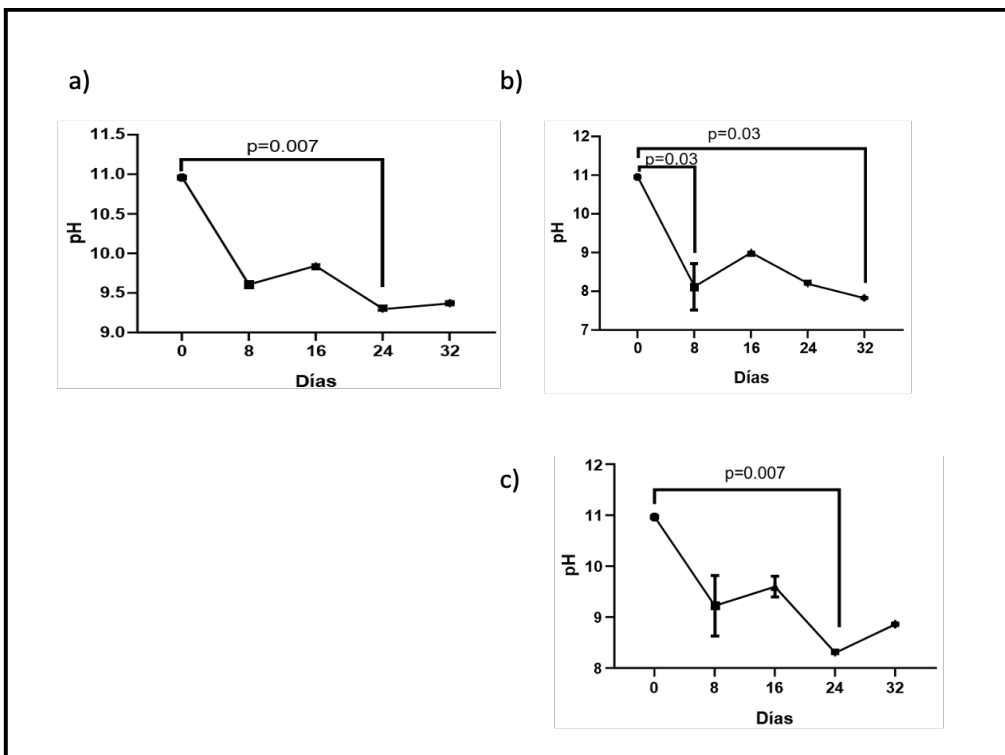


Figura 13. Media $d \pm (EE)$, de los valores del pH del control (a), *E. crassipes* (b) *P. stratiotes* (c), durante los días de observación.

4.1.7. Coliformes Totales

No existen diferencias significativas en los coliformes totales entre los tratamientos estudiados ($K-W=1.99$, $p=0.36$). Existen diferencias significativas en las unidades formadoras de colonias/100 mililitros en los tiempos muestreados ($K-W=32.41$, $p<0.001$). La prueba de Dunn´s revela diferencias significativas entre el tiempo 16, 24 y 32 comparados con el tiempo 0 ($p=0.01$; $p=0.002$; $p=0.001$, respectivamente, Figura 14). No existe diferencia entre el tiempo 8 y el tiempo 0 ($p>0.05$).

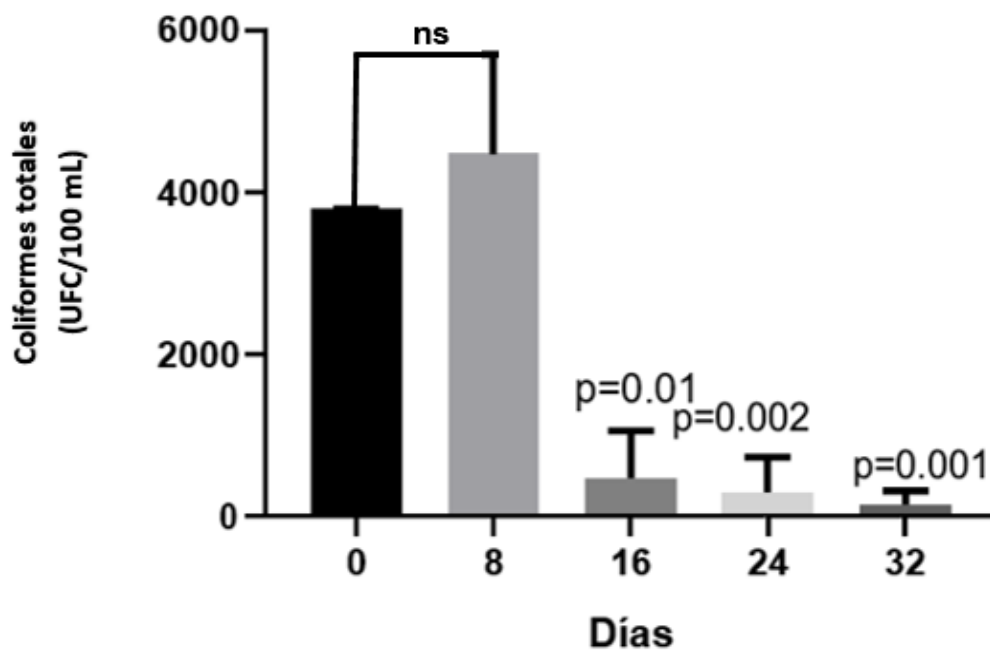


Figura 14. Media \pm (DE), de las Unidades Formadoras de Colonias durante los días de muestreo.

Existe interacción significativa entre tratamientos y el tiempo de muestreo (K-W=42.68, $p < 0.001$). La prueba de comparaciones múltiples de Dunn's no muestra diferencias entre los tratamientos por fechas de muestreo ($p > 0.05$).

El control en la prueba de Friedman muestra diferencias significativas en los tiempos de muestreo ($H=12.0$, $p < 0.001$). No se encontró diferencias entre los tiempos de muestreo y el tiempo 0 (Dunn's $p > 0,05$). Existe diferencias significativas en los tiempos de muestreo en *E. crassipes* ($H=12.0$, $p < 0.001$). La prueba de comparaciones múltiples de Dunn's, revela diferencias significativas entre el día 16 y el tiempo 0 ($p=0.02$, Figura 15 a). *P. stratiotes* en la prueba de Friedman muestra diferencias significativas en los tiempos de muestreo ($H=12.0$, $p < 0.001$). Existe diferencia en el tiempo 24 comparado con el tiempo 0 (Dunn's $p=0.007$, Figura 15 b).

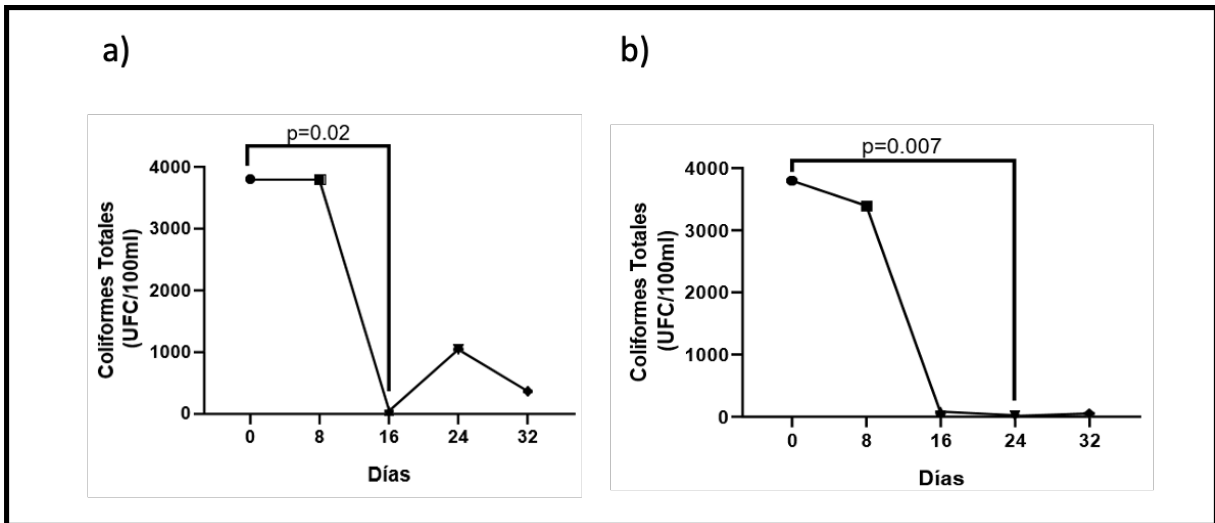


Figura 15 . Media \pm (EE), de las Unidades Formadoras de Colonias en *E. crassipes* (a) y *P. stratiotes* (b) durante las fechas de muestreo.

4.1.8. Coliformes Fecales

Existen diferencias significativas en las unidades formadoras de colonias/100 mililitros entre los tratamientos (K-W=8.01, $p=0.01$). La Figura 16, muestra que existen diferencias significativas entre el control y *P. stratiotes* (Dunn's $p=0.03$), sin embargo, entre el control y *E. crassipes* se observa una tendencia (Dunn's $p=0.06$). No se observó diferencia significativa entre las dos macrófitas (Dunn's $p>0.05$).

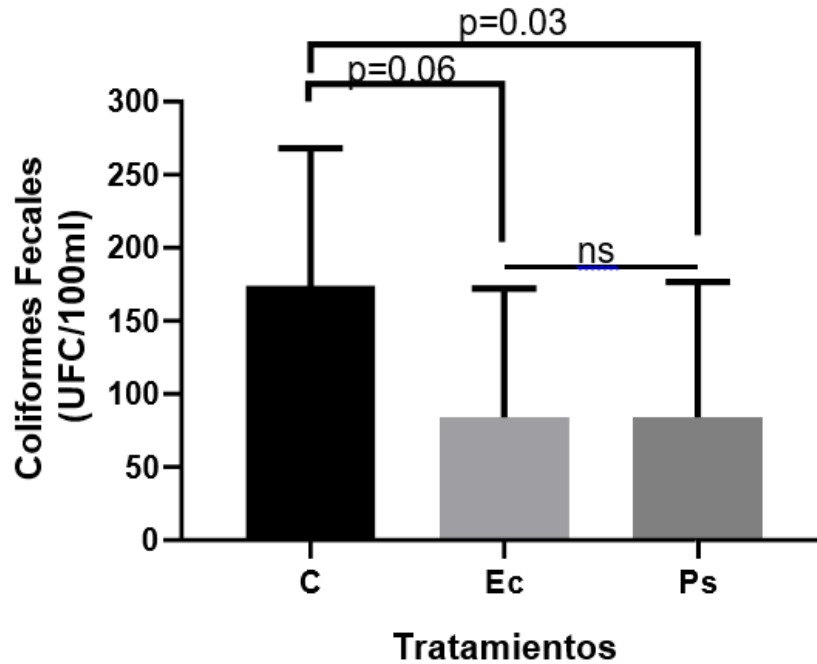


Figura 16. Media \pm (EE), de las Unidades Formadoras de colonias entre tratamientos.

Existen diferencias significativas en las unidades formadoras de colonias/100 mililitros en los tiempos muestreados (K-W=20.59, $p < 0.001$). La prueba de Dunn's revela diferencias significativas entre el tiempo 16 y 32 comparados con el tiempo 0 ($p = 0.003$; $p < 0.001$). No existe diferencia en los tiempos 8, 24 contra el tiempo 0 ($p > 0.05$).

La interacción entre tratamiento y tiempo muestra diferencias significativas (K-W=43.20, $p < 0.001$). La prueba de comparaciones múltiples de Dunn's muestra que existe diferencia significativa entre el control y *P. stratiotes* en el tiempo 24 ($p = 0.02$). No se

encontró diferencias entre tratamientos en los otros tiempos estudiados ($p > 0.05$, Figura 17).

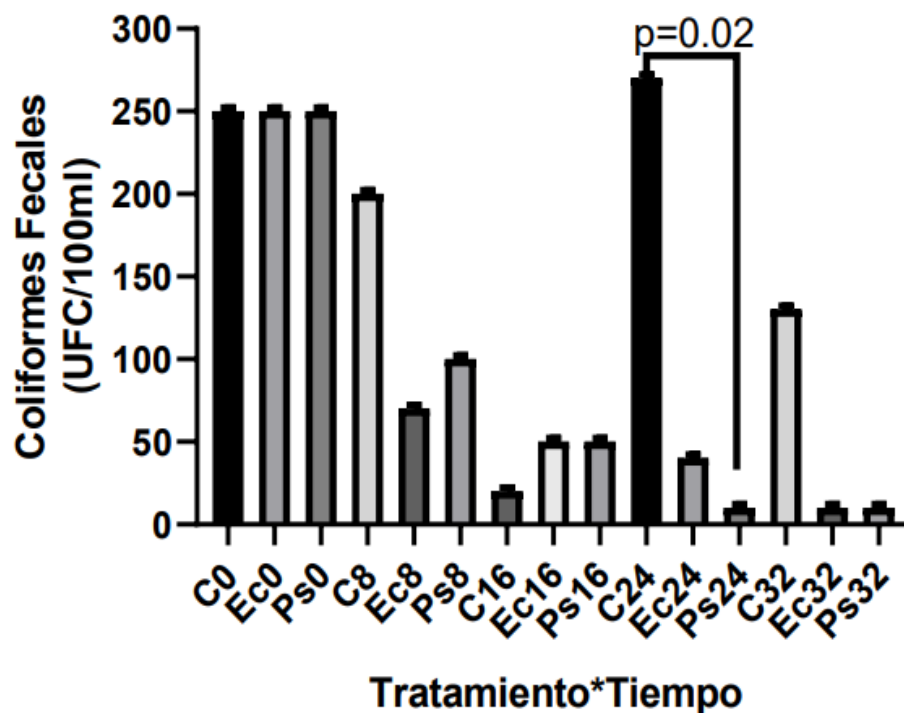


Figura 17. Media \pm (EE), de las Unidades Formadoras de Colonias entre tratamientos (C, Ec, Ps), en cada fecha de muestreo.

La prueba de Friedman reveló que hubo diferencias significativas en los momentos de muestreo en el grupo de control ($H=12$, $p < 0.001$). Esto indica que las mediciones realizadas en diferentes momentos del grupo de control fueron estadísticamente diferentes entre sí. Sin embargo, cuando se aplicó la prueba de comparaciones múltiples de Dunn, no se encontraron diferencias significativas entre

los diferentes momentos de muestreo del grupo de control y el momento inicial (tiempo 0) ($p > 0.05$). Esto sugiere que, aunque hubo diferencias en diferentes momentos de muestreo, estas diferencias no fueron significativas cuando se compararon con el valor inicial.

La prueba de Friedman reveló que hubo diferencias significativas en los momentos de muestreo en el grupo de *E. crassipes* ($H=12$, $p < 0.001$). Esto significa que las mediciones realizadas en diferentes momentos no son todas iguales, y hay variabilidad estadísticamente significativa en este grupo. Luego, se realizó una prueba adicional de comparaciones múltiples de Dunn en el grupo de *E. crassipes* para identificar dónde se encontraban esas diferencias significativas. La prueba de comparaciones múltiples de Dunn's (Figura 18 a), los resultados indicaron que hubo una diferencia estadísticamente significativa entre las mediciones tomadas en el tiempo 32 y el momento inicial (tiempo 0) ($p > 0.007$). Esto implica que las mediciones realizadas en el tiempo 32 fueron significativamente diferentes de las mediciones iniciales en el grupo de *E. crassipes*. De manera similar, la prueba de Friedman mostró que hubo diferencias significativas en los momentos de muestreo en el grupo de *P. stratiotes* ($H=12$, $p < 0.001$). Esto indica que las mediciones en diferentes momentos son estadísticamente diferentes entre sí en este grupo. Luego, se realizó la prueba de

comparaciones múltiples de Dunn's en el grupo de *Pistia stratiotes* (Figura 18 b). Los resultados indicaron que había diferencias estadísticamente significativas en el grupo con *Pistia stratiotes* entre las mediciones tomadas en el tiempo 32 y el momento inicial (tiempo 0) ($p > 0.007$). Esto sugiere que las mediciones en el tiempo 32 fueron significativamente diferentes de las mediciones iniciales en el grupo de *Pistia stratiotes*.

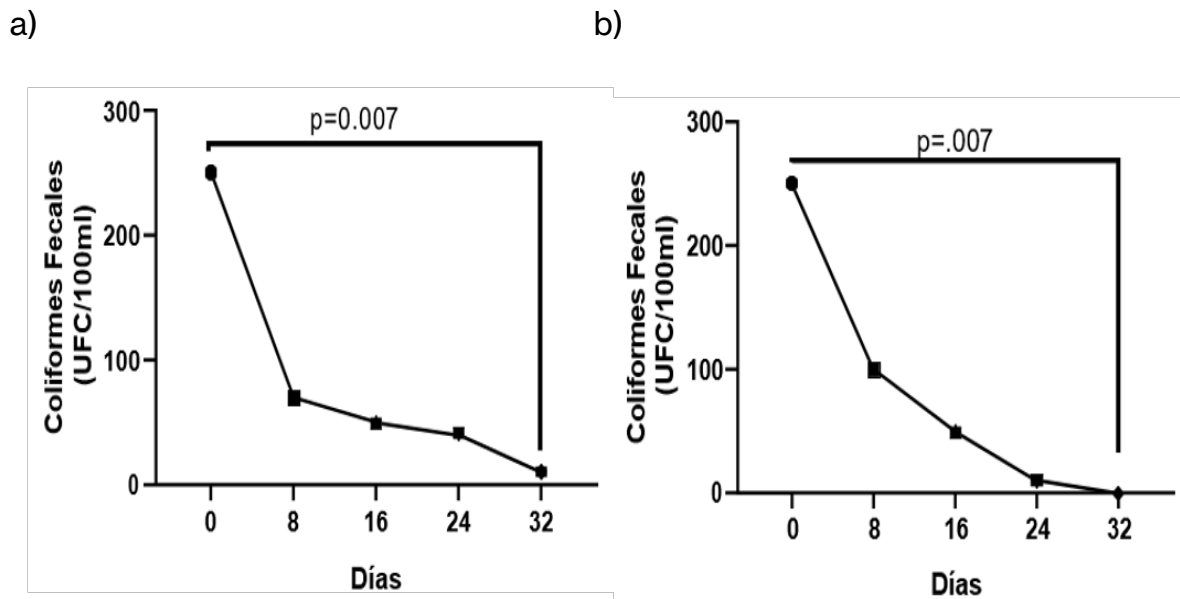


Figura 18. Media \pm (EE), de las Unidades Formadoras de Colonias en *P. stratiotes* (a) y *E. crassipes* (b) en cada fecha de muestreo.

4.1.9. Biomasa Final

La prueba de Mann-Whitney muestra que no existe diferencias significativas en la biomasa final en las dos macrófitas estudiadas ($U=1.0$, $p=0.20$). La prueba de Wilcoxon muestra que no existe diferencias significativas entre la biomasa inicial y la biomasa final en *E. crassipes* y *P. stratiotes* ($W=-2$, $p=0.75$; $= -6$, $p=0.25$, respectivamente).

4.2. Discusión

De forma general la evaluación con pruebas físicoquímicas de las plantas macrófitas para la determinación de su viabilidad en la biorremediación de efluentes piscícolas mostraron valores significativamente diferentes en contraste con el control en algunos de los parámetros estudiados.

4.2.1. Temperatura

La media de las temperaturas registradas en los tratamientos con plantas durante el ensayo de esta investigación fue de 27.53°C, reflejando temperaturas significativamente menores con respecto a los controles (aproximadamente 2.3°C menos). Esto es corroborado por el trabajo de García (2012), donde indica que la temperatura en aguas tratadas con *E. crassipes* puede disminuir hasta en un 3.9°C debido a la sombra que proveen sus hojas gruesas y anchas. Además, este aspecto también pudo ser influenciado por la presencia de masa vegetal en los grupos con tratamientos, al contrario del control que estaba desprovisto de follaje. Esta suposición está basada en el trabajo realizado por Nichols et al. (2017), en donde lograron observar cómo plantas macrófitas emergentes (*Polygonum hydropiperoides* y *Nasturtium officinale*), imitaron la función de sombra de un dosel ribereño con

su dosel fluvial, de manera que amortiguaron la radiación solar en un promedio de 88% en parches de macrófitas que cubrían aproximadamente 50% de la superficie del agua durante el verano, por lo tanto, la temperatura de estas aguas era menor, que aquellas no cubiertas por masa vegetal.

4.2.2. Amoniaco

El nitrógeno amoniacal es un componente transitorio del agua que forma parte del ciclo del nitrógeno. La actividad biológica puede causar cambios en su concentración (González, 2013).

En este estudio, se observó un aumento en los niveles de amoníaco en los días 24 y 32 en ambos tratamientos (*E. crassipes* 0.12, 0.14 y *P. stratiotes* 0.9, 0.12, respectivamente) en comparación con el día cero (0), como se muestra en la Figura 9.

Sin embargo, no se encontraron diferencias significativas en la concentración de amoníaco entre los tratamientos. En contraste con estos resultados, Mendoza et al. (2018) lograron una efectividad de eliminación de amoníaco del 99.9% al utilizar un sistema de fitorremediación a escala de laboratorio con la planta *E. crassipes* como alternativa para tratar aguas residuales.

Se observó en nuestro estudio un decaimiento foliar, es probable que las plantas experimentaran decaimiento del follaje debido a diferentes factores climáticos y/o ambientales, incrementando la masa orgánica dentro de los tanques, y por ende su degradación con el consecuente incremento de la concentración de nitrógeno amoniacal. Esto tiene su base en el estudio de Cabello y Hervás (2001), quienes señalan que la presencia de amoníaco en el agua supone una degradación de materia orgánica. El nitrógeno amoniacal es un componente transitorio del agua que forma parte del ciclo del nitrógeno. La actividad biológica puede causar cambios en su concentración (González, 2013).

En resumen, este estudio muestra que hubo un aumento en los niveles de amoníaco en los días 24 y 32 en ambos tratamientos en comparación con el inicio del estudio. Aunque no se encontraron diferencias significativas en la concentración de amoníaco entre los tratamientos, se observó un posible vínculo entre el deterioro del follaje de las plantas y el incremento de la concentración de nitrógeno amoniacal, respaldado por hallazgos previos en la literatura científica.

4.2.3. Nitrito-Nitrato

Dada la importancia del nitrito y el nitrato en valoración de la calidad de las aguas, ambos parámetros fueron medidos en este estudio. El nitrito, quizá es uno de los parámetros más importantes a medir sobre todo en el período inicial de montaje de un acuario para asegurarse de que los residuos se están ciclando adecuadamente (La importancia de medir los nitritos en un acuario, s.f.), pero Martín (2021), sugiere que todo el ciclaje del nitrógeno es importante no solo cuando se establece un acuario, sino durante todas las fases de este. Los resultados de esta investigación desde el día cero (0) al día 32 no mostraron ninguna alteración, siendo los resultados para ambos parámetros 0.0 ppm. Estos resultados nos pueden sugerir que el ciclo del nitrógeno en el momento de la recolección de aguas del efluente estudiado estaba aún en etapas iniciales, ya que las aguas del efluente madre fueron recolectadas 16 días después del recambio de aguas de la pileta con peces. Nos basamos en esta suposición, ya que el período de ciclado suele llevar entre tres (3) semanas y un (1) mes (La importancia de medir los nitritos en un acuario, s.f.). Martín (2021) y Hernández (2016), dividen el proceso de ciclaje del nitrógeno en 4 etapas: la primera es la “Descomposición” de materiales orgánicos, la segunda etapa es

la “Transformación” de amonio y/o amoniaco en nitritos, seguido por una tercera etapa de “Oxidación” de los nitritos en nitratos y terminando con la “Asimilación” de estos nitratos por las plantas.

4.2.4. Fosfato

Los fosfatos son compuestos químicos formados por fósforo y oxígeno necesarios para la vida acuática y relacionados la eutrofización, por lo tanto, exceder las concentraciones naturales provoca un aumento en el crecimiento anormal de organismos dependientes del fósforo, como las algas (León, 2014). Se encuentran, entre otros, en fertilizantes y detergentes, llegando a los cuerpos de agua por escurrimiento o descarga de aguas que los contengan.

Las especies químicas de fósforo más comunes en el agua son los ortofosfatos, los fosfatos condensados (piro-, meta- y polifosfatos) y los fosfatos orgánicos (Jiménez, 2001).

Esta investigación incluyó mediciones de ortofosfatos (PO_4^{3-}), cuyos valores iniciales en los controles como en los tratamientos con las plantas macrofitas estudiadas fue de 0.04 mg/L, siendo éste el máximo aceptable para agua potable según la United States Environmental Protection Agency (EPA).

Las comparaciones entre los tratamientos no mostraron variaciones significativas en las concentraciones del compuesto. Por lo tanto la *E. crassipes* y la *P. stratiotes* no ejercieron efectos en los niveles de PO_4^{3-} en el agua. Cabe resaltar que este ensayo se hizo bajo condiciones muy particulares, sin embargo, la modificación de estas condiciones también pudiera alterar el resultado. Por ejemplo, en un estudio con *E. crassipes*, llevado a cabo por Mendoza et al. (2016), durante un periodo de 85 días, aplicando una tasa de renovación semanal del efluente del 50% en cada tratamiento se encontró una eficacia de remoción de 93,1% de los ortofosfatos. Este mismo procedimiento fue aplicado en un estudio desarrollado por Mendoza et al. (2018) sin encontrar diferencias significativas en los sistemas con plantas y sin plantas.

4.2.5. Oxígeno Disuelto (OD)

Roldán (2003), menciona que el OD es uno de los indicadores más importantes de calidad de aguas, y que los valores normales varían entre 7.0 y 8.0 mg/L.

En nuestra investigación, el control mostró durante el ensayo, niveles más altos de oxígeno disuelto que el tratamiento con la macrófita *P. stratiotes*, mas no así con *E. crassipes*. Las unidades experimentales con *P. stratiotes* estaban más saturados de esta

macrófita, en comparación con las que contenían *E. crassipes* ya que para este ensayo se decidió que ambas macrófitas estuvieran equilibradas en peso, hecho esto así, las plantas de *E. crassipes* al momento del ensayo poseían mayor desarrollo vegetativo que las plantas de *P. stratiotes*, por este hecho, las peceras que contenían *E. crassipes*, tenían menos cubierta vegetal. Esto también pudo influir en que la cantidad de OD disminuyera en las peceras que contenían la planta *P. stratiotes*, ya que en las zonas abiertas de las peceras se podía dar mayor trasvase de oxígeno atmosférico con el oxígeno del agua por la acción del viento.

Nuestros resultados muestran una menor concentración de OD en los tratamientos con plantas, con un promedio de 6.01 mg/L, comparado con la media del control (7.08 mg/L). A pesar de esto, los niveles encontrados en los tratamientos con plantas mantuvieron una concentración apropiada para mantener la vida acuática según los rangos descritos por CAN (2005) en la literatura que menciona que en agua dulce (ríos, lagos, acuíferos): El rango aceptado para el oxígeno disuelto en aguas dulces suele ser de seis (6) a 10 miligramos por litro (mg/L). La FAO (s.f.), menciona que el OD y la temperatura se relacionan y que se pueden observar comportamientos relacionados entre estos dos (2) parámetros; para valores de T° de 26, 28, 32, y 34°C los valores de oxígeno

disuelto en aguas dulces ronda los 8.09, 7.81, 7.29, y 7.05 mg/L respectivamente. Deberíamos considerar también la sensación térmica que los cuerpos experimentan debido a otros factores meteorológicos determinados como la humedad relativa en el área del ensayo, ya que ésta por lo general aumenta el grado de calor experimentado por los cuerpos.

Por otro lado la disminución observada en los tratamientos con plantas de nuestra investigación, puede estar relacionada a comunidades de microorganismos como se señala la EPA (2022), que la existencia de microorganismos vivos y materiales orgánicos provoca disminución de OD, por el consumo que hacen estos en sus diferentes procesos biológicos y a demás la relación entre las plantas macrófitas y la disminución del oxígeno disuelto en el agua puede ser compleja y depende de varios factores, como la densidad de plantas, la presencia de nutrientes, la temperatura y la disponibilidad de luz solar.

Los resultados de este estudio presentan similitud con los resultados obtenidos en otras investigaciones como la de Medina et al. (2020), donde informaron que los tratamientos sin barrera (sin cobertura vegetal) mostraron mayores niveles de OD.

4.2.6. pH

En el agua natural, el pH se encuentra entre 6.5 y 8.5 según lo mencionado por (Crites y Tchobanoglous 2000); mientras que un pH de valores mayores a nueve (9), representa un peligro para los organismos de ese ecosistema, llegando a causar incluso la muerte. Mumtaz et al., (2014) menciona que un pH de 6-9 y temperatura de 15-38°C son favorables para el tratamiento de aguas residuales por plantas acuáticas. De acuerdo con las publicaciones de la FAO (s.f.), la fotosíntesis aumenta a medida que aumenta la intensidad de la luz. Las plantas extraen del agua una cantidad siempre mayor de dióxido de carbono y ocasionan un aumento del pH. El pH alcanza su valor máximo al final de la tarde” (FAO, s.f.).

En nuestro ensayo el valor del pH en un inicio fue de 10.96 (alcalino), esta alcalinidad pudo estar relacionada a los desechos producidos por los organismos acuáticos en el sistema de acuicultura, ya que estos pueden aumentar la alcalinidad del agua por medio de la descomposición de la materia orgánica y la liberación de amoníaco por parte de los organismos, contribuyendo de esta forma a un aumento en la alcalinidad de las aguas. En particular se pudo observar por medio de los resultados que la macrófita *E. crassipes*, el día ocho (8) marco una notable neutralización del pH llevándolo a

niveles de 7.79 , respecto al día cero (0). De igual manera la especie *P. stratiotes*, mostró una neutralización mayor el día 24 respecto al día cero (0), con un pH de 8.3.

Es importante resaltar que éste parámetro era medido en horas de la tarde.

El pH en general mostró niveles menores en plantas macrófitas, lo que puede deberse al consumo de CO₂ resultados de la fotosíntesis (Mendoza et al., 2018). Los tratamientos con el control presentaron crecimiento de algas, las cuales podían ser observadas sin la utilización de ningún instrumento especial (Anexo 6). Este argumento adquiere relevancia si consideramos lo expresado en el folleto informativo de California Water Boards (s.f.) donde se menciona que las aguas que presentan un elevado crecimiento de algas, pueden llegar a mostrar un cambio diurno en el pH, ya que para su crecimiento y reproducción usan CO₂, haciendo que por esta reducción el pH aumente haciendo las aguas más alcalinas.

Esto se confirma pues efectivamente las aguas del control resultaron con valores de pH más elevados con una media de 9.53.

Teck et al. (2010); Ghaly et al. (2005); Tilley et al. (2002), citados por Akinbile et al. (2011), señalan que la condición del agua se ve afectada cuando hay una mayor acumulación de desechos y restos de comida de los peces durante su cultivo, lo que resulta en un

aumento de nutrientes en el agua. Esta acumulación a menudo estimula el crecimiento excesivo de microorganismos vegetales acuáticos (fitoplancton), facilitando lo que se conoce como “floraciones de algas”, lo cual puede tener consecuencias perjudiciales para el entorno como; la disminución de los niveles de oxígeno en el agua, la reducción de la penetración de la luz solar y la alteración de los ciclos de nutrientes. Además, algunas especies de fitoplancton pueden producir toxinas perjudiciales para otros organismos acuáticos y, potencialmente, para los seres humanos que consumen mariscos contaminados. Por lo tanto, es posible suponer que las aguas no tratadas anteriormente presentaban estas características descritas.

En este estudio, la macrófita *E. crassipes*, mostró más eficiencia respecto a la reducción del pH que la *P. stratiotes* (ver Figura 13). Resultado similar fue obtenido por Ramos et al. (2007), en su estudio, donde evaluaron la calidad del agua obtenida de humedales artificiales y el efecto del agua tratada sobre las primeras etapas de crecimiento de sorgo y para ello utilizaron *E. crassipes*, junto con otras dos macrófitas, en sus resultados pudieron ver la reducción del pH gracias a la acción de estas plantas. Valderrama (2005), citado por Vargas (2017), concluyó que la especie *E. crassipes*

estabiliza el pH y contribuye a producir valores más cercanos a la neutralidad del agua.

En los resultados obtenidos en nuestra investigación, *P. stratiotes* no mostró significancia respecto al control, sin embargo, es importante tener en cuenta que el efecto de una especie vegetal en el pH del agua puede variar dependiendo de diferentes factores, como las condiciones ambientales y las características del agua. Igualmente se observó un resultado similar en la investigación realizada por León et al. (2018), donde la especie *P. stratiotes* no mostró significancia en cuanto a la reducción del pH.

4.2.7. Coliformes Fecales y Totales

Los coliformes totales y fecales son en su mayoría organismos facultativos y anaeróbicos (Auquilla, 2005).

Los niveles de coliformes totales el día cero (0), eran de 3 mil 800 UFC/100mL. Para el día 32 estos valores fueron disminuidos a 60 UFC/100mL en el tratamiento con *P. stratiotes*, y a 10 UFC/100mL *E. crassipes*, mostró una eficiencia de remoción del 98%. ante un no menos importante 86% de eficiencia de la planta *P. stratiotes*. Este resultado difiere un poco con el observado por León et al. (2018), donde estudiaron el potencial de plantas acuáticas para la remoción

de coliformes totales y *Escherichia coli* en aguas servidas. El ensayo se desarrolló en recipientes con capacidad de 1000 mL, y se utilizaron 500 mL de aguas servidas en cada envase con un tiempo de retención de 7 días. Los resultados de su investigación con las especies *S. intermedia*, *S. auriculata*, *P. stratiotes*, *E. crassipes* y *C. thalictroides*, reveló que la planta *E. crassipes* mostró eficiencia de remoción, más no mayor que el de *P. stratiotes*.

Por otro lado, en nuestra investigación los coliformes fecales fueron removidos más eficientemente en los tratamientos con la planta *E. crassipes* (94%), ganado ventaja sobre el tratamiento con *P. stratiotes* (90%). Este resultado fue parecido al obtenido por León et al. (2018), mostrando que las especies *S. intermedia*, *S. auriculata*, *P. stratiotes*, *E. crassipes* y *C. thalictroides*, eliminaron en un 100% a las *E. coli*.

El Decreto Ejecutivo No.75 del 4 de junio del 2008 de la república de Panamá especifica que los niveles de coliformes fecales en aguas para actividades recreativas con contacto directo es de ≤ 250 coliformes fecales/100 mL, que sugiere un bajo riesgo, y sin contacto directo es de 251-450 coliformes fecales/100 mL, lo que representa un riesgo medio. Por otra parte, el Reglamento técnico

DGNTI-COPANIT 24-99, entre sus tantas disposiciones, norma la calidad de agua para vida acuática y acuicultura en aguas recuperadas y reutilizadas en la industria de acuicultura haciendo énfasis en que el nivel permisible de coliformes fecales para cultivo de comida y de peces ornamentales, camarones y mariscos, es de $\leq 200/100$ mL, y para cultivo de plantas acuáticas, como lechuga de agua marina, jacinto, entre otros, es $< 500/100$ mL. En cuanto a recarga mediante aplicación de percolación a la superficie de la tierra; el valor permisible es de $\leq 500/100$ mL.

Lo anteriormente mencionado nos permite claramente observar resultados gratificantes en ambos parámetros, ya que están muy por debajo al límite máximo permisible de coliformes fecales, regulados por la república de Panamá.

4.2.8. Biomasa

Los resultados reflejan que no hubo cambios significativos en la biomasa final y la biomasa inicial de ninguna de las macrófitas, esto pudo deberse a que al cambiar de habitat, estas plantas que ya estaban adaptadas a un ecosistema específico, se vieron afectadas su ciclo normal de crecimiento por adaptación a esas nuevas aguas

de los efluentes piscícolas, ya que ellas no aumentaron su biomasa, no hubo floración ni nuevas plántulas, pero se pudo observar un poco el decaimiento foliar de las mismas. Cabe resaltar que tiempo después de finalizado el proyecto, algunas plantas de *E. crassipes* florecieron.

Guevara y Ramírez (2015) señalan que el crecimiento de *E. crassipes* se beneficia en mayor medida en aguas con alta concentración de nutrientes, en especial nitrógeno, fósforo y potasio. Además, esta planta se nutre de elementos como calcio, magnesio, azufre, hierro, manganeso, aluminio, boro, cobre, molibdeno y zinc.

La concentración máxima permisible en las fuentes de abastecimiento de agua potable es de 5 mg/L de nitratos y de 0.1 mg/L de fosfatos (WHO, 2004).

En la investigación los niveles de nitritos y nitratos nunca fueron percibidos en las pruebas realizadas, y en cuanto a los fosfatos su valor en el día uno de la medición era de 0.04 mg/L lo que no supone un riesgo para la salud según lo antes dicho. Entonces posiblemente las plantas no encontraron un ambiente que favoreciera su reproducción.

CONCLUSIONES

1. El presente estudio ha permitido comparar el impacto de las macrófitas *Pistia stratiotes* y *Eichhornia crassipes* sobre los parámetros fisicoquímicos y biológicos en función del tiempo en muestras de efluentes piscícolas. Los resultados obtenidos revelan que estas plantas macrófitas han demostrado una destacada eficacia en la biorremediación de los efluentes, manifestando resultados altamente significativos.
2. *Pistia stratiotes* y *Eichhornia crassipes* han demostrado ser una alternativa altamente viable para la biorremediación de efluentes piscícolas. Su capacidad para eliminar coliformes fecales y regular los parámetros fisicoquímicos como la temperatura y el pH es una clara evidencia de su eficacia en la mejora de la calidad del agua. Estos resultados destacan el potencial de estas macrófitas como herramientas eficientes y sostenibles en la gestión de aguas residuales en la acuicultura, lo que podría beneficiar tanto a la industria piscícola como al medio ambiente acuático en general.
3. Si bien no se encontraron regulaciones específicas para todos los parámetros estudiados, se tomaron como referencia las disposiciones del Decreto Ejecutivo No. 75 del 4 de junio de 2008 y el Reglamento técnico DGNTI-COPANIT 24-99 de la República de Panamá, que especifican los límites máximos permisibles de coliformes fecales para distintos usos del agua. Los resultados obtenidos muestran que, una vez sometidos al proceso

de biorremediación con las macrófitas seleccionadas, los efluentes piscícolas presentaron niveles muy por debajo de los límites máximos permisibles para coliformes fecales. Los valores observados están dentro de los rangos Permisibles específicos para uso agrícola y vertido sobre cuerpos de agua, establecidos por el Reglamento técnico DGNTI-COPANIT 24-99. Estos resultados indican que el proceso de biorremediación mediante el uso de las macrófitas ha sido altamente eficiente en la remoción de coliformes fecales, lo que refuerza la viabilidad y efectividad de esta técnica como una alternativa sostenible para mejorar la calidad del agua en la acuicultura y el tratamiento de efluentes en Panamá.

4. Los resultados de esta investigación, en ninguna manera pueden considerarse como definitivos pues el ensayo se realizó bajo condiciones muy particulares y específicas, quedando abierta la posibilidad de obtener resultados diferentes si se varía, por ejemplo, el tiempo total dedicado al experimento, el volumen de efluente colectado, el tipo de planta macrófita, entre otros.

RECOMENDACIONES

1. Realizar investigaciones adicionales para optimizar la biorremediación: Aunque se ha demostrado la eficacia de las macrófitas seleccionadas en la mejora de la calidad del agua en efluentes piscícolas, se recomienda llevar a cabo investigaciones adicionales para optimizar el proceso de biorremediación. Estas investigaciones pueden centrarse en aspectos como la selección de especies de macrófitas más adecuadas para las condiciones específicas de cada sitio, la determinación de las mejores prácticas de cultivo de macrófitas y la evaluación de la influencia de diferentes factores ambientales en su capacidad de biorremediación. Estos estudios pueden contribuir a maximizar la eficiencia de la biorremediación y permitir un mejor aprovechamiento de las macrófitas como herramientas eficientes y sostenibles en la gestión de aguas residuales.

2. Para lograr una disminución en la temperatura de los efluentes piscícolas, se recomienda el uso de las plantas macrófitas *P. stratiotes* y *E. crassipes*. Se recomienda el uso de *E. crassipes* para lograr una disminución eficiente de los valores del pH de un efluente piscícola. Por otro lado, si lo que se quiere lograr es la disminución de los coliformes fecales, *E. crassipes* puede ser una alternativa, sin embargo *Pistia stratiotes* también es una opción eficaz.

Tomando como base únicamente los resultados del trabajo de campo y la investigación bibliográfica realizada, se recomienda el uso de las macrófitas *P. stratiotes* y *E. crassipes*, como alternativa viable para la biorremediación de efluentes piscícolas en Panamá.

3. No obstante, dado que no se encontraron regulaciones específicas para otros parámetros estudiados, se recomienda promover la actualización y ampliación de las regulaciones ambientales: Aunque los resultados del estudio han demostrado que la biorremediación con macrófitas ha sido altamente eficiente en la remoción de coliformes fecales, se destaca la falta de regulaciones específicas para otros parámetros fisicoquímicos y biológicos en los efluentes tratados. Por lo tanto, se recomienda que las autoridades ambientales de Panamá consideren actualizar y ampliar las regulaciones existentes para incluir otros parámetros relevantes para la calidad del agua, asegurando así una gestión más completa y efectiva de los efluentes en la industria piscícola., garantizando así una gestión ambiental adecuada y responsable en la industria piscícola.

REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

Akinbile C., y Yusoff M. (2012). ASSESSING WATER HYACINTH (*EICHHORNIA CRASSIPES*) AND LETTUCE (*PISTIA STRATIOTES*) EFFECTIVENESS IN AQUACULTURE WASTEWATER TREATMENT. International Journal Phytoremediation 14(3):201-11. doi: 10.1080/15226514.2011.587482. Disponible en: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/22567705/>

Alahuhta J., Heino J., y Luoto M. (2010). CLIMATE CHANGE AND THE FUTURE DISTRIBUTIONS OF AQUATIC MACROPHYTES ACROSS BOREAL CATCHMENTS. Journal of Biogeography, 38(2), 383–393. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2010.02412.x>

Aragón R., Parra A. y Peña M.. (2015). EVALUACIÓN PRELIMINAR DEL FUNCIONAMIENTO DE UN SISTEMA PROTOTIPO DE HUMEDALES ARTIFICIALES EMPLEANDO HELICONIA PSITTACORUM Y CYPERUS v effPAPYRUS PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES. ISSN: 2322-9071, Agroecología Ciencia y Tecnología, 3(1), 7-12. Disponible en: <https://goo.gl/gWBA96>.

ARAP. (2017). PLAN NACIONAL DE ACCIÓN PARA LA PESCA SOSTENIBLE EN PANAMÁ. Autoridad de Recursos Acuáticos de Panamá. Panamá

ARAP. (2021). MANUAL DE PROCEDIMIENTOS TÉCNICOS PARA EL CULTIVO DE TILAPIA. Dirección de investigación y desarrollo Estación Dulce acuícola Ricardo A. Ríos de Gualaca. Panamá

ARAP. (s.f.). OBJETIVOS Y FUNCIONES DEL ARAP. Disponible en: <https://arap.gob.pa/objetivos-generales/>

Aquilla, R. (2005). Uso del suelo y calidad de aguas en quebradas de fincas con sistemas silvopastoriles en la subcuenca del río Jabonal, Costa Rica. Obtenido de <http://www.sidalc.net/repdoc/A0725e/A0725e.pdf>

Bianchini F., y Carrara A. (s.f.). GUÍA DE LAS PLANTAS Y FLORES. Editorial Grijalbo.

Boglione R., Panigatti M., Griffa C., Schierano M., Laorden F., Aimo C. (2013). "USO DE PLANTAS ACUÁTICAS PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS SUBTERRÁNEAS". Congreso; XXIV Congreso Nacional de Agua (CONAGUA).

Brix H., Arias C., Bubba M. (2001). MEDIA SELECTION FOR SUSTAINABLE PHOSPHORUS REMOVAL IN SUBSURFACE FLOW CONSTRUCTED WETLANDS. Water Science Technology. 44, 47-54.

Cabello C., y Hervás E. (2001). CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS POR NITRATOS Y EFECTOS SOBRE LA SALUD. Consejería de la Salud. Sevilla, España.

California Water Boards. (s.f.). ph. STATE WATER RESOURCES CONTROL. Folleto Informativo 3.1.4.0. Disponible en: https://www.waterboards.ca.gov/water_issues/programs/swamp/docs/cwt/guidance/3140sp.pdf

Calvo P., y Zúñiga D. (2010). CARACTERIZACIÓN FISIOLÓGICA DE CEPAS DE *Bacillus spp.* AISLADAS DE LA RIZÓSFERA DE PAPA (*Solanum tuberosum*). Departamento Académico de Biología, Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima, Perú.

Canal de Panamá y el desafío que impone la disminución de lluvias. (31 de junio de 2021). Mundo Marítimo. Disponible en: <https://www.mundomaritimo.cl/noticias/canal-de-panama-y-el-desafio-que-impone-la-disminucion-de-las-lluvias#:~:text=La%20v%C3%ADa%20navegable%20de%20Panamá,la%20ciudad%20de%20Nueva%20York.>

Canales F., y Martínez W. (2010). ELABORACIÓN DE PROBIÓTICO A BASE DE SUERO DE LECHE DE VACA, PARA COMBATIR INFECCIONES DE *Vibrio sp.*, EN CAMARONES LITOPENAEUS VANNAMEI DE FORMA EXPERIMENTAL. Tesis Universidad Nacional Autónoma de Nicaragua. León, Nicaragua.

Canales H., y Sevilla A. (2016). EVALUACIÓN DEL USO DE MICROORGANISMOS EFICACES EN EL TRATAMIENTO DE EFLUENTES DOMESTICOS RESIDUALES DEL DISTRITO DE PÁTAPO. Lambayeque, Perú.
Disponibile en:
<https://repositorio.unprg.edu.pe/bitstream/handle/20.500.12893/1092/BC-TE5-5872.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

Carrasquilla M. (2019). CREAM RED DE EXPERTOS EN BIORREMEDIACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS. Periódico La Estrella de Panamá.
Disponibile en: <https://www.laestrella.com.pa/nacional/190425/red-crean-suelos-expertos-bioremediacion>

Carreño U., y Granada C. (2017). DESIGN, DEVELOPMENT, AND EVALUATION OF A LABORATORY-SCALE PHYTOREMEDIATION SYSTEM USING *Eichhornia crassipes* FOR THE TREATMENT OF CHROMIUMCONTAMINATED WATER. TECCIENCIA, 12(22), 7-14. doi: 10.18180/tecciencia.2017.22.2.

Castro R., Novo R. (2002). USO DEL GÉNERO AZOLLA COMO BIOFERTILIZANTE EN EL CULTIVO DEL ARROZ (*Oryza sativa L.*). Instituto Nacional de Ciencias Agrícolas. Cultivos Tropicales, 23 (4), 5-10. La Habana, Cuba.

Castrejón M., y Bucaran S. (2020). DIAGNÓSTICO INTEGRAL DEL SECTOR PESCA Y ACUICULTURA DE LA REPÚBLICA DE PANAMÁ. División de Medio Ambiente, Desarrollo Rural y Administración de Riesgos por Desastre. Banco Interamericano de Desarrollo División de Medio Ambiente (BID). Disponible en: [Diagnostico-integral-del-sector-pesca-y-acuicultura-de-la-Republica-de-Panama \(1\).pdf](#)

Chan S., Tsang Y., Cui L. y Chua H. (2008). DOMESTIC WASTEWATER TREATMENT USING BATCH-FED CONSTRUCTED WETLAND AND PREDICTIVE MODEL DEVELOPMENT FOR NH₃-N REMOVAL. Process Biochemistry, 43, 297-305.

Chaux G., Caicedo J. y Fernández J. (2013). TRATAMIENTO DE EFLUENTES PISCÍCOLAS (TILAPIA ROJA) EN LAGUNAS CON AZOLLA *PINNATA*. BIOTECNOLOGÍA EN EL SECTOR AGROPECUARIO Y AGROINDUSTRIAL, 11(2), 46-56. Disponible en:

[Http://Www.Scielo.Org.Co/SciELO.Php?Script=Sci_Arttext&Pid=S1692-35612013000200006&Lng=En&Tlng=Es.](http://Www.Scielo.Org.Co/SciELO.Php?Script=Sci_Arttext&Pid=S1692-35612013000200006&Lng=En&Tlng=Es)

COMUNIDAD ANDINA (CAN). (2005). MANUAL DE ESTADÍSTICAS AMBIENTALES. Santa Cruz de la Sierra, 2005. p 31-45.

Cooper P. (1999). A REVIEW OF THE DESIGN AND PERFORMANCE OF VERTICAL FLOW AND HYBRID REED BED TREATMENT SYSTEMS, *Water Science Technologic.* 40, 1-9.

Coral J. (2002). TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS MEDIANTE EL CULTIVO DE LENTEJA DE AGUA (*Lemna sp.*) EN LA CUENCA DEL LAGO SAN PABLO. BARRA, ECUADOR. Universidad Técnica del Norte. Ecuador.

Córdova L., German C. (2015). EVALUACIÓN DEL COMPORTAMIENTO DE MICROORGANISMOS EFICIENTES AUTÓCTONOS (EMA) Y LEVADURAS FERMENTADORAS (*Saccharomyces cerevisiae*) EN LA FABRICACIÓN DEL BIOFERTILIZANTE BOKASHI. Universidad Técnica de Ambato. Facultad de Ciencia e Ingeniería en Alimentos. Carrera de Ingeniería Bioquímica. Disponible en: <http://repositorio.uta.edu.ec/jspui/handle/123456789/12942>

Correa S., Gamarra Y., Salazar A., y Pitta N. (2015). EVALUACIÓN DE LA REMOCIÓN DE NITRÓGENO, FÓSFORO Y SULFUROS EN AGUA RESIDUAL DOMÉSTICA, UTILIZANDO PHRAGMITES AUSTRALIS EN BIOREACTORES. Información Tecnológica, 26(6), 89-98.

Crites R., y Tchobanoglous G. (2000). SISTEMA DE MANEJO DE AGUAS RESIDUALES PARA NÚCLEOS PEQUEÑOS Y DESCENTRALIZADOS. McGraw-Hill Interamericana.

Decreto Ejecutivo DGNTI-COPANIT 24-99

Díaz E., Alvarado A., y Camacho K. (2012). EL TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL DOMÉSTICA PARA EL DESARROLLO LOCAL SOSTENIBLE: EL CASO DE LA TÉCNICA DEL SISTEMA UNITARIO DE TRATAMIENTO DE AGUAS, NUTRIENTES Y ENERGÍA (SUTRANE) EN SAN MIGUEL ALMAYA, MÉXICO. Revista Quivera, 14(1), 8-97.

Dirección General de Salud Ambiental e inocuidad Alimentaria. (s.f.). PARÁMETROS ORGANOLÉPTICOS. Ministerio de Salud- Perú. Disponible en http://www.digesa.minsa.gob.pe/DEPA/informes_tecnicos/GRUPO%20DE%20USO%201.pdf

Elías S., Mohamed M., Ankur A., Muda K., Hassan M., Othman M., y Chelliapan S. (2014). WATER HYACINTH BIOREMEDIATION FOR CERAMIC INDUSTRY WASTEWATER TREATMENT APPLICATION OF RHIZOFILTRATION SYSTEM. *Sains malaysiana*, 43(9), 1397-1403.

Esponda A. (2001). ARRANQUE DE UN SISTEMA EXPERIMENTAL DE FLUJO VERTICAL A ESCALA PILOTO DE TIPO HUMEDAL ARTIFICIAL PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES. Tesis de Licenciatura. Facultad de Química. Universidad Nacional Autónoma de México, México.

ETESA. (2021). <https://www.hidromet.com.pa/es/estaciones-satelitales>.

Fábrega H., Ábrego I., y Aldrete M. (2019). IDENTIFICACIÓN Y CAPACIDAD DEGRADORA DE BACTERIAS AISLADAS DE SUELOS CONTAMINADOS CON HIDROCARBUROS DE DESECHOS, PANAMÁ. *Revista Colegiada De Ciencia*, 1(1), 0-42. Disponible en: <https://revistas.up.ac.pa/index.php/revcolciencia/article/view/1019>

FAO (2011). ORIENTACIONES TÉCNICAS PARA LA PESCA RESPONSABLE. DESARROLLO DE LA ACUICULTURA. Organización De Las Naciones

Unidas para la Alimentación y la Agricultura. Disponible en:
<http://www.fao.org/3/i1750s/i1750s.pdf>

FAO (s.f.). MEJORA DE LA CALIDAD DE AGUA EN LOS ESTANQUES.
Organización De Las Naciones Unidas para la Alimentación y la
Agricultura. Disponible en:
[https://www.fao.org/fishery/static/FAO_Training/FAO_Training/Gener
al/x6709s/x6709s02.htm](https://www.fao.org/fishery/static/FAO_Training/FAO_Training/General/x6709s/x6709s02.htm)

Faulkner S., y Richardson C. (1989). PHYSICAL AND CHEMICAL
CHARACTERISTICS OF FRESHWATER WETLANDS SOILS. Lewis
Publishers. Tennessee.

Fenoglio L. (2000). BASES DE DISEÑO PARA LA CONSTRUCCIÓN DE UN
REACTOR BIOLÓGICO EXPERIMENTAL BASADO EN LOS SISTEMAS
DE HUMEDALES DE FLUJO VERTICAL. Tesis de Licenciatura. Facultad
de Química. Universidad Nacional Autónoma de México, México.

Garbisu C., Amézaga I., y Alkorta I. (2002). BIORREMEDIACIÓN Y ECOLOGÍA.
Ecosistemas, Revista Científica y Técnica de Ecología y Medio Ambiente.
ISSN 1697- 247. Disponible en:
[https://rua.ua.es/dspace/bitstream/10045/9090/1/ECO_11\(3\)_11.pdf](https://rua.ua.es/dspace/bitstream/10045/9090/1/ECO_11(3)_11.pdf)

García Z. (2012). COMPARACIÓN Y EVALUACIÓN DE TRES PLANTAS ACUÁTICAS PARA DETERMINAR LA EFICIENCIA DE REMOCIÓN DE NUTRIENTES EN EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS. Universidad Nacional de Ingeniería. Lima, Perú.

Garcimartín C., Astudillo J., y Garzonio Omar. (2020). EL AGUA EN LA ECONOMÍA DE PANAMÁ. Departamento de Países de Centroamérica, México, Panamá y República Dominicana. Disponible en: <https://publications.iadb.org/publications/spanish/viewer/El-agua-en-la-economia-de-Panamá.pdf>

Gerba C., Thurston J., Falabi J., Watt P., y Kar-piscak M. (1999). OPTIMIZATION OF ARTIFICIAL WETLANDS DESIGN FOR REMOVAL OF INDICATOR MICROORGANISMS AND PATHOGENIC PROTOZOA. Science . Technologic. 40, 363–368.

González L. (2013). NITRÓGENO AMONÍACAL, IMPORTANCIA DE SU DETERMINACIÓN. Química. Revista Mente y Materia,4 (1).

González O., Ruíz T., Claro M., Pérez M., Pérez G., y Collazo L. (2014). ESTUDIO DE PATENTES SOBRE TECNOLOGÍAS PARA TRATAMIENTO DE AGUA Y EL AGUA RESIDUAL. *TransInformação, Campinas*, 26(3), 339-347.

Google Earth (s.f.).

Guevara M., y Ramírez L. (2015). *Eichhornia crassipes*, SU INVASIVIDAD Y POTENCIAL FITORREMIADOR. LA GRANJA. *Revista de Ciencias de la Vida*, 22 (2), 5-11 Universidad Politécnica Salesiana. Cuenca, Ecuador. Disponible en : <https://www.redalyc.org/pdf/4760/476047267001.pdf>

Gupta P., Roy S. y Mahindrakar A. (2012). TREATMENT OF WATER USING WATER HYACINTH, WATER LETTUCE AND VETIVER GRASS. *Resources and Environment*, 2(5), 202-215.

Harman G., Howell C., Viterbo A., Chet I. y Lorito M. (2004). *Trichoderma sp.*— OPPORTUNISTIC, AVIRULENT PLANT SYMBIONTS. *Nature Reviews Microbiology*. 2, 43–56. Disponible en: https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-49992009000400006

Hernández F., Margni M., Noyola A., Guereca L. y Bulle C. (2017). ASSESSING WASTEWATER TREATMENT IN LATIN AMERICA AND THE

CARIBBEAN: ENHANCING LIFE CYCLE ASSESSMENT INTERPRETATION BY REGIONALIZATION AND IMPACT ASSESSMENT SENSIBILITY. *Journal of Cleaner Production*, 142(4), 2140-2153. doi: 10.1016/j.jclepro.2016.11.068.

Hernández J. (2016). Las FORMAS MÚLTIPLES DEL NITRÓGENO. MICROLAB INDUSTRIAL. México. Disponible en: <https://www.microlabindustrial.com/blog/las-formas-multiples-del-nitrogeno>

Higuera M., Peña R., y Escalante L. (2019). UTILIZACIÓN DE *Hydrocotyle umbellata* EN LA ABSORCIÓN DE ELEMENTOS CONTAMINANTES ESPECÍFICOS EN AGUAS RESIDUALES, *Tecnociencia*, 21(1), 5-25. Disponible en: <https://revistas.up.ac.pa/index.php/tecnociencia/article/view/320>

INEC (2001). PISCICULTURA. CONCEPTOS Y DEFINICIONES. Disponible en: <https://www.inec.gob.pa/Archivos/P2051PISCICULTURA.pdf>

INSTITUTO DE ACUEDUCTOS Y ALCANTARRILLADOS NACIONALES (IDAAN). (2017). NFORME PROYECTO GUARDIANES DEL AGUA. Dirección de Gestión Ambiental y Social. Disponible en: <https://www.idaan.gob.pa/wp->

content/uploads/2017/03/Oct_2017_Informe_de_participacion_ciudadana.pdf

Jaramillo M., y Flores E. (2012). FITORREMEDIACIÓN MEDIANTE EL USO DE DOS ESPECIES VEGETALES LEMNA MINOR (LENTEJA DE AGUA), Y EICHHORNIA CRASSIPES (JACINTO DE AGUA) EN AGUAS RESIDUALES PRODUCTO DE LA ACTIVIDAD MINERA. Repositorio Institucional de la Universidad Politécnica Salesiana. Disponible en: <http://dspace.ups.edu.ec/handle/123456789/2939>

Jiménez, A. (2001). DETERMINACIÓN DE LOS PARÁMETROS FISICOQUÍMICOS DE CALIDAD DE LAS AGUAS. *Gestión ambiental*. (23), 12-19.

Kipasika H., Buza J., Smith W., y Njau K. (2016). REMOVAL CAPACITY OF FAECAL PATHOGENS FROM WASTEWATER BY FOUR WETLAND VEGETATION: *Typha latifolia*, *Cyperus papyrus*, *Cyperus alternifolius* AND *Phragmites australis*. *African Journal of Microbiology Research*, 10(19), 654-661. doi: 10.5897/AJMR2016.7931.

Kemmer F. (1989). MANUAL DEL AGUA: SU NATURALEZA, TRATAMIENTO Y APLICACIONES. Editorial McGraw-Hill. D.F, México.

LA IMPORTANCIA DE MEDIR LOS NITRITOS EN UN ACUARIO. (s.f.). Hanna

Instruments. Disponible en:

[https://www.hannainst.es/blog/1531/importancia-medir-los-nitritos-acuario#:~:text=El%20nitrito%20\(NO2\)%20es,residuos%20se%20est%C3%A1n%20ciclando%20adecuadamente](https://www.hannainst.es/blog/1531/importancia-medir-los-nitritos-acuario#:~:text=El%20nitrito%20(NO2)%20es,residuos%20se%20est%C3%A1n%20ciclando%20adecuadamente)

León M. (2014). DIAGNÓSTICO DE LA CALIDAD DEL AGUA DE LA MICROCUENCA DEL RÍO CONGÜIME Y DISEÑO DE UNA PROPUESTA DE MITIGACIÓN PARA LA ZONA CRÍTICA ESTABLECIDA MEDIANTE EL ÍNDICE DE CALIDAD DE AGUA (ICA BROWN) EN LA PROVINCIA DE ZAMORA CHINCHIPE CANTÓN PAQUISHA. tesis de pregrado. Universidad Central del Ecuador, Quito, Ecuador. Disponible en:

<http://www.dspace.uce.edu.ec/bitstream/25000/2256/1/T-UCE-0012-296.pdf>

León R., Pernía B., Siguencia R., Franco S., Noboa A., y Cornejo X. (2018). POTENCIAL DE PLANTAS ACUÁTICAS PARA LA REMOCIÓN DE COLIFORMES TOTALES Y *Escherichia coli* EN AGUAS SERVIDAS. Revista Enfoque UTE, 9 (4), 131 -144. Disponible en: <https://ingenieria.ute.edu.ec/enfoqueute/index.php/revista/article/view/286/254>

Ley 44 (2006, 23 de noviembre) . QUE CREA LA AUTORIDAD DE LOS RECURSOS ACUÁTICOS DE PANAMA, UNIFICA LAS DISTINTAS COMPETENCIAS SOBRE LOS RECURSOS MARINO-COSTEROS, LA ACUICULTURA, LA PESCA Y LAS ACTIVIDADES CONEXAS DE LA ADMINISTRACIÓN PÚBLICA Y DICTA OTRAS DISPOSICIONES.

Disponible en: https://arap.gob.pa/wp-content/uploads/2015/05/ARAP_legislacion_ley-2006-44.pdf

López E., y Aguilera L. (2018). *Pistia stratiotes* L. EN AGUA CONTAMINADA CON PLOMO (Pb). Tesina de Licenciatura. Instituto Tecnológico Superior de

Abasolo. Disponible en: https://congresos.cio.mx/15_enc_mujer/cd_congreso/archivos/resumes/S1/S1-BCA06.pdf

Loya I. (2013). TECNOLOGÍAS PARA LA RESTAURACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS POR HIDROCARBUROS. Tesina de Licenciatura.

Facultad de Ciencias Biológicas Y Agropecuarias. Universidad Veracruzana. Tuxpan, México. Disponible en: <https://www.uv.mx/pozarica/egia/files/2012/10/Loya-Del-Angel-Daniela Itzel.pdf>

Lugones F. (2018). BIORREMEDIACIÓN DE EFLUENTES PROVENIENTES DE LA INDUSTRIA DE ACEITUNAS MAQUINADAS. Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Cuyo, Argentina.

Madigan M., Martinko J., Bender K., Buckley H., y Stahl D. (2009). "BROCK. BIOLOGÍA DE LOS MICROORGANISMOS". Ed. Pearson Educación S.A. Madrid, España. Disponible en : [\(PDF\) Biología de los microorganismos BROCK | Jeska Meléndez Nakagawa - Academia.edu](#)

Martin L. (2021). EL CICLO BIOLÓGICO DEL ACUARIO: CICLO DEL NITRÓGENO (TODO LO QUE DEBES SABER).SCAPERS. Tienda de Acuarios. Disponible en: <https://www.nascapers.es/el-ciclo-biologico-del-acuario-ciclo-del-nitrogeno-todo-lo-que-debes-saber/>

Medina C., Tunnerman E., Coleman E., y Fonseca K. (2020). TRANSPORTE DE OXÍGENO POR PLANTAS MACRÓFITAS EN AGUAS RESIDUALES DE ORIGEN ACUÍCOLA. Universidad Nacional Agraria, Nicaragua. La Calera, 21 (36).

Mendoza Y., Pérez J, y Galindo A. (2018). EVALUACIÓN DEL APORTE DE LAS PLANTAS ACUÁTICAS *Pistia stratiotes* Y *Eichhornia crassipes* EN EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES. Información

tecnológica, 29(2), 205-214. <https://dx.doi.org/10.4067/S0718-07642018000200205>

Mendoza Y., Castro F., Marín J. y Behling E. (2016). PHYTOREMEDIATION AS AN ALTERNATIVE FOR DOMESTIC WASTEWATER TREATMENT FROM RIOHACHA CITY (COLOMBIA). Revista Técnica de Ingeniería de la Universidad de Zulia, (39)2, 71-79.

Meza M., Pérez J., Behling E., Colina G., Rincón N., y Polo A. (2013). BIOABSORCIÓN DE Pb (II) Y Cr (III) USANDO LA PLANTA ACUÁTICA *Pistia stratiotes* . Revista de la Facultad de Ingeniería Universidad Central de Venezuela. 28 (3). Caracas. Disponible en: http://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0798-40652013000300003

Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. (s.f.). LECHUGA DE AGUA. España. Disponible en: https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/conservacion-de-especies/pistia_stratiotes_2013_tcm30-69854.pdf

Miranda R. (2000). DESARROLLO, SITUACIÓN ACTUAL Y APLICACIONES POTENCIALES DE LOS HUMEDALES ARTIFICIALES DE FLUJO HORIZONTAL DE MÉXICO. Tesis de Licenciatura, Facultad de Química, Universidad Nacional Autónoma de México, México.

Mudassar F., Muhammad I., Muhammad F., Zeshan A., Egrinya E., Naureen A., Ashiq M., y Barkat A. (2014). EFFECT OF CYCLIC PHYTOREMEDIATION WITH DIFFERENT WETLAND PLANTS ON MUNICIPAL WASTEWATER. *International of Phytoremediation*, 16(6), 572-581. doi: 10.1080/15226514.2013.798623.

Mumtaz S., Hashim N., Arshad A. y Abdul R. (2014). PERFORMANCE ASSESSMENT OF AQUATIC MACROPHYTES FOR TREATMENT OF MUNICIPAL WASTEWATER. *Journal of Environmental Health Science & Engineering*, 12(106), 1-12.

Nichols A., Holmes E., y Willis A. (2017). LOS MACRÓFITOS ACUÁTICOS ESTACIONALES REDUCEN LA TEMPERATURA DEL AGUA A TRAVÉS DE UN DOSEL FLUVIAL EN UN ARROYO ALIMENTADO POR UN MANANTIAL. *Freshwater Science*, 36.

Paúl F. (2021). CUÁLES SON, ADEMÁS DEL CANAL DE SUEZ, LOS OTROS 3 GRANDES PASOS MARÍTIMOS DEL COMERCIO INTERNACIONAL (Y

QUÉ TAN VITALES SON PARA LA ECONOMÍA). BBC News Mundo.

Disponible en: <https://www.bbc.com/mundo/noticias-internacional-56564954#:~:text=Canal%20de%20Panamá&text=El%206%25%20del%20comercio%20mundial,año%20para%20llevar%20sus%20mercanc%C3%ADas>.

Pérez G., y Ramírez J. (2008). FUNDAMENTOS DE LIMNOLOGÍA NEOTROPICAL. Editorial Universidad de Antioquia, 2, 421 . Bogotá, Colombia.

Pérez Y. (2019). POR MÁS RÍOS Y PLAYAS LIBRES DE AGUAS RESIDUALES EN PANAMA. La Estrella de Panamá. Panamá.

Priyanka S., Omkar S. y Supriya S. (2017). PHYTOREMEDIATION OF INDUSTRIAL MINES WASTEWATER USING WATER HYACINTH. International Journal of phytoremediation, 19(1), 87-96.

Rachid U., Anwar F., Moser B., y Knothe G. (2008). MORINGA OLEIFERA OIL: A POSSIBLE SOURCE OF BIODIESEL. Bioresource Technology, 99, 8175-8179.

Ramos M., Rodríguez, L., y Martínez C. (2007). USO DE MACRÓFITAS ACUÁTICAS EN EL TRATAMIENTO DE AGUAS PARA EL CULTIVO DE MAIZ Y

SORGO. Hidrobiológica, 17 (1). ISSN 0188-8897 Ciudad de México

Disponible

en:

[http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-88972007000400002&lng=es.](http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-88972007000400002&lng=es)

Ramos R., Sepúlveda R., y Villalobos F. (2003). "EL AGUA EN EL MEDIO AMBIENTE, Muestreo y análisis". Primera edición, México, Editorial Plaza y Valdes, S.A. de C.V.

Rezania S., Din M., Taib S., Dahalan F., Songip A., Singh L. y Kamyab H. (2016). THE EFFICIENT ROLE OF AQUATIC PLANT (WATER HYACINTH) IN TREATING DOMESTIC WASTEWATER IN CONTINUOUS SYSTEM. International Journal of Phytoremediation, 18(7):679-685. doi:10.1080/15226514.2015.1130018

Rojas A., Bach P., Suyon L., Del Pilar E., y Flores B. (2019). EFICIENCIA DE FITORREMEDIACIÓN CON JACINTO DE AGUA. Tesis de grado.

Roldán G. (2003). BIOINDICACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA EN COLOMBIA: PROPUESTA PARA EL USO DEL MÉTODO BMWP/COL. Universidad de Antioquia, Medellín, Antioquia.

Romero A. (2004). TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES. TEORÍA Y PRINCIPIOS DE DISEÑO. Escuela Colombiana de ingeniería. Bogotá, Colombia.

Romero C. (1965). TALLERES GRÁFICOS DEL BANCO DE LA REPÚBLICA. Flora del Centro de Bolívar. Bogotá, Colombia. Disponible en: <https://books.google.com.ec/books?hl=es&id=3aFfAAAAMAAJ&focus=searchwithinvolume&q=pistia+stratiotes>

Romero J. (1999). TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES POR LAGUNAS DE ESTABILIZACIÓN. Escuela colombiana de ingeniería. Editorial Alfaomega, 281.

Romero M., Colín A., Sánchez E y Ortiz M. (2009). TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES POR UN SISTEMA PILOTO DE HUMEDALES ARTIFICIALES: EVALUACIÓN DE LA REMOCIÓN DE LA CARGA ORGÁNICA. Centro de Investigación en Biotecnología, Universidad Autónoma del Estado de Morelos. Facultad de Química, Universidad Autónoma del Estado de México. México.

Sánchez R. (2011). EVALUACIÓN DEL HUMEDAL ARTIFICIAL DE LA HOSTERÍA CUICOCHA, UTILIZADO PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS

RESIDUALES DOMÉSTICAS. Tesis de pregrado, Facultad de Ingeniería Civil y Ambiental, Universidad Politécnica Nacional, Quito, Ecuador.

Serrano R. (2006). MECANISMOS DE ADAPTACIÓN DE *Saccharomyces cerevisiae* A LA ALCALINIZACIÓN AMBIENTAL. Departamento de Bioquímica y Biología molecular. Tesis doctoral. Universitat Autònoma de Barcelona. Disponible en: [Mecanismos de adaptación de Saccharomyces cerevisiae... \(tdx.cat\)](#) [Mecanismos de adaptación de Saccharomyces cerevisiae... \(tdx.cat\)](#)

Sette R., Jiménez D., y De Lora F. (1990). “TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES, SEGUNDA REIMPRESIÓN”. España, Editorial Reverté, S.A.

Shah M., Hashmi H., Ghumman A., y Zeeshan M. (2015). PERFORMANCE ASSESSMENT OF AQUATIC MACROPHYTES FOR TREATMENT OF MUNICIPAL WASTEWATER. Journal of the South African Institution of Civil Engineering, 57(3), 18–25. <https://doi.org/10.17159/2309-8775/2015/v57n3a3>

Sooknah R., y Wilkie A. (2004) NUTRIENT REMOVAL BY FLOATING AQUATIC MACROPHYTES CULTURED ANAEROBICALLY DIGESTED FLUSHED DAIRY MANURE WASTEWATER. *Ecological Engineering*, 22, 27-42.

Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2004.01.004>

Sundaralingam T., y Gnanavelrajah N. (2014). PHYTOREMEDIATION POTENTIAL OF SELECTED PLANTS FOR NITRATE AND PHOSPHORUS FROM GROUND WATER. doi: 10.1080/15226514.2013.773279.

Useful Tropical Plants. (s.f.). JACINTO DE AGUA. Disponible en [:https://tropical.theferns.info/viewtropical.php?id=Eichhornia+crassipes](https://tropical.theferns.info/viewtropical.php?id=Eichhornia+crassipes)

UNESCO (2017). AGUAS RESIDUALES, EL RECURSO DESAPROVECHADO. INFORME MUNDIAL SOBRE EL DESARROLLO DE LOS RECURSOS HÍDRICOS DE LAS NACIONES UNIDAS 2017. Disponible en: <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000247647>

United States Environmental Protection Agency (EPA). (2022). *Indicators: Dissolved Oxygen*. National Aquatic Resource Surveys. Disponible en: <https://www.epa.gov/national-aquatic-resource-surveys/indicators-dissolved-oxygen>

United States Environmental Protection Agency (EPA). (2022). *Indicators: Phosphorus*. National Aquatic Resource Surveys. Disponible en: <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyNET.exe/P10070OR.TXT?ZyActionD=ZyDocument&Client=EPA&Index=2006+Thru+2010&Docs=&Query=&Time=&EndTime=&SearchMethod=1&TocRestrict=n&Toc=&TocEntry=&QField=&QFieldYear=&QFieldMonth=&QFieldDay=&IntQFieldOp=0&ExtQFieldOp=0&XmlQuery=&File=D%3A%5Czyfiles%5CIndex%20Data%5C06thru10%5Ctxt%5C00000016%5CP10070OR.txt&User=ANONYMOUS&Password=anonymous&SortMethod=h%7C-&MaximumDocuments=1&FuzzyDegree=0&ImageQuality=r75g8/r75g8/x150y150g16/i425&Display=hpfr&DefSeekPage=x&SearchBack=ZyActionL&Back=ZyActionS&BackDesc=Results%20page&MaximumPages=1&ZyEntry=1&SeekPage=x&ZyPURL>

Valero A. (2006). "APLICACIÓN TECNOLÓGICA DE LAS MACRÓFITAS A LA DEPURACIÓN DE AGUAS RESIDUALES CON LA AYUDA DE MICROORGANISMOS". Colombia. Disponible en: <http://repositorio.uis.edu.co/jspui/bitstream/123456789/7580/2/121012.pdf>.

Valipour A., Hamnabard N., Woo K., y Ahn Y. (2014). PERFORMANCE OF HIGH-RATE CONSTRUCTED PHYTOREMEDIATION PROCESS WITH

ATTACHED GROWTH FOR DOMESTIC WASTEWATER TREATMENT: EFFECT OF HIGH TDS AND CU. *Journal of Environmental Management*, 145, 1-8. doi: 10.1016/j.jenvman.2014.06.009.

Vangronsveld J., Herzig R., Weyens N., Boulet J., Adriaensen K., Ruttens A., Thewys T., Vassilev A., Meers E., Nehnevajova E., Van der Lelie, D., y Mench M. (2009). PHYTOREMEDIATION OF CONTAMINATED SOILS AND GROUNDWATER: LESSONS FROM THE FIELD. *Environmental Science and Pollution*, 16(7), 765-794. doi: 10.1007/s11356-009-0213-6.

Vargas K. (2017). "EVALUACIÓN DE *EICHHORNIA CRASSIPES* Y *LEMNA MINOR* EN LA REMOCIÓN DE PARÁMETROS DE LAS AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS DE LA QUEBRADA AZUNGUE DE LA CIUDAD DE MOYOBAMBA, 2015". Moyobamba-Perú. Disponible en: <https://repositorio.unsm.edu.pe/bitstream/11458/2802/1/SANITARIA%20-%20Katty%20Lizeth%20Vargas%20Torres.pdf>

Vera A., Andrade C., Flores E., Núñez M., Cárdenas C y Morales E. (2010). REMOCIÓN DE NUTRIENTES Y MATERIA ORGÁNICA EN UN HUMEDAL CONSTRUIDO EN FUNCIÓN DEL DESARROLLO DE LA MACRÓFITA *Typha dominguensis* PERS. *Revista Técnica de la Facultad de Ingeniería Universidad del Zulia*, 33(2), 153-163.

Villota T. (2014). BIORREMEDIACIÓN DE AGUAS RESIDUALES CON ALTA SALINIDAD MEDIANTE BACTERIAS HALÓFILAS AISLADAS DE PERFILES COSTEROS DE ECUADOR. Disponible en:
<http://dspace.udla.edu.ec/bitstream/33000/2274/1/UDLA-EC-TIAM-2014-05.pdf>

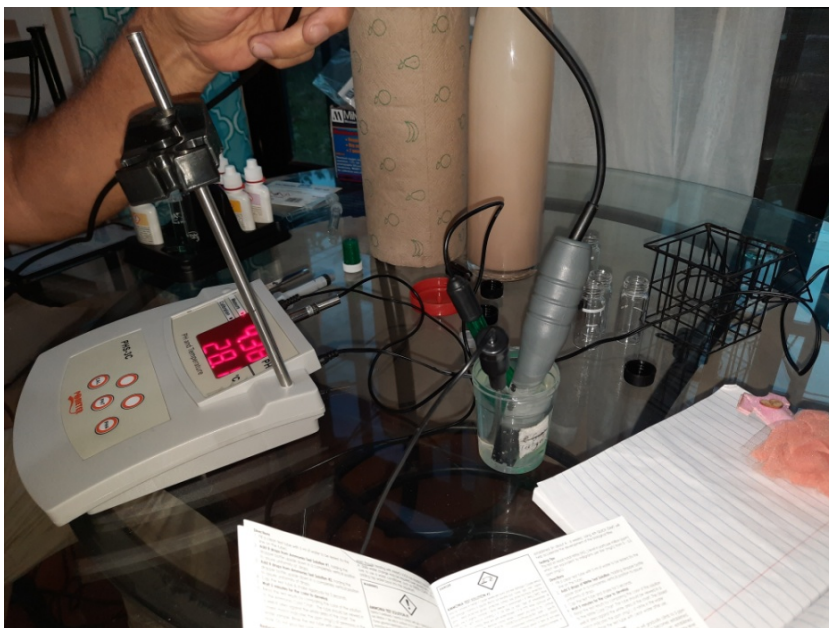
Vo T., Bui X., Nguyen D., Nguyen V. y Lin C. (2017). WASTEWATER TREATMENT AND BIOMASS GROWTH OF EIGHT PLANTS FOR SHALLOW BED WETLAND ROOFS. *Bioresource Technology*, 247, 992-998.

WHO. (2004). GUIDELINES FOR DRINKING WATER QUALITY, 1, (3). World Health Organization. Geneva.

Yousefi Z., y Mohseni-Bandpei A. (2010). NITROGEN AND PHOSPHORUS REMOVAL FROM WASTEWATER BY SUBSURFACE WETLANDS PLANTED WITH IRIS PSEUDACORUS. *Ecological Engineering*, 36, 777-782. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.02.002>.

Zhang C., Druzhinina I., Kubick C., y Xu T. (2005). *TRICHODERMA* BIODIVERSITY IN CHINA: EVIDENCE FOR A NORTH TO SOUTHERN DISTRIBUTION OF SPECIES IN EAST ASIA. *FEMS Microbiology Letters*, 251, 251-257.

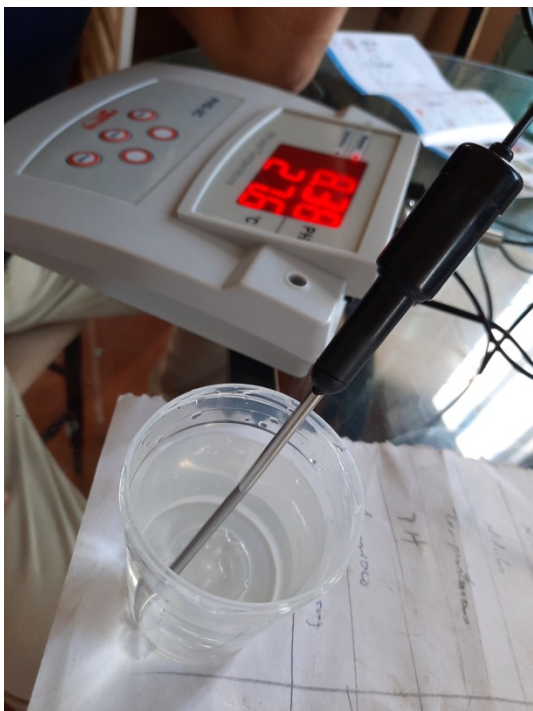
Anexos



Anexo 1. *Medición de oxígeno disuelto.*



Anexo 2. *Medición de pH y temperatura de las muestras.*



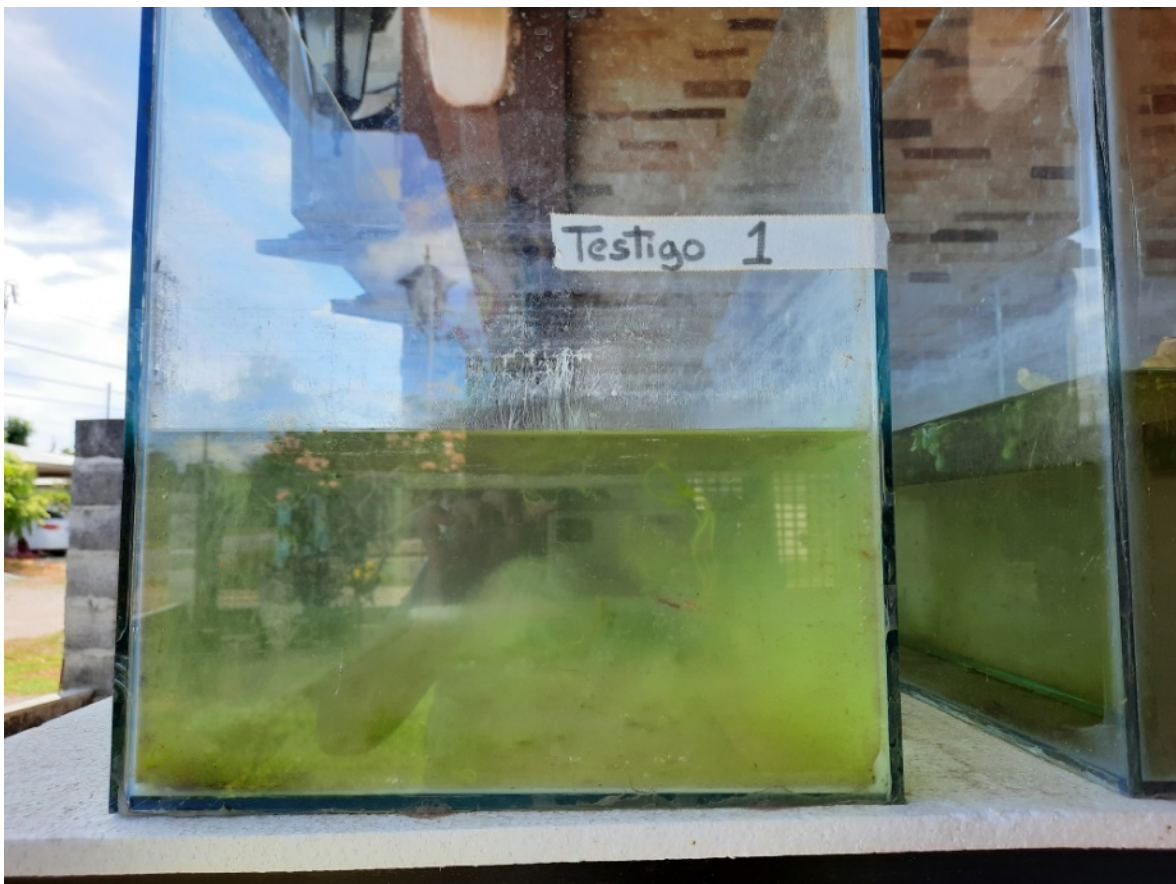
Anexo 3. *Medición de temperatura y pH.*



Anexo 4. *Medición de fosfatos con reactivo.*



Anexo 5. *Fotómetro de análisis (HANNA Instruments HI83306).*



Anexo 6. *Proliferación de algas en el control.*



Anexo 6. *Día de medición de parámetros.*



Anexo 7. *Día de medición de parámetros.*



Anexo 8. *ARAP, Gualaca.*



Anexo 9. *Recolección de E. crassipe.*



Anexo 10. *Recolección de efluentes piscícolas del ARAP, Gualaca.*