



Universidad del Norte  
División de Ciencias Básicas  
Departamento de Química y Biología  
Barranquilla, Colombia  
2023

# **Evaluación del desempeño de un bioprototipo para el tratamiento de aguas residuales domésticas descargadas en el arroyo León en Puerto Colombia, Atlántico**

Trabajo de Investigación

Presentado por:

**Claudia Marcela Vergel Castro**

**M.Sc. Andrea Fernanda Monroy Licht**

Director trabajo de Investigación

**Ph.D. Carlos Pacheco Bustos**

Co-Director trabajo de Investigación

Universidad del Norte  
División de Ciencias Básicas  
Departamento de Química y Biología  
Barranquilla, Colombia  
2023

# Hoja de aprobación

**Comité evaluador:**

**Director de trabajo de grado** \_\_\_\_\_

**Evaluador 1** \_\_\_\_\_

**Evaluador 2** \_\_\_\_\_

**Coordinador de Maestría** \_\_\_\_\_

**Fecha** \_\_\_\_\_

## Agradecimientos

A ti Señor Jesús por renovar mis fuerzas en los momentos que más lo necesitaba, por acompañarme en este camino e iluminarme con tu luz y tu amor.

A mis padres por su constante apoyo y por sus palabras de aliento, que me han ayudado a superar momentos difíciles.

A Efraín Boom, gracias infinitas por su apoyo constante, su amor, amistad y su colaboración en este trabajo. Especialmente, por acompañarme en el arroyo León y no dejarme sola en sus cálidas aguas.

Al Ph.D. Camilo Zuleta por brindarme su valiosa asesoría estadística.

Al grupo MAGYA de la Universidad Popular del Cesar, por permitirme analizar las muestras de material vegetal en su laboratorio.

No ha sido sencillo el camino andado, pero gracias a sus aportes, a su amor, a su inmensa bondad y apoyo, lo complicado de lograr esta meta se ha notado menos. Gracias.

A la Universidad del Norte por brindarme la oportunidad de crecer como estudiante, como mujer de ciencia, como profesional y como ser humano.

A mis tutores Andrea Monroy y Carlos Pacheco, por su orientación durante la elaboración de este proyecto y por permitirme explorar un ámbito desconocido para mí, relacionado con la conservación y restauración del agua.

A mis docentes y compañeros de la Maestría en Ciencias Naturales por brindarme su apoyo, contribuciones y por compartir momentos agradables.

## **Declaración:**

1. Declaro que he preparado el presente trabajo de investigación sin ningún tipo de ayuda. Todos Los datos y conceptos tomados directa o indirectamente de otras fuentes están indicados en la bibliografía. En particular. no he hecho uso de cualquier ayuda pagada por servicios de asesores u otras personas.

2. El presente trabajo de investigación no ha sido presentado en este país o en el extranjero a ningún otro comité de evaluación.

3. Las disposiciones de los procedimientos de la presentación del trabajo de investigación de la Maestría en Ciencias Naturales me es conocida.

*Claudia Marcela Vergel Castro*  
**Firma**

# Tabla de Contenido

1. Introducción.....	20
1.1. Antecedentes .....	21
1.1.1. Aguas residuales.....	21
1.1.1.1. Tipos de aguas residuales .....	21
1.1.1.2. Aguas residuales domésticas.....	21
1.1.2. Clasificación de los contaminantes de las aguas residuales .....	22
1.1.3. Tratamiento de aguas residuales.....	23
1.1.3.1. La Fitorremediación, como estrategia natural basada en plantas acuáticas .....	23
1.1.3.2. <i>Eichhornia crassipes</i> .....	24
1.1.3.3. Humedales artificiales.....	26
1.1.3.4. Marco legal para aguas residuales en Colombia .....	26
1.2. Humedales artificiales en Colombia y el mundo.....	27
1.3. Análisis y planteamiento del problema .....	30
1.4. Justificación.....	31
1.5. Hipótesis.....	33
2. Objetivos .....	34
2.1. Objetivo general .....	34
2.2. Objetivos específicos.....	<b>¡Error! Marcador no definido.</b>
3. Metodología.....	35
3.1. Descripción de la composición y operación del bioprototipo .....	35
3.2. Evaluación del desempeño de un bioprototipo diseñado para el tratamiento de ARD a través de pruebas físicoquímicas y microbiológicas.....	38
3.2.1. Agua a tratar .....	38
3.2.2. Plantas macrófitas, <i>Eichhornia crassipes</i> .....	41
3.2.3. Bacterias degradadoras.....	43
3.2.4. Evaluación del bioprototipo .....	43
3.3. Evaluación de los potenciales efectos fitotóxicos en <i>Eichhornia crassipes</i> asociados a su uso en el bioprototipo.....	49
3.3.1. Recolección de muestras de material vegetal .....	50
3.3.2. Análisis de las plantas .....	51

3.4. Identificación de potenciales usos para el aprovechamiento sostenible de la biomasa de <i>Eichhornia crassipes</i> empleada durante el tratamiento de AR.....	54
3.5. Análisis Estadístico .....	55
4. Resultados y Discusión .....	56
4.1. Resultados Objetivo 1 .....	56
4.1.1. Caracterización inicial del Agua Residual (AR) del Arroyo León.....	56
4.1.2. Parámetros Físicoquímicos.....	57
4.1.2.1. <i>Materia Orgánica</i> .....	58
4.1.2.2. <i>Materiales Suspendidos y Disueltos</i> .....	59
4.1.2.3. <i>Microorganismos y Bacterias Patógenas</i> .....	59
4.1.2.4. <i>Nutrientes</i> .....	60
4.1.2.5. <i>Otros análisis</i> .....	60
4.1.3. Resultados de las variables físicoquímicas y microbiológicas.....	61
4.1.3.1. <i>Parámetros Físicoquímicos</i> .....	61
4.1.3.2. <i>Eliminación de Materia Orgánica</i> .....	67
4.1.3.3. <i>Eliminación de Materiales Suspendidos y Disueltos</i> .....	71
4.1.3.4. <i>Eliminación de Microorganismos y Bacterias Patógenas</i> .....	81
4.1.3.5. <i>Eliminación de Nutrientes</i> .....	86
4.1.2.6. <i>Otros análisis</i> .....	96
4.2. Resultados Objetivo 2 .....	101
4.2.1. Crecimiento de las plantas.....	101
4.2.1. Efectos de los tratamientos biológicos sobre los pigmentos fotosintéticos .....	107
4.2.2. Nutrientes acumulados en los tejidos de la raíz.....	112
4.2.3. Cambios en el contenido de proteína total en las hojas.....	115
4.3. Resultados Objetivo 3 .....	116
4.3.1. Muestreo primario y proceso de selección .....	117
4.3.2. Evolución de las publicaciones por tipo de contenido .....	117
4.3.3. Distribución geográfica .....	119
4.3.4. Contribución de las revistas en la evolución de los artículos publicados.....	121
4.3.5. Usos potenciales de biomasa de <i>Eichhornia crassipes</i> en los casos analizados.....	122
4.3.5.1. <i>Países de África</i> .....	122
4.3.5.2. <i>Países de América</i> .....	123
4.3.5.3. <i>Países de Asia</i> .....	124

4.3.5.4. <i>Países de Europa</i> .....	129
5. Conclusiones .....	131
6. Perspectivas Futuras .....	133
Referencias .....	134
Anexos.....	174

## Lista de Tablas

<b>Tabla 1.</b> Contaminantes químicos y biológicos de las aguas residuales.....	22
<b>Tabla 2.</b> Descripción de los tratamientos utilizados en el experimento, la cantidad de plantas empleadas en cada tanque del sistema y la proporción de microorganismos adicionados en cada uno de ellos.....	45
<b>Tabla 3.</b> Puntos de toma de muestras de agua residual doméstica, tiempo transcurrido para la toma de muestras y número total de muestras tomadas por punto de muestreo .....	46
<b>Tabla 4.</b> Análisis fisicoquímicos, microbiológicos, y métodos analíticos para los análisis del agua en los diferentes puntos de muestreo señalados previamente .....	47
<b>Tabla 5.</b> Categorías e indicadores de la calidad del agua residual doméstica.....	48
<b>Tabla 6.</b> Composición del medio Hoagland para plantas control .....	49
<b>Tabla 7.</b> Descripción del tratamiento y número de plantas en cada tanque del sistema .....	50
<b>Tabla 8.</b> Detalle de las características de la toma de muestras de material vegetal en el experimento (hojas y raíces), así como el tiempo transcurrido para la toma de muestra y la cantidad de plantas muestreadas en cada tanque. ....	51
<b>Tabla 9.</b> Información de método determinación nitrógeno total y fósforo disponible .....	54
<b>Tabla 10.</b> Caracterización inicial del agua residual del arroyo León sin tratar y análisis comparativo con las resoluciones 0631/2015 y 1256/2021. ....	56
<b>Tabla 11.</b> Usos potenciales de biomasa de <i>Eichhornia crassipes</i> en países de África .....	123
<b>Tabla 12.</b> Usos potenciales de biomasa de <i>Eichhornia crassipes</i> en países de América.....	123
<b>Tabla 13.</b> Usos potenciales de biomasa de <i>Eichhornia crassipes</i> en países de Asia .....	125
<b>Tabla 14.</b> Usos potenciales de biomasa de <i>Eichhornia crassipes</i> en países de Europa.....	129

## Lista de Figuras

<b>Figura 1.</b> Morfología de <i>Eichhornia crassipes</i> .....	25
<b>Figura 2.</b> PTAR "Nuevos terrenos" de la Fundación Universidad del Norte .....	35
<b>Figura 3.</b> Bioprototipo instalado en el interior de la PTAR "Nuevos terrenos" de la Fundación Universidad del Norte. ....	36
<b>Figura 4.</b> Visualización en 3D del bioprototipo y sus etapas .....	36
<b>Figura 5.</b> Ubicación geográfica Arroyo León. ....	39
<b>Figura 6.</b> Arroyo León. ....	39
<b>Figura 7.</b> Agua residual doméstica de un muestreo realizado en el arroyo León en canecas plásticas, ubicadas en la PTAR Nuevos Terrenos de la Universidad del Norte .....	40
<b>Figura 8.</b> Lugar de recolección de <i>Eichhornia crassipes</i> empleadas en el estudio. ....	41
<b>Figura 9.</b> Zona de recolección de <i>Eichhornia crassipes</i> .....	42
<b>Figura 10.</b> Plantas <i>Eichhornia crassipes</i> ubicadas en la PTAR Nuevos Terrenos después de su crecimiento, para pruebas experimentales en el bioprototipo. ....	42
<b>Figura 11.</b> Funcionamiento bioprototipo por corridas (Corrida 1, Corrida 2 y Corrida 3)....	44
<b>Figura 12.</b> Puntos de muestreo del agua durante el proceso de tratamiento. PM1: afluente sin tratar, PM2: agua filtrada, PM3: salida Tto. Bio. I, PM4: salida Tto. Bio. II, PM5: salida Tto. Bio. III y PM6: efluente clorado. ....	45
<b>Figura 13.</b> Toma de muestras de material vegetal de las plantas (hojas y raíces) en el bioprototipo. ....	50
<b>Figura 14.</b> Toma y registro de peso fresco de las plantas de <i>Eichhornia crassipes</i> . ....	52
<b>Figura 15.</b> Método de revisión de la literatura.....	55
<b>Figura 16.</b> Variación en la temperatura del ARD en los diferentes puntos de muestreo, 1. Afluente sin tratar, 2. ARD filtrada, 3. Salida Tto. Bio. I, 4. Salida Tto. Bio. II, 5. Salida Tto. Bio. III., 6. Efluente clorado. La línea discontinua en color rojo corresponde al límite máximo permisible de 40°C. ....	62
<b>Figura 17.</b> Variación en el pH del ARD en los diferentes puntos de muestreo, 1. Afluente sin tratar, 2. ARD filtrada, 3. Salida Tto. Bio. I, 4. Salida Tto. Bio. II, 5. Salida Tto. Bio. III., 6. Efluente clorado. La línea discontinua en color rojo corresponde al límite máximo permisible de 9,0 y la línea verde al límite mínimo permisible de 6,0. Los asteriscos sobre las barras indican la existencia de diferencias estadísticamente significativas ente el grupo M1 y los grupos sometidos a tratamientos biológicos. ....	63
<b>Figura 18.</b> Variación de la conductividad eléctrica del ARD en los diferentes puntos de muestreo, 1. Afluente sin tratar, 2. ARD filtrada, 3. Salida Tto. Bio. I, 4. Salida Tto. Bio. II, 5. Salida Tto. Bio. III, 6. Efluente clorado. La línea discontinua roja corresponde al límite máximo permisible de 1500. Los asteriscos sobre las barras indican la existencia de	

- diferencias estadísticamente significativas ente el grupo M1 y los grupos sometidos a tratamientos biológicos. .... 65
- Figura 19.** Variación del oxígeno disuelto del ARD en los diferentes puntos de muestreo, 1. Afluente sin tratar, 2. ARD filtrada, 3. Salida Tto. Bio. I, 4. Salida Tto. Bio. II, 5. Salida Tto. Bio. III, 6. Efluente clorado. Los asteriscos sobre las barras indican la existencia de diferencias estadísticamente significativas ente el grupo M1 y los grupos sometidos a tratamientos biológicos. .... 66
- Figura 20.** Variación en la concentración de DBO<sub>5</sub> del ARD en los diferentes puntos de muestreo, 1. Afluente sin tratar, 2. ARD filtrada, 3. Salida Tto. Bio. I, 4. Salida Tto. Bio. II, 5. Salida Tto. Bio. III, 6. Efluente clorado. La línea discontinua en color rojo corresponde al límite máximo permisible de 90 mg O<sub>2</sub>. L<sup>-1</sup>. Los asteriscos sobre las barras indican la existencia de diferencias estadísticamente significativas ente el grupo M1 y los grupos sometidos a tratamientos biológicos. .... 68
- Figura 21.** Variación de la concentración de DQO del ARD en los diferentes puntos de muestreo, 1. Afluente sin tratar, 2. ARD filtrada, 3. Salida Tto. Bio. I, 4. Salida Tto. Bio. II, 5. Salida Tto. Bio. III, 6. Efluente clorado. La línea discontinua en color rojo corresponde al límite máximo permisible de 200 mg O<sub>2</sub>. L<sup>-1</sup>. Los asteriscos sobre las barras indican la existencia de diferencias estadísticamente significativas ente el grupo M1 y los grupos sometidos a tratamientos biológicos. .... 70
- Figura 22.** Variación en la concentración de sólidos totales del ARD en los diferentes puntos de muestreo, 1. Afluente sin tratar, 2. ARD filtrada, 3. Salida Tto. Bio. I, 4. Salida Tto. Bio. II, 5. Salida Tto. Bio. III, 6. Efluente clorado. Los asteriscos sobre las barras indican la existencia de diferencias estadísticamente significativas ente el grupo M1 y los grupos sometidos a tratamientos biológicos. .... 72
- Figura 23.** Variación en la concentración de sólidos suspendidos totales del ARD en los diferentes puntos de muestreo, 1. Afluente sin tratar, 2. ARD filtrada, 3. Salida Tto. Bio. I, 4. Salida Tto. Bio. II, 5. Salida Tto. Bio. III, 6. Efluente clorado. La línea discontinua en color rojo corresponde al límite máximo permisible de 100 mg. L<sup>-1</sup>. Los asteriscos sobre las barras indican la existencia de diferencias estadísticamente significativas ente el grupo M1 y los grupos sometidos a tratamientos biológicos. .... 73
- Figura 24.** Variación en la concentración sólidos disueltos totales del ARD en los diferentes puntos de muestreo, 1. Afluente sin tratar, 2. ARD filtrada, 3. Salida Tto. Bio. I, 4. Salida Tto. Bio. II, 5. Salida Tto. Bio. III, 6. Efluente clorado. Los asteriscos sobre las barras indican la existencia de diferencias estadísticamente significativas ente el grupo M1 y los grupos sometidos a tratamientos biológicos. .... 75
- Figura 25.** Variación en la concentración sólidos sedimentables del ARD en los diferentes puntos de muestreo, 1. Afluente sin tratar, 2. ARD filtrada, 3. Salida Tto. Bio. I, 4. Salida Tto. Bio. II, 5. Salida Tto. Bio. III, 6. Efluente clorado. La línea discontinua en color rojo corresponde al límite máximo permisible de 5,0 mL. h<sup>-1</sup>. Los asteriscos sobre las barras

indican la existencia de diferencias estadísticamente significativas ente el grupo M1 y los grupos sometidos a tratamientos biológicos. ....	76
<b>Figura 26.</b> Variación del color real del ARD en los diferentes puntos de muestreo, 1. Afluente sin tratar, 2. ARD filtrada, 3. Salida Tto. Bio. I, 4. Salida Tto. Bio. II, 5. Salida Tto. Bio. III, 6. Efluente clorado. Los asteriscos sobre las barras indican la existencia de diferencias estadísticamente significativas ente el grupo M1 y los grupos sometidos a tratamientos biológicos. ....	77
<b>Figura 27.</b> Variación del color aparente del ARD en los diferentes puntos de muestreo, 1. Afluente sin tratar, 2. ARD filtrada, 3. Salida Tto. Bio. I, 4. Salida Tto. Bio. II, 5. Salida Tto. Bio. III, 6. Efluente clorado. Los asteriscos sobre las barras indican la existencia de diferencias significativas ente el grupo M1 y los grupos sometidos a tratamientos biológicos. ....	78
<b>Figura 28.</b> Variación de la turbiedad del ARD en los diferentes puntos de muestreo, 1. Afluente sin tratar, 2. ARD filtrada, 3. Salida Tto. Bio. I, 4. Salida Tto. Bio. II, 5. Salida Tto. Bio. III, 6. Efluente clorado. Los asteriscos sobre las barras indican la existencia de diferencias estadísticamente significativas ente el grupo M1 y los grupos sometidos a tratamientos biológicos. ....	80
<b>Figura 29.</b> Turbiedad de las muestras por el paso del ARD a través del bioprototipo .....	81
<b>Figura 30.</b> Variación en el recuento de aerobios mesófilos del ARD en los diferentes puntos de muestreo, 1. Afluente sin tratar, 2. ARD filtrada, 3. Salida Tto. Bio. I, 4. Salida Tto. Bio. II, 5. Salida Tto. Bio. III, 6. Efluente clorado. Los asteriscos sobre las barras indican la existencia de diferencias estadísticamente significativas ente el grupo M1 y los grupos sometidos a tratamientos biológicos. ....	82
<b>Figura 31.</b> Variación en el recuento de coliformes totales del ARD en los diferentes puntos de muestreo, 1. Afluente sin tratar, 2. ARD filtrada, 3. Salida Tto. Bio. I, 4. Salida Tto. Bio. II, 5. Salida Tto. Bio. III, 6. Efluente clorado. Los asteriscos sobre las barras indican la existencia de diferencias estadísticamente significativas ente el grupo M1 y los grupos sometidos a tratamientos biológicos. ....	84
<b>Figura 32.</b> Variación en el recuento de coliformes fecales del ARD en los diferentes puntos de muestreo, 1. Afluente sin tratar, 2. ARD filtrada, 3. Salida Tto. Bio. I, 4. Salida Tto. Bio. II, 5. Salida Tto. Bio. III, 6. Efluente clorado. Los asteriscos sobre las barras indican la existencia de diferencias estadísticamente significativas ente el grupo M1 y los grupos sometidos a tratamientos biológicos. ....	85
<b>Figura 33.</b> Variación en la concentración de Nitrógeno Amoniacal (N-NH <sub>3</sub> ) del ARD en los diferentes puntos de muestreo, 1. Afluente sin tratar, 2. ARD filtrada, 3. Salida Tto. Bio. I, 4. Salida Tto. Bio. II, 5. Salida Tto. Bio. III, 6. Efluente clorado. Los asteriscos sobre las barras indican la existencia de diferencias estadísticamente significativas ente el grupo M1 y los grupos sometidos a tratamientos biológicos. ....	88
<b>Figura 34.</b> Variación en la concentración de Nitritos del ARD en los diferentes puntos de muestreo, 1. Afluente sin tratar, 2. ARD filtrada, 3. Salida Tto. Bio. I, 4. Salida Tto. Bio. II,	

5. Salida Tto. Bio. III, 6. Efluente clorado. Los asteriscos sobre las barras indican la existencia de diferencias estadísticamente significativas ente el grupo M1 y los grupos sometidos a tratamientos biológicos. .... 89

**Figura 35.** Variación en la concentración de Nitratos del ARD en los diferentes puntos de muestreo, 1. Afluente sin tratar, 2. ARD filtrada, 3. Salida Tto. Bio. I, 4. Salida Tto. Bio. II, 5. Salida Tto. Bio. III, 6. Efluente clorado. La línea discontinua en color rojo corresponde al límite máximo permisible de  $11 \text{ mg N-NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$ . Los asteriscos sobre las barras indican la existencia de diferencias estadísticamente significativas ente el grupo M1 y los grupos sometidos a tratamientos biológicos. .... 91

**Figura 36.** Variación en la concentración de Ortofosfatos del ARD en los diferentes puntos de muestreo, 1. Afluente sin tratar, 2. ARD filtrada, 3. Salida Tto. Bio. I, 4. Salida Tto. Bio. II, 5. Salida Tto. Bio. III, 6. Efluente clorado. Los asteriscos sobre las barras indican la existencia de diferencias estadísticamente significativas ente el grupo M1 y los grupos sometidos a tratamientos biológicos. .... 93

**Figura 37.** Variación de la concentración de sulfatos del ARD en los diferentes puntos de muestreo, 1. Afluente sin tratar, 2. ARD filtrada, 3. Salida Tto. Bio. I, 4. Salida Tto. Bio. II, 5. Salida Tto. Bio. III, 6. Efluente clorado. La línea discontinua en color rojo corresponde al límite máximo permisible de  $500 \text{ mg SO}_4^{2-} \cdot \text{L}^{-1}$ . Los asteriscos sobre las barras indican la existencia de diferencias estadísticamente significativas ente el grupo M1 y los grupos sometidos a tratamientos biológicos. .... 94

**Figura 38.** Variación de la concentración de Hierro del ARD en los diferentes puntos de muestreo, 1. Afluente sin tratar, 2. ARD filtrada, 3. Salida Tto. Bio. I, 4. Salida Tto. Bio. II, 5. Salida Tto. Bio. III, 6. Efluente clorado. Los asteriscos sobre las barras indican la existencia de diferencias estadísticamente significativas ente el grupo M1 y los grupos sometidos a tratamientos biológicos. .... 96

**Figura 39.** Variación de la alcalinidad total del ARD en los diferentes puntos de muestreo, 1. Afluente sin tratar, 2. ARD filtrada, 3. Salida Tto. Bio. I, 4. Salida Tto. Bio. II, 5. Salida Tto. Bio. III, 6. Efluente clorado. Los asteriscos sobre las barras indican la existencia de diferencias estadísticamente significativas ente el grupo M1 y los grupos sometidos a tratamientos biológicos. .... 97

**Figura 40.** Variación de la dureza total del ARD en los diferentes puntos de muestreo, 1. Afluente sin tratar, 2. ARD filtrada, 3. Salida Tto. Bio. I, 4. Salida Tto. Bio. II, 5. Salida Tto. Bio. III, 6. Efluente clorado. Los asteriscos sobre las barras indican la existencia de diferencias estadísticamente significativas ente el grupo M1 y los grupos sometidos a tratamientos biológicos. .... ¡Error! Marcador no definido.

**Figura 41.** Variación en el contenido de aceites y grasas del ARD en los diferentes puntos de muestreo, 1. Afluente sin tratar, 2. ARD filtrada, 3. Salida Tto. Bio. I, 4. Salida Tto. Bio. II, 5. Salida Tto. Bio. III, 6. Efluente clorado. La línea discontinua en color rojo corresponde al límite máximo permisible de  $20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ . Los asteriscos sobre las barras indican la existencia

de diferencias estadísticamente significativas ente el grupo M1 y los grupos sometidos a tratamientos biológicos. ....	100
<b>Figura 42.</b> Biomasa fresca <i>Eichhornia crassipes</i> al ingreso y salida de.....	102
<b>Figura 43.</b> Crecimiento Relativo de las Plantas de <i>Eichhornia crassipes</i> en .....	103
<b>Figura 44.</b> Generación de nuevos estolones de <i>Eichhornia crassipes</i> en .....	104
<b>Figura 45.</b> Número de hojas de <i>Eichhornia crassipes</i> en cada tratamiento en el bioprototipo. Los asteriscos sobre las barras indican grupos estadísticamente diferentes al comparar el control con los tratamientos biológicos. ....	105
<b>Figura 46.</b> Longitud de raíz de <i>Eichhornia crassipes</i> en cada tratamiento en el bioprototipo. Los asteriscos sobre las barras indican grupos estadísticamente diferentes al comparar el control con los tratamientos biológicos. ....	106
<b>Figura 47.</b> Contenido de clorofila $\alpha$ en las hojas de <i>Eichhornia crassipes</i> al inicio y al.....	108
<b>Figura 48.</b> Contenido de clorofila $\beta$ en las hojas de <i>Eichhornia crassipes</i> al inicio y al.....	109
<b>Figura 49.</b> Contenido de clorofila total en las hojas de <i>Eichhornia crassipes</i> al inicio y al	110
<b>Figura 50.</b> Contenido de carotenoides en las hojas de <i>Eichhornia crassipes</i> al inicio y al.	111
<b>Figura 51.</b> Acumulación de nitrógeno total en las raíces de <i>Eichhornia crassipes</i> . ....	112
<b>Figura 52.</b> Acumulación de fósforo disponible en las raíces de <i>Eichhornia crassipes</i> . ....	114
<b>Figura 53.</b> Curva de calibración para proteínas totales por el método de Bradford. ....	116
<b>Figura 54.</b> Cuantificación de proteínas totales en las hojas de <i>Eichhornia crassipes</i> al .....	116
<b>Figura 55.</b> Distribución del número de publicaciones por tipo de artículo .....	118
<b>Figura 56.</b> Evolución de las publicaciones teniendo en cuenta el año y tipo de contenido.	119
<b>Figura 57.</b> Distribución geográfica de los casos de estudio sobre aprovechamiento de <i>Eichhornia crassipes</i> .....	120
<b>Figura 58.</b> Distribución del número de estudios realizados por tipo de contenido y país ...	121
<b>Figura 59.</b> Gráfico radial de revistas con mayor número de artículos publicados.....	122

## Abreviaturas

AC: Análisis Caracterización.  
ACP: Análisis Control Proceso.  
AR: Agua Residual.  
ARD: Agua Residual Doméstica.  
ArnD: Agua Residual no Doméstica.  
AyR: Análisis y Reporte.  
CAR: Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca.  
CE: Conductividad Eléctrica.  
CIOH: Centro de Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas.  
CRA: Corporación Autónoma Regional del Atlántico.  
CONPES: Consejo Nacional de Política Económica y Social.  
CF: Coliformes Fecales.  
CT: Coliformes Totales.  
C1: Corrida 1.  
C2: Corrida 2.  
C3: Corrida 3.  
DBO<sub>5</sub>: Demanda Bioquímica de Oxígeno  
DQO: Demanda Química de Oxígeno.  
EDAR: Estación Depuradora de Aguas Residuales.  
HA: Humedal Artificial.  
IDEAM: Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales.  
MO: Materia Orgánica.  
N.A: No Aplica.  
OD: Oxígeno Disuelto.  
OMS: Organización Mundial de la Salud.  
ONU: Organización de las Naciones Unidas.  
PTAR: Planta de Tratamiento de Aguas Residuales.  
RAS: Reglamento Técnico del Sector de Agua Potable y Saneamiento Básico.  
SD: Sólidos Disueltos.  
Ssed: Sólidos Sedimentables.  
SST: Sólidos Suspendidos Totales.  
ST: Sólidos Totales.  
STM: Standard Methods.  
UFC: Unidades Formadoras de Colonias.  
TRH: Tiempo de Retención Hidráulica.  
Tto. Bio. I: Tratamiento Biológico I.  
Tto. Bio. II: Tratamiento Biológico II.  
Tto. Bio. III: Tratamiento Biológico III.

## Glosario

***Aerobios mesófilos:*** Los aerobios mesófilos son un grupo de microorganismos capaces de desarrollarse en presencia de oxígeno a una temperatura comprendida entre 20°C y 45°C con una óptima entre 30°C y 40°C. El recuento de estos microorganismos, en condiciones establecidas, estima la microflora total sin especificar los tipos de microorganismos que se encuentran (García & Lidueñez, 2022).

***Afluente.*** Son las aguas residuales brutas o crudas que provienen de una red o sistema de alcantarillado y llegan a la planta de tratamiento (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2014).

***Agua residual.*** Agua que de acuerdo al uso que se le dé, ya sea industrial, comercial, domestico u otro, han sido sometidas a diferentes procesos. Generalmente, estas aguas poseen un elevado contenido de microorganismos y sustancias que pueden ser dañinas para la salud humana y los ecosistemas si no se les da un adecuado tratamiento (Secretaría General de la Comunidad Andina, 2008).

***Aguas residuales tratadas.*** Son aquellas aguas residuales que han pasado por procesos de tratamiento para cumplir con los requisitos de calidad necesarios para su reutilización (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2014).

***Alcalinidad.*** Se refiere a la capacidad del agua para neutralizar los ácidos, siendo una medida de la suma de todas las bases titulables presentes en el agua. Cuando se conoce la composición química de la muestra, es posible interpretar la alcalinidad en términos de sustancias específicas (IDEAM, 2005).

***Análisis físico y químico del agua.*** Es un conjunto de procedimientos llevados a cabo en laboratorio para evaluar las características físicas, químicas o ambas de una muestra de agua (Ministerio de la Protección Social & Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial, 2007).

***Análisis microbiológico del agua.*** Es un conjunto de procedimientos realizados en laboratorio para evaluar la presencia o ausencia, cantidad y tipo de microorganismos en una muestra de agua para consumo humano o cualquier tipo de agua (Ministerio de la Protección Social & Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial, 2007).

***Arroyo.*** Curso pequeño de agua natural que a menudo recibe el nombre de riachuelos y arroyos, aunque también se utilizan otros nombres, según las circunstancias, como torrentes y quebradas (Hernández, 2018).

***Bioprototipo.*** El término prototipo se emplea para nombrar al primer dispositivo que se desarrolló de algo y que sirve como modelo para la fabricación de los siguientes o como muestra. Un bioprototipo es un prototipo en este caso biológico (humedal artificial empleando organismos vivos).

**Calidad del agua.** Se refiere a la condición del agua, incluidas las características químicas, físicas y biológicas, generalmente respecto a su idoneidad para un propósito particular, como beber o nadar. El resultado de las características del agua se compara con la normatividad establecida que regula el tema (Ministerio de la Protección Social, 2007).

**Fitotóxico.** Los fitotóxicos son agentes o sustancias que dañan o matan las células o los tejidos (National Cancer Institute, 2023).

**Coliformes.** Son bacterias en forma de bastón que producen ácido y gas al fermentar la lactosa a una temperatura de 35 a 37°C en un lapso de 24 a 48 horas. Se clasifican en anaerobias o facultativas, no forman esporas, son Gram negativas y tienen actividad enzimática de la  $\beta$ -galactosidasa. Los coliformes se utilizan como un indicador de la contaminación microbiológica del agua (Ministerio de la Protección Social & Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial, 2007).

**Coliformes fecales.** Es un grupo de bacterias que se encuentra en grandes cantidades en el intestino humano y su presencia en el agua es un indicador de contaminación microbiológica (Secretaría General de la Comunidad Andina, 2008).

**Color.** Característica del agua debida a la presencia de partículas coloidales y material suspendido (Ministerio de Vivienda Ciudad y Territorio, 2017).

**Conductividad eléctrica.** La conductividad es una medida de la propiedad que poseen las soluciones acuosas para conducir la corriente eléctrica. Esta propiedad depende de la presencia de iones, su concentración, movilidad, valencia y de la temperatura de la medición. Las soluciones de la mayor parte de los compuestos inorgánicos son buenas conductoras. Las moléculas orgánicas al no disociarse en el agua, conducen la corriente en muy baja escala (IDEAM, 2006).

**Cloración.** Aplicación de cloro al agua, generalmente para desinfectar o para oxidar compuestos indeseables (Ministerio de Vivienda Ciudad y Territorio, 2017).

**Clorofila.** Son pigmentos verdes que se encuentran en las plantas y son fundamentales para la fotosíntesis (Chen et al., 2023).

**Degradación.** Es el proceso de transformación de sustancias complejas en otras más simples (González et al., 2007).

**Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO).** Es la cantidad de oxígeno consumida por los microorganismos mientras descomponen la materia orgánica en condiciones aeróbicas en un periodo de tiempo y temperatura específicos. La DBO es una medida indirecta del contenido de materia orgánica biodegradable presente en el agua (Ministerio de Vivienda Ciudad y Territorio, 2017).

***Demanda Química de Oxígeno (DQO).*** Es la cantidad de oxígeno necesaria para oxidar la materia orgánica presente en el agua residual mediante un proceso químico. Esta oxidación se lleva a cabo en un ambiente ácido y a altas temperaturas, utilizando sales inorgánicas de permanganato o dicromato como oxidantes (Ministerio de Vivienda Ciudad y Territorio, 2017).

***Desinfección.*** La desinfección del agua es la eliminación o desactivación de microorganismos patógenos. Los microorganismos se destruyen o desactivan, lo que da como resultado la terminación del crecimiento y la reproducción (Ministerio de Vivienda Ciudad y Territorio, 2017).

***Desinfectante.*** Agente físico, como calor o radiación, o químico que destruye, neutraliza, o inhibe el crecimiento de microorganismos patógenos (Ministerio de Vivienda Ciudad y Territorio, 2017).

***Dureza Total.*** La dureza de una muestra de agua puede ser definida como la concentración de todos los cationes metálicos no alcalinos presentes en dicha muestra, esta concentración se expresa en equivalentes de carbonato de calcio ( $\text{CaCO}_3$ ). Los iones responsables de esta dureza del agua son primordialmente los producidos por el calcio y el magnesio ( $\text{Ca}^{+2}$  y  $\text{Mg}^{+2}$ ) y las aguas que los contienen se denominan aguas duras (Espinosa & Rodriguez, 2016).

***Efluente.*** Líquido proveniente de un sistema de tratamiento (Ministerio de Vivienda Ciudad y Territorio, 2017).

***Eutrofización.*** La eutrofización es el aumento en la tasa de suministro de materia orgánica a un ecosistema. Durante la eutrofización, los nutrientes (principalmente nitrógeno y fósforo) en el agua aumentan drásticamente, lo que conduce a una proliferación de algas y otras plantas microscópicas que eventualmente asfixian y matan al lago. Las descargas de nutrientes provenientes de las aguas residuales, fertilizantes y detergentes en el ecosistema pueden acelerar el proceso de eutrofización (Secretaría General de la Comunidad Andina, 2008).

***Filtración.*** Es el proceso de eliminación de partículas coloidales y suspendidas presentes en el agua, mediante el paso de agua a través de un medio poroso (Ministerio de Vivienda Ciudad y Territorio, 2017).

***Fotosíntesis.*** Es el proceso mediante el cual las plantas verdes, las algas y algunas bacterias capturan la energía de la luz y la transforman en energía química. La fotosíntesis es uno de los procesos más importantes en las plantas, las algas y algunas bacterias, en el cual el dióxido de carbono y el agua son convertidos en oxígeno e hidratos de carbono en presencia de luz solar, y se usan para generar más plantas (Ospina et al., 2018).

***Macrófitas.*** Las macrófitas son plantas vasculares en las que células especializadas transportan agua y minerales desde las raíces. Las macrófitas son plantas acuáticas de gran tamaño y se clasifican en cuatro divisiones taxonómicas: *Charophyta*, *Bryophyta*, *Pteridophyta* y

*Spermatophyta*. Comúnmente se considera a las macrófitas acuáticas como un grupo cosmopolita (Ramos et al., 2013; Wang et al., 2024).

**Oxígeno disuelto (OD)**. Es la concentración de oxígeno que se mide en un líquido, que es menor que la saturación y se expresa en  $\text{mg. L}^{-1}$ . El nivel de oxígeno disuelto es importante para la vida acuática, ya que niveles por debajo de  $4 \text{ mg. L}^{-1}$  pueden ser perjudiciales para las especies que necesitan oxígeno para sobrevivir (Secretaría General de la Comunidad Andina, 2008).

**Parámetros de calidad del agua**. Son variables que permiten identificar elementos específicos mediante un valor numérico, como los Sólidos Suspendidos Totales (SST), Demanda Química de Oxígeno (DQO), Demanda Bioquímica de Oxígeno ( $\text{DBO}_5$ ), Temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ), Nitratos ( $\text{NO}_3$ ), Nitritos ( $\text{NO}_2$ ), entre otros (Secretaría General de la Comunidad Andina, 2008).

**pH**. Es el grado de concentración de iones de hidrógeno en una sustancia o solución y se representa como el logaritmo de la concentración de iones de hidrógeno en una solución acuosa (Zhu et al., 2024). El término pH, se utiliza para expresar la intensidad de la condición ácida o alcalina de una solución, sin que esto signifique que mida la alcalinidad total o la acidez total (IDEAM, 2007a).

**Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR)**. Es una instalación en las que se utiliza una combinación de varios procesos (por ejemplo, físicos, químicos y biológicos) para tratar las aguas residuales y eliminar los contaminantes (Anjum et al., 2016).

**Reúso de agua**. Es el uso de aguas residuales tratadas que cumplen con los criterios de calidad requeridos para la utilización a la que se van a destinar (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2014).

**Saneamiento**. Es el servicio que se encarga de la eliminación y tratamiento de todos los agentes contaminantes producidos por las heces y la orina del ser humano (OMS, 2015).

**Sólidos suspendidos Totales (SST)**. Se definen como sólidos de pequeño tamaño que pueden ser atrapados por un filtro. Los SST se constituyen por sólidos en suspensión, sólidos sedimentables, y sólidos coloidales, cuyo tamaño de partícula no logra traspasar el filtro estándar de fibra de vidrio (Ministerio de Vivienda Ciudad y Territorio, 2017).

**Sólidos disueltos totales (SDT)**. En aguas residuales se refieren a materias orgánicas disueltas y sales inorgánicas, incluidos sodio, potasio, calcio, magnesio, cloruro, bicarbonatos y sulfatos (Chen et al., 2021).

**Sólidos sedimentables (Ssed)**. Son la materia sólida que se sedimenta en 1 hora (Ministerio de Vivienda Ciudad y Territorio, 2017).

**Tiempo de contacto para el desinfectante**. Es el tiempo que un desinfectante necesita desde su aplicación hasta la formación desinfectante como un producto residual, de forma que esa

concentración favorece la destrucción o inactivación de los microorganismos que se encuentran en el agua (Ministerio de la Protección Social & Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial, 2007).

***Tiempo de retención hidráulica.*** Tiempo promedio que se demoran las partículas del agua en un proceso de tratamiento. Generalmente se formula como la razón existente entre el caudal y el volumen útil (Ministerio de Vivienda Ciudad y Territorio, 2017).

***Turbiedad:*** La turbiedad o turbidez se define como la medida de la claridad del agua, y está relacionada con el efecto que produce el material suspendido, el cual disminuye el paso de la luz a través del agua. Los materiales suspendidos causantes de la turbiedad en el agua, incluyen partículas de suelo (arcilla, limo y arena), algas, plancton, microbios y otras sustancias (Velásquez & Tocuyo, 2020).

***Vertimiento.*** Es la descarga final de sustancias, elementos o compuestos contenidos en un medio líquido a un alcantarillado, cuerpo de agua o suelo (Ministerio de Vivienda Ciudad y Territorio, 2016).

## Resumen

Más del 80% de las aguas residuales a nivel mundial terminan en los ecosistemas acuáticos, lo que las convierte en una fuente importante de contaminación del agua. Existen varias tecnologías de tratamiento de aguas residuales, el empleo de humedales artificiales ha aumentado desde mediados de los años 90 y han surgido como una iniciativa ecológica y económicamente viable para el tratamiento sostenible de las aguas residuales. Con el fin de evaluar el desempeño de un bioprototipo basado en los humedales artificiales para el tratamiento sostenible de aguas residuales domésticas, en este estudio se utilizó *Eichhornia crassipes* y se llevaron a cabo pruebas fisicoquímicas y microbiológicas. El tratamiento a través del bioprototipo logró una reducción superior al 96% de la demanda bioquímica de oxígeno y del 82% en la demanda química de oxígeno posterior al tratamiento del agua residual doméstica a través del sistema. En cuanto a los parámetros microbiológicos, se obtuvo una eliminación del 100% de aerobios mesófilos, coliformes totales y coliformes fecales, en el efluente del sistema de tratamiento de aguas residuales domésticas. El bioprototipo redujo en un 99% la concentración de nitrógeno amoniacal, en un 96% la concentración de nitritos y en un 94% la concentración de ortofosfatos, presentes en el agua residual doméstica. Mediante el análisis de los efectos fitotóxicos en las plantas por su uso en el tratamiento del agua residual doméstica en el bioprototipo, se logró determinar que la biomasa fresca, el crecimiento relativo de las plantas, la generación de nuevos estolones, el número de hojas, y la longitud de raíz de *E. crassipes*, se vieron favorecidos en el tiempo de exposición de las plantas en los tratamientos biológicos del sistema. Así mismo, las concentraciones de los pigmentos fotosintéticos como la clorofila a, b y total, y los carotenoides se vieron favorecidas luego del tratamiento del agua residual doméstica con las macrófitas. Se exploraron diversas formas de utilizar la biomasa de *E. crassipes*, incluyendo su uso como materia prima para biogás, piensos para animales, biocompost y en la fabricación de artículos ornamentales. En conclusión, esta iniciativa podría ser una solución viable, especialmente para las comunidades rurales, para el manejo de los residuos líquidos, que representan un riesgo para el medio ambiente, los seres vivos y la disponibilidad de agua en Colombia.

**PALABRAS CLAVE:** macrófitas, remoción de contaminantes, contaminación del agua, humedales artificiales, tratamiento de agua residual.

# 1. Introducción

La preocupación por la contaminación del agua es compartida por países en vía de desarrollo y países desarrollados (Ho et al., 2021), debido a que la mayoría de los países del mundo se enfrentan a esta creciente problemática (Cai et al., 2020). El uso diario del agua limpia por 7.500 millones de personas en el mundo para múltiples propósitos, contribuye a la degradación de la calidad del agua, producto de actividades humanas como el crecimiento poblacional, la industrialización, la urbanización y el uso excesivo de los recursos hídricos naturales (Ansari et al., 2020; Sridevi et al., 2021). Estas actividades también descargan grandes cantidades de aguas residuales en cuerpos de agua, lo que intensifica la presencia de contaminantes (Grabicová et al., 2020; Ho et al., 2021). La contaminación del agua tiene efectos perjudiciales en el medio ambiente y la salud pública, lo que aumenta el riesgo de contaminación de los ríos (Cai et al., 2020). Por esta razón, el tratamiento de aguas residuales ha ganado importancia en todo el mundo desde hace varias décadas, ya que muchos contaminantes son persistentes en la naturaleza y mantienen concentraciones considerables en aguas superficiales, subterráneas y agua potable (D’Inverno et al., 2018; Mosos et al., 2020; Orimolade & Arotiba, 2020; Ye et al., 2020). Según Castro et al., (2020), en Colombia, alrededor del 70% - 80% del volumen de aguas residuales producidas es equivalente al volumen consumido como potable. Sin embargo, Ramírez, (2015) señaló que las plantas de tratamiento de estas aguas solo tratan el 43% de las aguas recolectadas de los municipios, lo que indica deficiencias en la cobertura del país. Las aguas residuales domésticas se han identificado como la principal fuente de contaminación que afecta el medio acuático del Caribe colombiano (CIOH, 2007), y la contaminación del recurso hídrico es parte de la gran problemática asociada al agotamiento de los recursos naturales en el departamento del Atlántico (IDEAM, 2018). En la cuenca de los humedales del río Magdalena, la falta de sistemas de tratamiento de aguas residuales en los municipios de Soledad, Malambo y Ponedera, y el manejo inadecuado de las aguas domésticas pueden contribuir a la contaminación de aguas subterráneas, suelos y cuerpos de agua, así como generar desafíos en temas de salubridad (Mosos et al., 2020; Orimolade & Arotiba, 2020; Ye et al., 2020). Además, la Corporación Autónoma Regional del Atlántico, (2016) indicó que el incremento en la generación de aguas residuales domésticas se debe a los bajos niveles de tratamiento de estas aguas. Bajo este contexto, estas referencias muestran que la gestión adecuada de las aguas residuales domésticas es fundamental para la conservación del medio ambiente acuático y la salud pública (IDEAM, 2018).

En tales circunstancias, se ha vuelto crucial buscar alternativas prácticas, eficientes, autónomas y financieramente viables para el tratamiento de aguas residuales. Por lo tanto, la innovación propone la aplicación de “humedales artificiales” como una opción principal o complementaria para el tratamiento de aguas residuales. Esta alternativa es especialmente útil en casos donde no existe infraestructura para el manejo de residuos líquidos, en situaciones donde la reducción de la carga orgánica es difícil o cuando hay altos contenidos de nitrógeno y fósforo en las aguas residuales, con el fin de evitar su vertido en fuentes hídricas naturales. El bioprototipo está planteado para procesar un volumen de 600 L de agua residual doméstica por medio de la interacción con microorganismos y plantas macrófitas presentes en el departamento del Atlántico. La eficiencia del procedimiento se basa en la cuantificación de los

parámetros microbiológicos y fisicoquímicos del agua al ingreso al sistema y a la salida del tratamiento. Este tipo de innovaciones está en consonancia con las intenciones expresadas en los Objetivos de Desarrollo Sostenible ODS 6: Agua limpia y saneamiento (meta 6.3 y 6.b), ODS 11: Ciudades y comunidades sostenibles (meta 11.6) y el ODS 12: Garantizar modalidades de consumo y producción sostenibles (meta 12.2 y 12.4).

## **1.1. Antecedentes**

### **1.1.1. Aguas residuales**

La contaminación del agua se produce por el vertimiento en ella de un elemento o compuesto, orgánico o inorgánico, que disuelto, disperso o suspendido, alcance una concentración que exceda la tolerancia para un uso determinado. Estos usos pueden ser para consumo humano, recreación, conservación de flora y fauna, uso industrial y agropecuario, etc. (Jaramillo, 2005). Según Lima et al., (2020), las aguas residuales (AR) son aguas de diversos orígenes, que pueden incluir descargas de uso doméstico, industrial, comercial, de servicios, municipales, pecuarios, agrícolas, y de cualquier otro uso, así como la mezcla de estas aguas. Las AR presentan distintas propiedades físicas y componentes químicos y microbiológicos, que incluyen una amplia variedad y concentración de microorganismos, entre ellos, patógenos (García et al., 2019).

#### *1.1.1.1. Tipos de aguas residuales*

Las AR se dividen en dos grupos según su procedencia, AR municipales y AR industriales. Las primeras, proceden de comercios, escuelas y hogares de localidades urbanas y rurales, y se colectan en sistemas de alcantarillado sanitario municipal, mientras que las AR industriales son aquellas generadas en los procesos industriales (INECC, 2018).

#### *1.1.1.2. Aguas residuales domésticas*

Las aguas residuales domésticas (ARD) se refieren al agua generada en la vida diaria de los hogares, los establecimientos públicas donde se llevan a cabo actividades comerciales, industriales o de servicios y las cocinas de las fábricas, los baños, los cuartos de lavado y otras instalaciones de vivienda (Wang et al., 2022; Sheng et al., 2020; Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2015). Las ARD se pueden dividir en “aguas negras” que provienen de los inodoros y “aguas grises” que generalmente provienen del baño o la ducha excluyendo las descargas de los inodoros, lavandería y cocina, etc (Wang et al., 2022) y, dependiendo el municipio, pueden contener AR de fábricas (García et al., 2019). En general las ARD corresponden a:

1. Descargas de los servicios sanitarios y retretes.
2. Descargas de los lavamanos y las duchas.

3. Descargas de las áreas de cocinas y limpieza, lavado de artículos de aseo, lavado de pisos, paredes, ropa (sin incluir los servicios de lavandería industrial) (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2015).

### 1.1.2. Clasificación de los contaminantes de las aguas residuales

Los contaminantes del agua se clasifican en químicos, físicos y biológicos, dependiendo de la calidad o características del agua (Wu et al., 2023). Los contaminantes químicos provienen de impurezas orgánicas e inorgánicas (Raffo & Ruiz, 2014). Entre los contaminantes inorgánicos, se incluyen los iones de fosfato y nitrato, los cuales son contaminantes comunes en los ambientes acuáticos debido a su alta solubilidad en agua (Arcentales et al., 2022). Estos contaminantes presentes en las AR tienen alta solubilidad en agua, por lo que son una seria amenaza para el suministro de agua potable y promueven la eutrofización (Mohammadi et al., 2021). En la Tabla 1 se presentan los contaminantes químicos y biológicos de las AR.

**Tabla 1.** Contaminantes químicos y biológicos de las aguas residuales.

Clase de contaminante	Tipo de contaminante	Sustancia y/o agente contaminante
Químicos	Químicos corrientes	Metales tóxicos, como el manganeso, mercurio, plomo, hierro, cadmio, cobre, arsénico, entre otros.
		Compuestos nitrogenados, como nitrato, nitrito, amoníaco, carbonato o bicarbonato de calcio y magnesio.
		Aniones, como fosfato, sulfato, fluoruro y silicatos.
		Sustancias orgánicas.
Biológicos	Carácter antropogénico	Cianuros y fenoles.
	Bacteria	<i>Escherichia coli</i> , <i>Leptospira</i> , <i>Yersinia</i> , <i>Vibrio cholerae</i> , <i>Shigella</i> , <i>Salmonella typhi</i> ,
	Virus	<i>Adenovirus</i> , <i>Rotavirus</i> .
	Hongos	<i>Aspergillus fumigatus</i> , <i>Candida albicans</i> .
	Helmintos	<i>Ascaris lumbricoides</i> , <i>Taenia saginata</i> , <i>Trichuris trichura</i> , <i>Fasciola hepática</i> .

Fuente: Raffo & Ruiz, 2014

Las ARD son una mezcla de aguas negras y grises. El agua negra contiene materia resultante del metabolismo humano, mientras que el agua gris se produce por el lavado doméstico (OMS, 2015). Por su origen, las AR tienen características físico-químicas y microbiológicas complejas (Alisawi, 2020). En términos microbiológicos, los organismos presentes en las AR sin tratar son principalmente microbiota intestinal (García et al., 2019; Kuramae et al., 2021). Las AR contienen una gran variedad de microorganismos que pueden clasificarse como inocuos o patógenos (Kuramae et al., 2021). Entre los microorganismos patógenos se encuentran bacterias, hongos, virus y parásitos (Suarez et al., 2022).

### 1.1.3. Tratamiento de aguas residuales

La contaminación del medio ambiente acuático tiene efectos perjudiciales en todos los organismos acuáticos, incluyendo animales, plantas y microorganismos (Verla et al., 2018). Los contaminantes pueden ser difíciles de degradar biológicamente, aunque pueden transformarse de una forma tóxica a una menos tóxica (Jiang et al., 2018). Existen varios métodos para el tratamiento de AR, como los métodos biológicos, químicos y físicos, siendo los biológicos los más efectivos y eficientes (Roongtanakiat et al., 2007). La fitorremediación, que utiliza plantas y microorganismos para eliminar los contaminantes, se considera una tecnología económica, eficaz y respetuosa con el medio ambiente (Rezania, et al., 2015). Se considera que la fitorremediación es un método adecuado para la eliminación de contaminantes de las AR, y se reconoce como una tecnología respetuosa con el medio ambiente para la remediación de contaminantes (Kumar et al., 2019). Por lo tanto, el desarrollo de tecnologías de tratamiento de AR eficientes y respetuosas con el medio ambiente es una de las áreas de investigación más interesantes.

#### 1.1.3.1. La Fitorremediación, como estrategia natural basada en plantas acuáticas

Durante la última década, la fitorremediación se ha convertido en una tecnología biológica cada vez más popular (Zulfahmi et al., 2021). La fitorremediación es una opción viable para eliminar una amplia gama de contaminantes, y además es rentable, eficiente en términos de energía, innovadora, ecológica y atractiva estéticamente (Ali et al., 2019; Effendi et al., 2018). La fitorremediación implica el uso de plantas y sus microorganismos asociados para reducir la concentración o los efectos tóxicos de los contaminantes en el medio ambiente (Yu et al., 2021). Este proceso implica la absorción de contaminantes a través de las raíces, la acumulación en los tejidos corporales, la descomposición y la transformación de los contaminantes en formas menos nocivas. La fitorremediación incluye varios procesos para tratar ecosistemas contaminados (Ansari et al., 2020; Batool & Saleh, 2020; Qin et al., 2016; Rahman & Hasegawa, 2011):

- *Fitoextracción*: implica la absorción del contaminante por las plantas y su posterior almacenamiento en sus tejidos (Ilyas & Masih, 2017).
- *Fitodegradación*: se refiere a la descomposición del contaminante en una forma menos tóxica por las plantas y sus microorganismos asociados (Kordrostami et al., 2021; Wang et al., 2021).
- *Rizofiltración*: se basa en la adsorción y absorción de los contaminantes por las raíces de las plantas, y generalmente se utiliza en plantas acuáticas (Sikhosana et al., 2020; Ting et al., 2018).
- *Fitoinmovilización*: reduce la movilidad de las sustancias contaminantes a través de la absorción y retención de los contaminantes por las raíces de las plantas (Jilani et al., 2021).

- *Fitoestimulación*: se refiere a la capacidad de las raíces de las plantas para estimular a los microorganismos presentes en la rizósfera para degradar los contaminantes (Kumari et al., 2021).
- *Fitohidrorregulación*: emplea plantas que tienen una alta tasa de evaporación en las hojas para reducir la movilidad de los contaminantes presentes (Wei et al., 2021).
- *Fitovolatilización*: implica que los contaminantes son absorbidos por las raíces, trasladados a las partes aéreas de la planta y luego se volatilizan (Valipour et al., 2014).

Las plantas macrófitas acuáticas pueden ser utilizadas para la fitorremediación de AR antes de su vertimiento a las fuentes de agua naturales, siendo *Eichhornia crassipes* una de las especies de este grupo de plantas (Ansari et al., 2020).

#### 1.1.3.2. *Eichhornia crassipes*

**Reino:** *Plantae*

**División:** *Magnoliophyta*

**Clase:** *Liliopsida*

**Orden:** *Liliales*

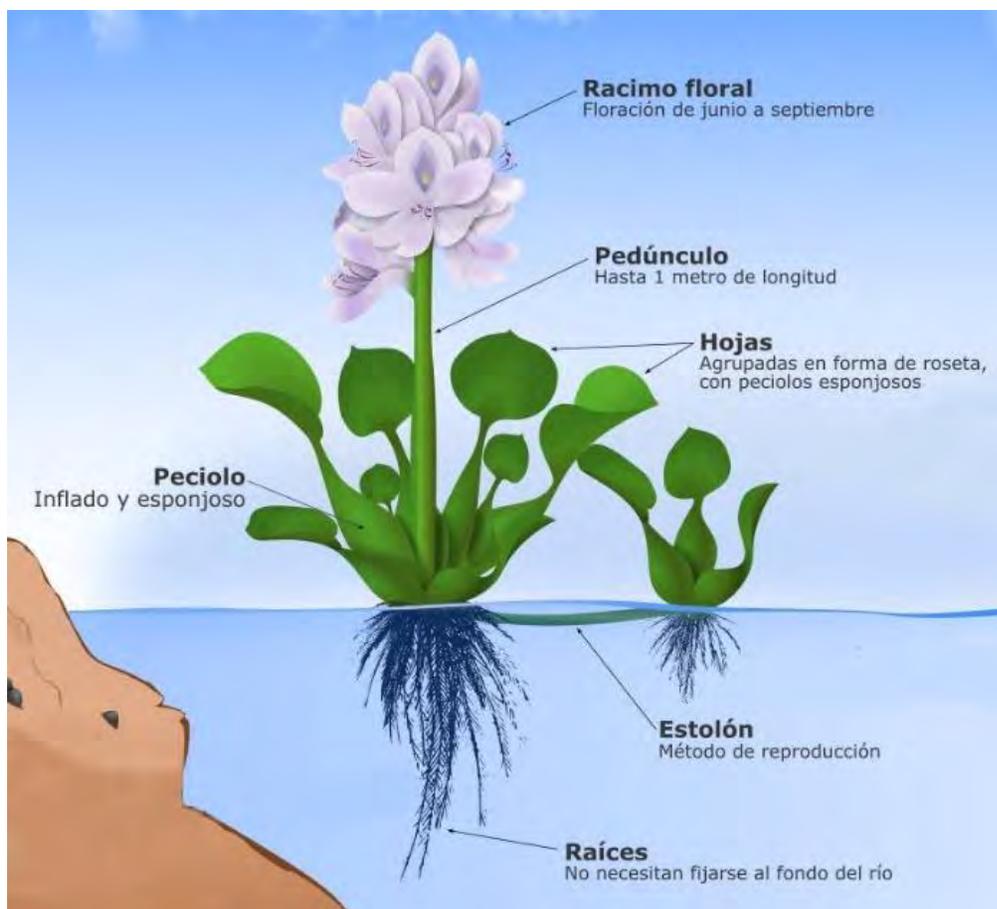
**Familia:** *Pontederiaceae*

**Género:** *Eichhornia*

**Especie:** *Eichhornia crassipes*

*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms, es una especie de planta acuática de agua dulce (Qin et al., 2020), también conocida como jacinto de agua (Opia et al., 2022). Es una macrófita monocotiledónea, perenne, y vascular, cuyas raíces se encuentran sumergidas en el agua (Kabbeer et al., 2014). Flota libremente en lagos, estanques de agua y cuerpos de agua superficiales (Verma et al., 2020). *E. crassipes* se originó en la cuenca del río Amazonas, en los vastos humedales del Pantanal en el oeste de Brasil, la región del Ecuador y se ha distribuido por todo el mundo (Sindhu et al., 2017; Tran et al., 2020). La planta jacinto de agua proviene de la familia *Pontederiaceae* (Ganorkar et al., 2022a) y se compone de partes morfológicas como hojas, tallo, raíces largas flotantes, flores de color púrpura, estolones y peciolo inflado y esponjoso (Rezania, et al., 2015). Las diferentes partes del jacinto de agua, como los tallos y las hojas, están hechas de tejidos llenos de aire, lo que permite que la planta flote en el agua (Elagib, 2020). El peciolo es la razón principal por la que la planta flota en la superficie superior del agua. Las plantas hijas son generadas a partir de brotes terminales que se desarrollan horizontalmente a través de los estolones (Jawed et al., 2022). Las flores, que tienen un color púrpura azulado y un centro amarillo, son bisexuales y pueden autofertilizarse. Estas flores crecen en una sola espiga que puede llegar a medir hasta 60 cm de longitud (Lin et al., 2022). Las raíces, por otro lado, son largas, fibrosas y tienen un aspecto similar a las plumas, con frecuencia son de color oscuro (Gebregiorgis, 2017). Las características morfológicas de la planta la ayuda a habituarse en el medio acuático (Zhou et al., 2021). En la Figura 1 se presenta la morfología de *Eichhornia crassipes*.

*E. crassipes* puede crecer hasta 1 m de altura, aunque su altura media es de 40 cm (Wang et al., 2024). Sus flores, parecidas a lirios, miden entre 4 y 7 cm de diámetro y su tejido está lleno de aire, lo que permite que la planta flote en el agua (Haroon, 2022). El jacinto de agua tiene una composición química rica en celulosa (casi un 20 %), hemicelulosas (48 %) y lignina (3,5 %) (Alzate et al., 2022; Omondi et al., 2019). Además, contiene una amplia variedad de fitoquímicos con propiedades medicinales, los cuales pueden clasificarse como alcaloides, terpenoides o fenoles según su estructura molecular (Nagarajan et al., 2016).



Fuente: Adaptado de Confederación hidrográfica del Guadiana, (2019)

**Figura 1.** Morfología de *Eichhornia crassipes*

Una característica relevante del jacinto de agua es su elevada tasa de reproducción, pudiendo duplicarse en tan solo 7 días en ambientes con altas temperaturas y humedad (Gunnarsson & Petersen, 2007). El crecimiento y la propagación de las plantas de jacinto de agua se producen por reproducción sexual, vegetativa y de estolones (Jawed et al., 2022). La reproducción sexual ocurre por las semillas, mientras que la reproducción vegetativa ocurre por brotación (Sethupathy et al., 2022). Sus semillas pueden sobrevivir hasta 20 años (Patel, 2012).

### *1.1.3.3. Humedales artificiales*

Los humedales artificiales (HA) son sistemas de tratamiento de AR descentralizados que imitan los procesos naturales de tratamiento de humedales naturales (Badillo et al., 2016; Baldovi et al., 2021; Lu et al., 2016). Estos sistemas simulan los procesos físicos, químicos y biológicos que ocurren en entornos naturales para el tratamiento de AR y se consideran un sistema sostenible (Cocozza et al., 2023). Los HA se originaron en la década de 1970 como una nueva tecnología de tratamiento ecológico de AR (Laber et al., 1997), y actualmente se utilizan ampliamente para purificar cuerpos de agua contaminados debido a sus bajos costos operativos, manejo conveniente, buenos efectos de tratamiento y estética del paisaje (Colares et al., 2020). Hay dos tipos de HA: los humedales artificiales con flujo superficial de agua libre y los humedales artificiales con flujo subterráneo (Parde et al., 2021a). El flujo subsuperficial se divide en flujo vertical, flujo horizontal, flujo vertical francés y tipo híbrido (Vymazal & Kröpfelová, 2008).

Los HA son sistemas construidos para el tratamiento de AR a través de una serie de procesos físicos y bioquímicos, tales como adsorción, sedimentación, metabolismo, absorción de plantas, biodegradación, precipitación, volatilización y degradación microbiana (Grossmann, 2012; Nandakumar et al., 2019). Estos sistemas de bajo costo se han utilizado ampliamente como método de tratamiento de agua para ARD, AR industriales y escorrentías de tormentas urbanas (Guo et al., 2020). El rendimiento del HA depende de varios factores como la vegetación, temperatura, carga hidráulica aplicada, sustrato, microorganismos, condiciones ambientales y parámetros fisicoquímicos, como pH, alcalinidad, oxígeno, nutrientes y temperatura, que son importantes considerar en la implementación y operación (Corroto et al., 2019; Ying et al., 2011).

La selección adecuada de especies de plantas es crucial para el efectivo tratamiento de AR en los HA, ya que estas deben ser capaces de inmovilizar los contaminantes en las raíces, ser tolerantes a los metales pesados, sostenibles y fáciles de implementar (Maucieri et al., 2018; Corroto et al., 2019). Además, las plantas acuáticas son comúnmente utilizadas debido a su atractivo visual, alto valor económico, largas temporadas de crecimiento y fuerte resistencia al agua (Boonsaner & Hawker, 2015; Mackul'ak et al., 2015). Estas macrófitas también brindan una superficie adicional para el crecimiento microbiano, lo que contribuye a la estabilización de la materia orgánica en el humedal (Parde et al., 2021a).

### *1.1.3.4. Marco legal para aguas residuales en Colombia*

En Colombia, existen varias resoluciones que regulan el manejo, tratamiento y vertimiento de aguas residuales. Algunas de las principales resoluciones relacionadas con aguas residuales en el país son:

- Resolución 0631 de 2015 del Ministerio de ambiente y desarrollo sostenible, que establece los parámetros y los valores límites máximos permisibles para los vertimientos puntuales a cuerpos de aguas superficiales y a los sistemas de alcantarillado público, y también dicta otras disposiciones.

- Resolución 1256 de 2021 del Ministerio de ambiente y desarrollo sostenible, que reglamenta el uso de AR y también dicta otras disposiciones.
- Resolución 0699 de 2021 del Ministerio de ambiente y desarrollo sostenible, que establece los parámetros y valores límites máximos permisibles en los vertimientos puntuales de aguas residuales domésticas tratadas al suelo y también dicta otras disposiciones.
- Resolución 0883 de 2018 del Ministerio de ambiente y desarrollo sostenible, la cual establece los parámetros y los valores límites máximos permisibles en los vertimientos puntuales a cuerpos de aguas marinas y también dicta otras disposiciones.

## 1.2. Humedales artificiales en Colombia y el mundo

A pesar de los beneficios reconocidos de los humedales artificiales en climas tropicales, en Colombia se han estudiado y documentado muy pocos (Okurut et al., 1999). Williams et al., (1999) publicaron el primer estudio sobre un pequeño HA en Chinchiná, Caldas. Este sistema modular de tratamiento de AR fue diseñado por la Universidad de Portsmouth, Reino Unido, y fue instalado en el centro de capacitación residencial Fundación Manuel Mejía de la Federación de Cafeteros de Colombia. El caudal de diseño del sistema fue de 45 L. min<sup>-1</sup>, con un área total de construcción de 4000 m<sup>2</sup>. El seguimiento del sistema mostró una gran eliminación de la demanda biológica de oxígeno (DBO<sub>5</sub>) de más de 350 a menos de 20 mg. L<sup>-1</sup> y reducciones de 4 ciclos logarítmicos en las bacterias indicadoras.

Así mismo, Lara & Vera (2005) construyeron una planta piloto de HA de flujo superficial en la Estación Experimental Javeriana en Cogua, Cundinamarca (Colombia), con el objetivo de tratar las ARD provenientes de las aulas y viviendas. Aunque los rendimientos porcentuales estuvieron por debajo de lo esperado debido a la baja carga del efluente, la eficiencia en la remoción de DBO<sub>5</sub> a nivel de concentración fue satisfactoria y la remoción de los indicadores de contaminación fecal fue del 80%. A pesar de no haber sido diseñado para remover fósforo ni nitrógeno, los resultados obtenidos para estos parámetros fueron satisfactorios, demostrando la viabilidad de la tecnología de HA para el tratamiento de AR de origen doméstico en la Sabana de Bogotá. Castaño (2005) evaluó la variación en un sistema de filtro anaerobio de flujo ascendente y un humedal artificial de flujo superficial a escala real y escala piloto, como una alternativa técnica y económica para el tratamiento de AR de origen doméstico en el corregimiento de la Florida, Municipio de Pereira, Risaralda. La investigación concluyó que los HA, utilizados como postratamiento, permiten cumplir con los requisitos de ley y ofrecen la ventaja adicional de eliminación de patógenos y nutrientes.

Por su lado, Arias & Brown (2009) llevaron a cabo la evaluación del desempeño y la sostenibilidad de un modelo de sistema de tratamiento de HA construido para tratar las aguas municipales en la Sabana de Bogotá. Para esto, compararon esta opción con los sistemas convencionales, un sistema de estanques de diámetro de desechos y un reactor discontinuo de secuenciación. Los tres sistemas se sometieron a una evaluación de energía y análisis de costos para evaluar los indicadores de costo-beneficio. El humedal artificial presentó el mejor desempeño en términos de indicadores de tratamiento y el mayor valor de inversión en energía al precio de por vida. Los autores concluyeron, que los HA construidos deben ser utilizados cuando se necesita un mayor rendimiento de eliminación de contaminantes, especialmente

nutrientes, en lugar de los estanques de precisión de desechos. Además, cuando la superficie terrestre está disponible a un precio razonable y los flujos de AR no son muy grandes, se debe utilizar el HA en lugar de las instalaciones de tratamiento convencionales que los municipios no pueden permitirse mantener.

Se han llevado a cabo otras experiencias biológicas con sistemas similares en diferentes países del mundo, como en India, donde Juwarkar et al., (1995) construyeron el primer HA del país, utilizando macrófitas emergentes *Typha latifolia* y *Phragmites carca* para la eliminación de DBO<sub>5</sub>, fósforo, nitrógeno y patógenos de las AR tratadas. La remoción de DBO<sub>5</sub> en los humedales osciló entre el 78 y el 91 %, y se redujo el contenido de nitrógeno de 30,8 mg. L<sup>-1</sup> a 9,5 mg. L<sup>-1</sup>, mientras que el fosfato en el efluente del humedal tratado fue de 9,6 mg. L<sup>-1</sup>. Por otro lado, Nelson (1998) desarrolló y evaluó dos HA de flujo subterráneo en México, demostrando su eficiencia en la eliminación de diversos componentes de las AR, incluyendo DBO<sub>5</sub>, coliformes fecales, nitrógeno total (NT) y fósforo total (PT).

En un estudio realizado por Costa, (1998) evaluaron la posibilidad de utilizar un ecosistema integrado de acuicultura y humedal (AWE) que utilizaba AR municipales tratadas terciariamente en el condado de Los Ángeles, California, para la producción experimental de alimentos y la eliminación de nitrógeno inorgánico de las AR tratadas terciariamente. La AWE conectó estanques de policultivo de acuicultura con sistemas de plantas acuáticas en el estanque (*E. crassipes* y espinaca de agua china), un sistema de aireación de energía solar y un HA. Los jacintos de agua eliminaron aproximadamente el 90 % del amoníaco y el nitrato-N en las AR, y el humedal eliminó un 7 % adicional, lo que resultó en una eliminación total del 97 % de las concentraciones de entrada de las AR.

El jacinto de agua también fue evaluado por Chavan & Dhulap (2012), quienes realizaron una evaluación del uso de *E. crassipes* en el tratamiento de AR de la ciudad de Solapur (India) con el objetivo de reciclar y reutilizar el agua tratada. Para ello, se probaron diferentes diluciones de muestras de AR, incluyendo el 20 %, 40 %, 50 %, 60 %, 80 % y 100 % para el tratamiento. Los resultados mostraron que después del tratamiento, el nivel de oxígeno disuelto (OD) aumentó de 1.3 mg. L<sup>-1</sup> a 3.2 mg. L<sup>-1</sup>, mientras que los sólidos totales (ST), sólidos disueltos totales (SDT), sólidos suspendidos totales (SST), cloruros y nitratos se redujeron en un 59,93 %, 59,92 %, 66,75 %, 17,99 % y 86,63 %, respectivamente. Además, el agua tratada no presentó color ni olor, y se obtuvo una reducción del 48,69 % y 54,38 % en DBO<sub>5</sub> y DQO, respectivamente.

En otro estudio, Chunkao et al., (2012) evaluaron el uso del jacinto de agua para eliminar metales pesados y nutrientes de las AR de la ciudad de Bangkok, Tailandia. El estanque de AR se encuentra en una fábrica de reparación y recibe los desechos contaminados directamente de las personas que viven en situación de calle al alrededor del borde del estanque y también como depósito temporal de dos canales afluentes. Se encontró que el *E. crassipes* es una planta altamente absorbente para extraer metales pesados (como Cu, Fe, Cd, Mn, Zn, y Pb) y nutrientes como Ca, K, P, N, y Mg. El análisis de los resultados hallados evidenció una alta corrección positiva entre la tasa de crecimiento y la absorción de la toxicidad del jacinto de agua, así como con los nutrientes de las plantas.

La aplicación de *E. crassipes* en HA también fue descrita por Fazal et al., (2015), quienes describieron que la aplicación de *E. crassipes* en HA para la eliminación de contaminantes, investigando sistemas de biorremediación natural eficientes y rentables. Se encontró que el HA con jacinto de agua fue eficiente en la reducción de diversos contaminantes, incluyendo la turbiedad (92,5 %), conductividad eléctrica (74, 9%), ST (80 %), SDT (62,3 %), SST (91,8 %), DQO (83,7 %), nitrógeno amoniacal (71,6 %), nitratos (67,5 %), fosfatos (90,2 %), Hg, Ni y Pb. Por otro lado, Valipour et al., (2015), evaluaron el tratamiento de ARD mediante un sistema de HA de jacinto de agua Bio-Hedge y lograron una reducción significativa en la DBO<sub>5</sub>, DQO, SST, NT, PT, PO<sub>4</sub>-P y NH<sub>3</sub>-N con una tiempo de retención hidráulica de 14 horas.

Posteriormente, Rezanía et al., (2016), examinaron el uso de *E. crassipes* para la eliminación de nutrientes de las ARD, enfocándose en la tasa óptima de crecimiento. Descubrieron que la tasa de eliminación más efectiva se encontró entre 12 y 15 días utilizando jacinto de agua, con una tasa de crecimiento óptima de 18 días, logrando la eliminación de DQO (95 %), carbono orgánico total (45 %) y nitrógeno amoniacal (85 %). En otro estudio, Qin et al., (2016) investigaron la fitorremediación de AR urbanas utilizando jacinto de agua y lechuga de agua (*Pistia stratiotes*) en un sistema de agua que fluía *in situ*, con alto contenido de nitrógeno y fósforo. Descubrieron que el jacinto de agua era adecuado para la purificación de agua con alto contenido de nitrógeno, mostrando una capacidad de acumulación hiperactiva de nitrógeno (58,64 %). Concluyeron, que *E. crassipes* es más efectiva que *Pistia stratiotes* en el tratamiento de ARD.

Más tarde, Qin et al., (2020), evaluaron la capacidad de fitorremediación de *E. crassipes* en AR urbanas bajo condiciones extremas de precipitación. Encontraron que los jacintos de agua pudieron eliminar eficazmente amonio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N), nitrógeno orgánico disuelto (NOD) y fosfato (PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>), incluso en situaciones de baja concentración de oxígeno disuelto y altas concentraciones de amonio, logrando una eliminación del 99 % de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N y NOD. Los rendimientos más altos de remoción de N y P fueron 13,14±0,47 g N · m<sup>-2</sup> · d<sup>-1</sup> y 2,12±0,04 g P · m<sup>-2</sup> · d<sup>-1</sup>, respectivamente.

*E. crassipes* ha sido evaluada en conjunto con otras plantas flotantes como: *Myriophyllum elatinoides* y *Alternanthera philoxeroides*, con el fin de medir su capacidad para absorber nitrógeno y fósforo en diferentes concentraciones en AR. Los resultados mostraron que *E. crassipes* presentó la mayor tasa de absorción de nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), en concentración de 50 mg. L<sup>-1</sup> de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (Li et al., 2021). Un estudio en Indonesia desarrollado por Gusti et al., (2023), analizó en varias fuentes de AR el efecto de *E. crassipes*. Demostrándose que esta macrófita redujo con éxito los metales pesados, es decir, Fe hasta un 89 % y Mn hasta un 74 %. Adicionalmente, se redujo con éxito contaminantes como DBO<sub>5</sub> hasta un 98 %, DQO hasta un 99 %, fosfato hasta un 73 %, amoniacal hasta un 70 %, nitrito hasta un 48 % y nitrato hasta un 91 % después de 5 semanas.

En un estudio reciente, He et al., (2023), examinaron cómo la aplicación de *E. crassipes* en un sistema de tratamiento de aguas residuales ayudó en la eliminación de nutrientes de ARD.

Durante un período de operación de 31 días, utilizaron un HA y observaron que la presencia de *E. crassipes* en el sistema resultó en una disminución significativa en las concentraciones de DQO,  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ , NT, y PT, en comparación con el grupo de control. Los resultados indicaron que la carga de nutrientes estimuló el crecimiento de *E. crassipes*, lo que sugiere que podría utilizarse como una opción viable para la fitorremediación de ARD en HA. En resumen, estos hallazgos proporcionan información valiosa para la comprensión y el desarrollo de estrategias de tratamiento de AR más sostenibles.

En el mismo sentido, se han examinado otras plantas en sistemas similares, por ejemplo, Ramprasad et al., (2017), quienes diseñaron un sistema de HA denominado Green Roof-Top Water Recycling System, para eliminar contaminantes químicos y microbianos de las ARD ácidas en el Krishna Student Hostel en IIT Madras, en la India. Para esto, utilizaron ocho variedades de especies de plantas nativas, incluyendo *Canna indica*, *Plectranthus amboinicus*, *Phragmites australis*, *Crossandrain fundibuliformis*, *Cardamine pratensis*, *Solanum trilobatum*. Durante el estudio, el sistema recibió un caudal de ARD que varió entre 62 y 120 L/día, y tuvo un tiempo de retención hidráulica de 0,7 a 1,3 días. Los resultados obtenidos indicaron que la eficacia de eliminación general fue mayor al 82 % para todos los parámetros evaluados (pH,  $\text{DBO}_5$ , DQO, SDT, SST, NT, nitratos ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ), fósforo total). En este sentido, los HA lograron reducir todos los parámetros mencionados previamente a niveles cercanos o dentro de los límites establecidos por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA) para su reutilización.

### 1.3. Análisis y planteamiento del problema

Diversos estudios (Rudi et al., 2020; Şener et al., 2020; Chen et al., 2024) han destacado la importancia de abordar la contaminación del agua, debido a que esta representa una grave amenaza para la vida de los seres humanos, los animales y otros organismos (Banu et al., 2020). La falta de tratamiento de las AR es uno de los principales factores que contribuyen a la mala calidad del agua (Kuramae et al., 2021), especialmente en lo que respecta a las AR municipales, industriales y agrícolas (Karthikeyan et al., 2020). A nivel mundial, más del 80% de las AR generadas por la sociedad se vierten al medio ambiente sin tratamiento previo (Liao et al., 2021; Ma et al., 2024; UNESCO, 2019), lo que contribuye a un aumento en la carga de contaminación en los cuerpos de agua. En países en desarrollo, esta proporción es aún mayor, llegando al 95 % (Kataki et al., 2021; Oduah & Ogunye, 2023), y menos del 5 % de las ARD son tratadas antes de liberarse al medio ambiente (Ghorbanpour et al., 2023; Rudi et al., 2020). En América Latina, la situación es crítica, ya que aproximadamente el 80 % de las AR no reciben un tratamiento adecuado (Wang et al., 2022).

Según el Departamento Nacional de Planeación, (2019), en Colombia, la gran mayoría de los municipios, el 84 %, no llevan a cabo el tratamiento de AR. Esto significa que solo el 48,56 % de las AR que llegan a los ríos son tratadas, como afirma la Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios, (2020). En las áreas rurales de Colombia, solamente el 6 % de las AR son tratadas y su evacuación cuenta con una cobertura de alcantarillado del 21 % (Procuraduría General de la Nación, 2021). La descarga de AR al medio ambiente en Colombia tiene consecuencias perjudiciales en: i) La salud pública en Colombia se ve afectada por la contaminación del agua, ya que el 80 % de las enfermedades se transmiten por medio de este

recurso (Procuraduría General de la Nación, 2021). Entre estas enfermedades, las diarreas agudas son una de las principales causas de consulta, hospitalización y mortalidad en menores de cinco años en el país (OMS, 2019). ii) La disponibilidad del recurso hídrico, especialmente en los departamentos del Caribe colombiano, debido a que las AR pueden transportar contaminantes orgánicos, inorgánicos y microorganismos, lo que pone en peligro los ciclos biológicos, el desarrollo normal de las especies y la capacidad oxigenante y reguladora de los cuerpos de agua (ANLA, 2010; Mosos et al., 2020; Hu et al., 2020). Por lo tanto, se requiere aplicar procesos de tratamiento de AR rentables y de bajo mantenimiento para evitar riesgos a la salud pública, la disponibilidad del recurso hídrico y las fuentes hídricas naturales.

Los HA se han utilizado con frecuencia para el tratamiento de diversas AR (domésticas, industriales y agrícolas) durante más de 50 años (Mohamed et al., 2022). Sin embargo, la investigación de HA se enfrenta a nuevos desafíos que se presentan por la necesidad de tratar las AR a partir de nuevas tecnologías (Vymazal et al., 2021). La realización de un estudio de fitorremediación de ARD, mediante un sistema de tratamiento de contaminación de agua descentralizado que utiliza *E. crassipes* y microorganismos degradadores de desechos orgánicos en ARD, podría darle respuesta a las siguientes preguntas de investigación: ¿La implementación de un bioprototipo con plantas macrófitas y microorganismos puede ser una estrategia eficaz para tratar ARD?, ¿Cuáles son los efectos fitotóxicos en *E. crassipes* asociados a la exposición a ARD durante el tratamiento en el bioprototipo?

#### **1.4. Justificación**

En las zonas rurales de Colombia, la autogestión, la autogestión comunitaria es la principal estrategia para abordar el tratamiento de AR (CONPES, 2020). Para evitar la descarga directa de AR en cuerpos de agua, se utilizan soluciones alternativas de saneamiento, como pozos sépticos, letrinas, campos de infiltración o soluciones sanitarias individuales (Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios, 2020). En Colombia, la contaminación de fuentes superficiales y cuerpos de agua ha provocado una disminución del 30 % de la biodiversidad de agua dulce, según el Ministerio de Ciencia Tecnología e Innovación, (2020), lo que ha afectado negativamente la salud pública, ya que el 70 % del gasto se destina a la morbilidad y mortalidad causadas por enfermedades diarreas, y el 30 % restante se destina a la prevención. Esta situación es aún más crítica en las zonas rurales del país (Procuraduría General de la Nación, 2021).

Los métodos convencionales de tratamiento de ARD son costosos, requieren mucha energía y generan residuos, como el metano (Karthikeyan et al., 2020; Kotoula et al., 2020). Además, su capacidad para eliminar contaminantes es limitada (ONU-Agua, 2019; Queiroz et al., 2020; Sridevi et al., 2021). En América Latina, muchas plantas de tratamiento de AR están en mal estado o abandonadas debido a la falta de recursos económicos y capacidad operativa (Kataki et al., 2021). Muy pocas zonas rurales disponen de sistemas de recolección de ARD y mucho menos de plantas de tratamiento de ARD (CEPAL, 2022). Para abordar este problema, los HA han surgido como una tecnología eficaz y económicamente viable para el tratamiento de ARD en áreas rurales (Lu et al., 2016; Valipour & Ahn, 2016; Wang et al., 2022). Esta tecnología, que imita los procesos naturales, ha demostrado ser altamente efectiva en la eliminación de contaminantes y patógenos en varios países, como China, Tailandia, India, Australia, Hungría,

Finlandia, Austria, Brasil, México, Italia, Argentina, República Checa, Grecia, China, Alemania, Suecia, Dinamarca, Países Bajos y muchas partes de los Estados Unidos (Kataki et al., 2021). Además, el informe de desarrollo de recursos hídricos de las Naciones Unidas promueve el uso de HA como una tecnología sostenible que puede ofrecer beneficios para el desarrollo sostenible en general (Programa Mundial de Evaluación de los Recursos Hídricos de las Naciones Unidas, 2018).

Colombia ha investigado y registrado escasos ejemplos de prototipos que utilizan HA, a pesar de los beneficios que se presentan en los climas tropicales gracias al crecimiento de las plantas y la actividad bacteriana. Por lo tanto, es necesario desarrollar estrategias económicas y de bajo mantenimiento para el tratamiento de AR, que aprovechen las condiciones climáticas del país y brinden una buena inversión en un entorno donde los recursos para infraestructura son limitados (Arias & Brown, 2009). Se plantea la creación de un bioprototipo de planta de tratamiento de ARD, basado en los HA, con el propósito de ofrecer una opción principal o complementaria para el tratamiento de AR, en casos en los que no se cuenta con la infraestructura necesaria para el manejo de estos residuos líquidos, se presentan dificultades en la reducción de la carga orgánica o se registran altos niveles de nitrógeno y fósforo. El propósito es impedir que estos desechos sean vertidos en las fuentes de agua naturales sin recibir tratamiento previo. El bioprototipo propuesto se compone de plantas macrófitas (*E. crassipes*) y microorganismos comerciales para tratar ARD. Este sistema ofrece varias ventajas: i) no requiere de fuentes de energía convencionales para su operación, ii) su diseño lo hace viable para zonas rurales sin acceso a infraestructuras complejas para el tratamiento de ARD, iii) es fácil de mantener y sostenible en el tiempo, iv) dependiendo de las características de los afluentes al bioprototipo, se podría lograr la producción de efluentes que puedan ser reutilizados en otras actividades que aporten valor a las comunidades de las áreas donde se aplique el sistema (Leonel & Tonetti, 2021), v) es más económico en comparación con los tratamientos convencionales basados en procesos físicos o químicos, y vi) aprovecha la capacidad de los organismos nativos (*E. crassipes*) de adaptarse rápidamente a las condiciones climáticas locales, como parte de su estrategia de gestión ambiental.

La evaluación de un sistema de tratamiento de aguas residuales domésticas como investigación en el área de ciencias naturales es esencial para abordar la problemática del manejo sostenible de estos residuos líquidos, particularmente en comunidades rurales. Su importancia radica en su contribución directa a la protección de la salud pública y la conservación del entorno natural, especialmente considerando que las aguas residuales domésticas representan una amenaza para el medio ambiente, los seres vivos y la disponibilidad del agua en Colombia, particularmente en la región Caribe (IDEAM, 2018). Estos impactos positivos en la sociedad y el medio ambiente son altamente valorados en el ámbito de las ciencias naturales. Además, la ingeniería ambiental combina conocimientos de diversas disciplinas como la química, biología, física y ciencias naturales en general. Al realizar un estudio de tratamiento de aguas residuales domésticas, se pueden abordar aspectos técnicos, científicos y ambientales de manera integral, lo que enriquece el enfoque multidisciplinario de la maestría en ciencias naturales. Las ciencias naturales, como la biología, desempeñan un papel fundamental en el análisis de sistemas de tratamiento de aguas residuales. Dentro de la biología, el uso de la

planta acuática *E. crassipes* ha demostrado ser una solución efectiva en el tratamiento de aguas residuales, gracias a su extenso sistema de raíces, forma una densa capa filtrante (Wang et al., 2024; Feng et al., 2017); que permite una gran área de contacto con el agua, convirtiéndolo en una opción efectiva para eliminar varios contaminantes presentes en las AR (Fujibayashi et al., 2020; Goswami & Das, 2018; Patil et al., 2020; Qin et al., 2020), incluyendo el nitrógeno y el fósforo. Así mismo, su rápida propagación, excelente tolerancia a condiciones de crecimiento y ambientes contaminados, y amplia aplicabilidad en una variedad de AR, lo hacen una opción atractiva (Fujibayashi et al., 2020; Ting et al., 2018; Zimmels et al., 2006). El jacinto de agua proporciona beneficios adicionales al actuar como hábitat y refugio para organismos acuáticos, promoviendo la biodiversidad y la conservación de los ecosistemas acuáticos (Gusti et al., 2023). Además, *E. crassipes* contribuye a la reducción de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) mediante la absorción y utilización de este gas durante la fotosíntesis, así como a través de la acumulación de carbono en forma de biomasa (Shi et al., 2020). Su papel en la reducción de CO<sub>2</sub> y la mitigación del cambio climático destaca su importancia en la conservación del medio ambiente y la búsqueda de soluciones sostenibles (Harpenslager et al., 2022).

## 1.5. Hipótesis

En la presente investigación se evaluaron las siguientes hipótesis:

1. El bioprototipo inspirado en la técnica de humedales artificiales empleando *E. crassipes* y una biofórmula bacteriana comercial, mejorará las características fisicoquímicas y microbiológicas del agua descargada en el arroyo León, cumpliendo con los requisitos seleccionados en el estudio basándose en algunos parámetros de la Resolución 0631/2015 y la Resolución 1256/2021.
2. El bioprototipo será eficaz en la reducción de materia orgánica, lo que se evidenciará en la diferencia entre los valores de carga orgánica (medidos como DBO<sub>5</sub> y DQO) del afluente sin tratar y el efluente final después del biotratamiento.
3. Después del biotratamiento continuo en el sistema de aguas descargadas al arroyo León, no habrá diferencias en los valores promedio obtenidos después de los análisis fisicoquímicos y microbiológicos entre las corridas (corrida 1, corrida 2 y corrida 3).
4. El uso de *Eichhornia crassipes* en el biotratamiento de aguas descargadas al arroyo León tendrá efectos fitotóxicos, lo que se manifestará en la tasa de crecimiento de la planta, el contenido de proteínas en las hojas, y la cantidad de clorofila foliar.

## 2. Objetivos

### 2.1. Objetivo general

Evaluar el desempeño de un bioprototipo diseñado para el tratamiento de aguas residuales domésticas descargadas en el arroyo León, como alternativa para el manejo sostenible de estos residuos líquidos.

### 2.2. Objetivos específicos

- Evaluar el desempeño del bioprototipo diseñado para el tratamiento de aguas residuales domésticas descargadas en el arroyo León, mediante pruebas fisicoquímicas y microbiológicas.
- Evaluar los potenciales efectos fitotóxicos en *Eichhornia crassipes* asociados a su uso en el bioprototipo.
- Identificar potenciales usos para el aprovechamiento sostenible de la biomasa de *Eichhornia crassipes* empleada durante el tratamiento de aguas residuales domésticas descargadas en el arroyo León.

### 3. Metodología

Se desarrolló un estudio experimental con el fin de evaluar la eficacia del tratamiento de ARD mediante el uso de un bioprototipo, con la interacción de *Eichhornia crassipes* y bacterias en presentación comercial adicionadas al sistema. A continuación, se detalla la metodología empleada para el cumplimiento de los objetivos específicos.

#### 3.1. Descripción de la composición y operación del bioprototipo

El bioprototipo se basó en el concepto de humedal artificial. Este sistema, utilizó una combinación de elementos de ingeniería con procesos biológicos que imitan los procesos naturales en HA, con el fin de tratar ARD y aprovechar las interacciones físicas, químicas y biológicas entre el sustrato, las plantas y los microorganismos (Parde et al., 2021; Wang & Zeng, 2019). El bioprototipo, se encuentra instalado en un área externa (al aire libre) del parqueadero 12 de la Fundación Universidad del Norte, cerca de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales “Nuevos Terrenos” (PTAR), en el kilómetro 5 vía Puerto Colombia (Barranquilla, Colombia) (Figura 2).



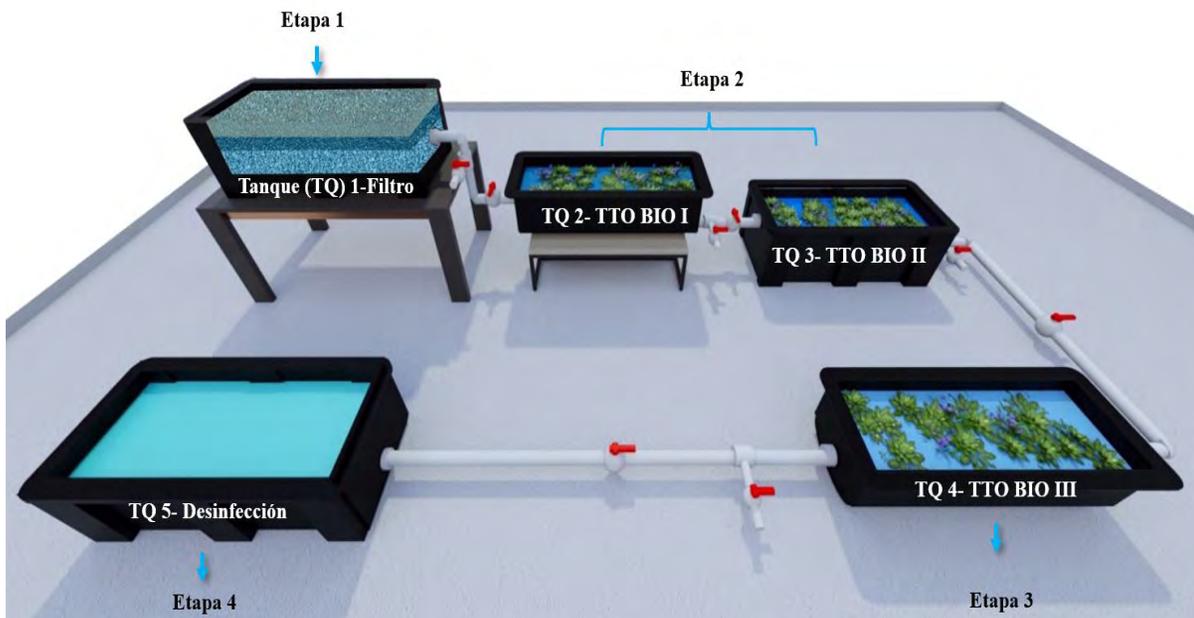
**Figura 2.** PTAR "Nuevos terrenos" de la Fundación Universidad del Norte

El bioprototipo cumple con las normativas establecidas en la Resolución No. 0330 del 8 de junio del 2017, que adopta el Reglamento Técnico para el Sector de Agua Potable y Saneamiento Básico – RAS (Ministerio de Vivienda Ciudad y Territorio, 2017). El diseño y construcción del bioprototipo involucró diferentes aspectos y condiciones, como su operación con bajo consumo de energía, modularidad para adaptarse a cualquier vivienda rural, facilidad de mantenimiento y evitar la necesidad de una infraestructura compleja. Todo esto con el objetivo de facilitar la inclusión en un futuro de la comunidad en estas iniciativas. En la Figura

3. se observa el bioprototipo instalado en el PTAR “Nuevos Terrenos” y en la Figura 4. se presenta el diseño del sistema.



**Figura 3.** Bioprototipo instalado en el interior de la PTAR "Nuevos terrenos" de la Fundación Universidad del Norte.



**Figura 4.** Visualización en 3D del bioprototipo y sus etapas

El funcionamiento del sistema sigue cinco etapas descritas a continuación:

➤ Etapa 1. Filtración del agua residual doméstica

Se realizó la filtración del ARD en el Tanque 1 ubicado al inicio del sistema, con el objetivo de eliminar la materia orgánica presente. El filtro utilizado permitió el flujo de agua a través de él debido a su alta permeabilidad. Este filtro constó de tres capas:

- La primera capa estaba compuesta por grava de tamaño inferior a 1 pulgada y estaba ubicada en el fondo del tanque.
- La segunda capa estaba compuesta por carbón activado granular y se ubicaba en el medio del tanque.
- La tercera capa consistió en arena con un tamaño de partícula inferior a 1 mm y se encontraba expuesta en la superficie del tanque.

Este tanque de entrada tiene una capacidad de filtrado de 200 L de ARD y se alimentó directamente por encima de la capa superior de arena. El proceso de filtración duró 30 minutos y el agua filtrada se descargó a través de una tubería de salida ubicada en el fondo del tanque, para ser dirigida al siguiente tanque del sistema.

➤ Etapa 2. Interacción entre plantas y microorganismos

La segunda etapa del sistema involucró la utilización de plantas macrófitas y bacterias comerciales con alta capacidad para descomponer materia orgánica, las cuales han demostrado ser efectivas en la eliminación de sólidos suspendidos, materia orgánica biodegradable y compuestos tóxicos orgánicos e inorgánicos (Fujibayashi et al., 2020). En esta etapa, el ARD tratada en la primera etapa fue procesada en dos tanques de tratamiento biológico, trabajando de manera independiente, pero en colaboración. Estos tanques, identificados como Tratamiento Biológico I (Tto. Bio. I) y Tratamiento Biológico II (Tto. Bio. II), tenían capacidad para tratar 200 L y 250 L de ARD, respectivamente (Figura 4). El tratamiento biológico fue llevado a cabo mediante la acción conjunta de la planta *E. crassipes* y bacterias aerobias, con el fin de degradar la materia orgánica presente en el ARD.

El ARD en el Tanque 2 tuvo un tiempo de retención hidráulica (TRH) de 3 días y una proporción del 70 % del inóculo bacteriano, mientras que el Tanque 3 tenía el 30% restante del inóculo y el mismo TRH. En conjunto, el TRH total de la acción biológica de bacterias y plantas fue de 6 días.

➤ Etapa 3. Remoción de materia inorgánica

Después de la etapa biológica que combinó la acción de las macrófitas y las bacterias, el ARD en proceso de tratamiento pasó al Tanque 4 (Figura 4); también conocido como Tratamiento Biológico III (Tto. Bio. III). En esta etapa, el ARD se sometió a la acción biológica de las

plantas (*E. crassipes*), con el objetivo de reducir la materia orgánica presente en el agua. El TRH este tanque fue de 3 días, y la capacidad del Tanque 4 era de 200 L de ARD.

➤ Etapa 4. Desinfección del agua residual doméstica tratada

La etapa final del sistema consistió en la desinfección en el Tanque 5 del ARD tratada, mediante cloración con hipoclorito de sodio (NaClO) en presentación comercial (Clorox), para eliminar o reducir los microorganismos patógenos (Ministerio de Vivienda Ciudad y Territorio, 2017). El ARD tratada se trasladó del Tanque 4 al Tanque 5, y el tiempo de contacto del desinfectante con el agua fue de 30 minutos. La capacidad del Tanque 5 fue de 250 L de ARD tratada. En la Figura 4 se presentan las etapas del bioprototipo.

### **3.2. Evaluación del desempeño de un bioprototipo diseñado para el tratamiento de ARD a través de pruebas físicoquímicas y microbiológicas.**

La evaluación del desempeño del bioprototipo para el tratamiento de ARD se llevó a cabo en la Fundación Universidad del Norte en Puerto Colombia, en el clima tropical seco del Caribe colombiano (Vargas & Roldán, 2018), con la acción combinada de plantas macrófitas acuáticas flotantes (*E. crassipes*) y bacterias comerciales. La temperatura promedio durante el estudio fue de  $33,21 \pm 0,65^\circ\text{C}$ . Para la evaluación del desempeño se utilizaron los siguientes elementos:

#### **3.2.1. Agua a tratar**

La evaluación del desempeño del bioprototipo se desarrolló empleando agua proveniente del arroyo León en el municipio de Puerto Colombia, en el departamento del Atlántico (Colombia) ( $10^\circ 47' 40,1'' \text{ N}$ ;  $74^\circ 44' 10,6'' \text{ W}$ ) (Figura 5 y Figura 6); siguiendo el protocolo establecido por el IDEAM, 2007. El punto de toma de muestras del arroyo León (Puente José Name Terán. Puente kra 51B) fue seleccionado teniendo en cuenta los lugares que pudiesen evidenciar la presencia de contaminantes aguas arriba, de fácil ubicación y acceso.

Se llevaron a cabo seis recolecciones de agua del arroyo León, que se realizaron en dos periodos diferentes. En agosto de 2021 se tomaron tres muestras de agua los días 24, 27 y 30, y en agosto de 2022 se tomaron otras tres muestras de agua los días 23, 26 y 29. En cada periodo, las muestras se recolectaron con un intervalo de tres días entre cada recolección, para alimentar el bioprototipo en la evaluación de su desempeño. En cada recolección, se llenaron 11 canecas herméticas de plástico de 20 L cada una, previamente aseadas para evitar la contaminación de las muestras (Figura 7). Las muestras fueron transportadas a la PTAR Nuevos terrenos para su tratamiento inmediato.

El arroyo León, también conocido como arroyo Hondo en ciertos tramos, es un cuerpo de agua superficial de 15,7 kilómetros de longitud. Tiene una profundidad que varía entre 0,3 y 1,5 metros y cubre aproximadamente 650 hectáreas (Gandara et al., 2021). Fluye desde la Avenida Circunvalar de Barranquilla hasta desembocar en la ciénaga de Mallorquín, abarcando un área total de  $99,3 \text{ km}^2$  (CRA, 2020).



En verde se indica el punto de toma de agua residual para el estudio de evaluación del bioprototipo

**Figura 5.** Ubicación geográfica Arroyo León.



Izquierda: Trampa macro sólidos cauce principal

**Figura 6.** Arroyo León.



**Figura 7.** Agua residual doméstica de un muestreo realizado en el arroyo León en canecas plásticas, ubicadas en la PTAR Nuevos Terrenos de la Universidad del Norte

El agua del arroyo León - Hondo fue seleccionada para la evaluación del desempeño del bioprototipo debido a que recibe aportes significativos de los arroyos Blanco, Mellas, El Salao 2, Cañas y Santo Domingo, y gran parte de ellos desembocan en la ciénaga de El Rincón, mientras que el resto retroalimenta a la ciénaga de Mallorquín (CRA, 2020). Este arroyo se ve altamente afectado por la descarga de residuos y la deposición de basura debido a la falta de formalización de los barrios circundantes, que carecen de servicios de alcantarillado y de una cultura ambiental para la gestión de los residuos (CGR, 2019). En el año 2012 se vertieron aproximadamente  $0,71 \text{ m}^3/\text{seg}$  de aguas residuales en el arroyo León - Hondo (Santiago, 2013).

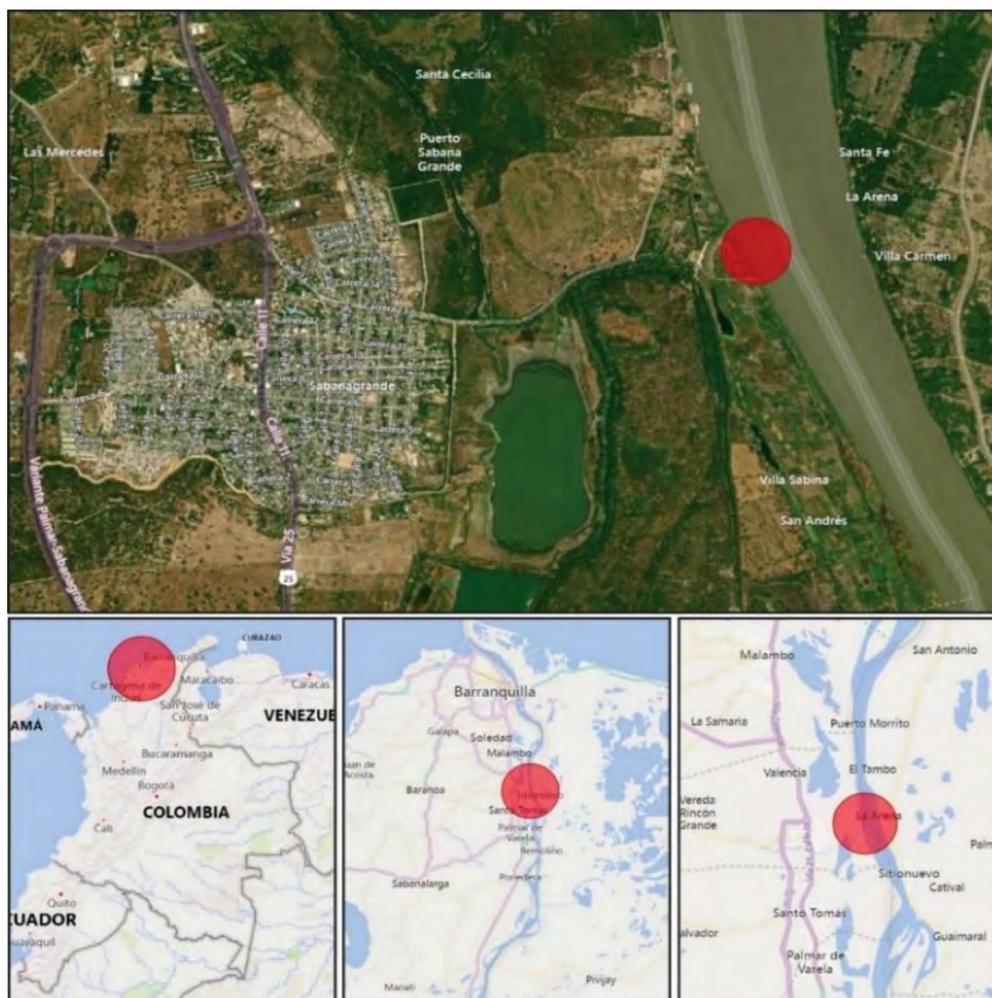
Según la Corporación Autónoma Regional del Atlántico, (2018) y la empresa de servicios públicos Triple A S.A., (2023), el arroyo León suele tener una alta carga de nutrientes debido a que en este se vierten las aguas residuales tratadas por la Estación Depuradora de Aguas Residuales (EDAR) El Pueblo, ubicada en el barrio El Pueblito de la ciudad de Barranquilla. A pesar de que esta estación fue construida para tratar los vertimientos del barrio El Pueblo, ahora recibe las descargas de gran parte del suroccidente de la ciudad, lo que resulta en un volumen de 1.500 L por segundo de aguas residuales que terminan en el arroyo León y en la Ciénaga de Mallorquín sin tratamiento alguno (CGR, 2019). Los principales factores de deterioro y contaminación de las aguas del arroyo León - Hondo son los siguientes (Santiago, 2013):

- La disposición de residuos orgánicos e inorgánicos.
- El vertimiento de ARD sin tratar.
- La descarga del efluente de la EDAR del barrio El Pueblo.

- El modelo de ocupación desequilibrante del territorio que soporta al arroyo León, el cual se caracteriza por una ocupación formal e informal de las laderas vulnerables del borde oriental del arroyo con grandes intervenciones urbanísticas.

### 3.2.2. Plantas macrófitas, *Eichhornia crassipes*

La planta macrófita utilizada en el tratamiento biológico fue *Eichhornia crassipes* por ser hiperacumuladora (Gusti et al., 2023). Para la colecta de especímenes, se tomaron unidades completas de plántulas de tamaño homogéneo (de aproximadamente  $25 \pm 2$  cm), que constaban de bulbo, raíz, hojas y tallo. Las plantas fueron recolectadas en el margen izquierdo del Río Magdalena, a la altura de Sabanagrande ( $10^{\circ} 47' 40,1''$  N;  $74^{\circ} 44' 10,6''$  W) en el departamento del Atlántico (Figura 8 y Figura 9). Se seleccionaron plantas jóvenes de *E. crassipes* para su uso en el tratamiento biológico.



**Figura 8.** Lugar de recolección de *Eichhornia crassipes* empleadas en el estudio.



**Figura 9.** Zona de recolección de *Eichhornia crassipes*

En el estudio, se revisaron diversas características en las plantas al realizar la colecta, tales como una buena pigmentación, ausencia de daños visibles en hojas y tallos, ausencia de necrosis en sus órganos y buen espesor radicular (Bianchi et al., 2020; Queiroz et al., 2020). Para evitar la introducción de materia orgánica endógena durante el experimento, se utilizó agua del grifo para lavar el sustrato y las raíces de las plantas acuáticas antes del tratamiento (Pi et al., 2022). Las plantas recolectadas, se transportaron y ubicaron en la PTAR Nuevos terrenos y los brotes de *E. crassipes* se separaron suavemente para el análisis del crecimiento de las macrófitas. Antes de ser utilizadas en el tratamiento del ARD, las plantas se aclimataron durante una semana en baldes de plástico llenos de 70 L de agua del grifo cada uno (Gusti et al., 2023) (Figura 10).



**Figura 10.** Plantas *Eichhornia crassipes* ubicadas en la PTAR Nuevos Terrenos después de su crecimiento, para pruebas experimentales en el bioprototipo.

### 3.2.3. Bacterias degradadoras

El tratamiento biológico del ARD en este estudio empleó los microorganismos de AquaClean ACF-32, una biofórmula producida por Dementer-International, (2020), que contiene una combinación de bacterias, como *Rhodopseudomonas palustris*, *Nitrobacter winogradskyi*, *Nitrosomonas europaea*, *Bacillus subtilis*, *Bacillus licheniformis* y *Bacillus amyloliquefaciens*. Este producto, fabricado en Estados Unidos por BluePlanet Labs, es una solución de larga vida útil, fácil de aplicar en campo y ampliamente utilizada para degradar desechos orgánicos en cuerpos de agua naturales, sistemas de tratamiento de AR y suelos contaminados. Además, el producto no presenta riesgos para la salud humana, los animales, los peces ni las plantas.

### 3.2.4. Evaluación del bioprototipo

Para la evaluación de la eficacia del bioprototipo para el tratamiento de ARD, se llevó a cabo un estudio experimental en dos momentos (dos repeticiones), el primer momento se realizó en el mes de agosto del 2021 y el segundo momento en agosto de 2022. Cada momento tuvo una duración de 16 días de operación del bioprototipo, después de una semana de aclimatación de plantas jóvenes de *E. crassipes*. Durante cada repetición, se realizaron 3 corridas del ARD, mediante flujo discontinuo, para simular las condiciones reales de operación. En este contexto, una corrida se define como el paso del ARD desde su ingreso al bioprototipo hasta su salida final, después de pasar por todo el sistema, es decir, desde el inicio de llenado en el Tanque 1 (Filtro) hasta la cloración del ARD tratada en el Tanque 5.

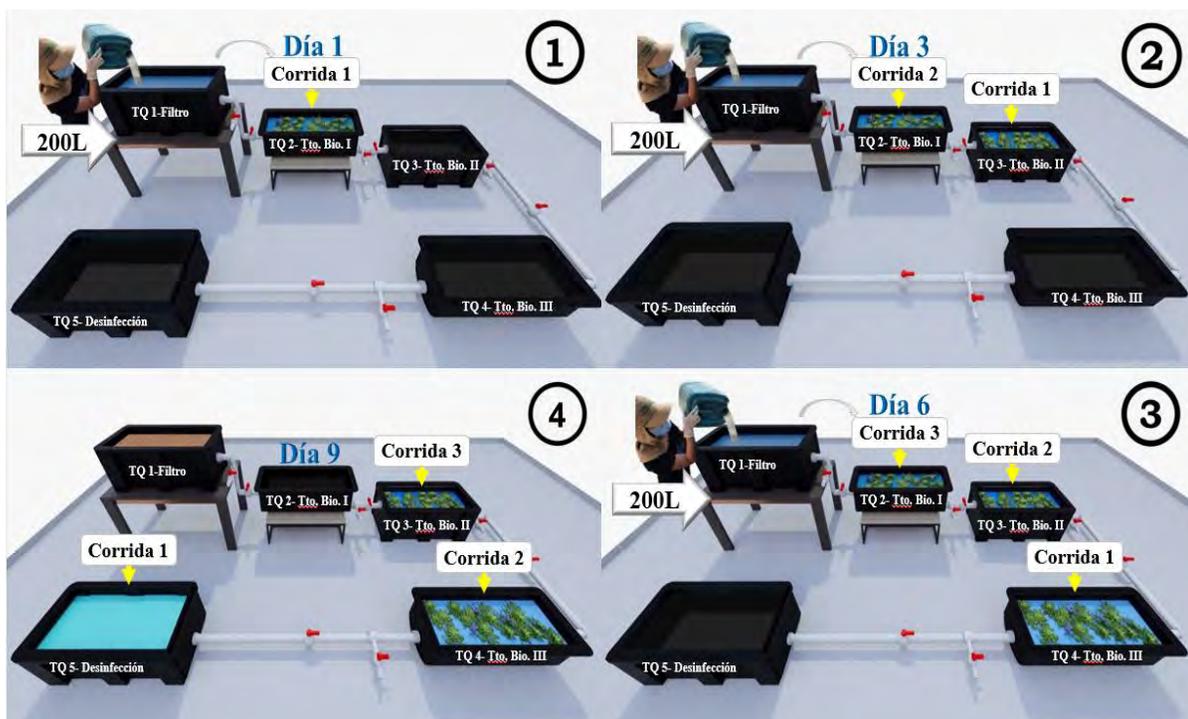
El tiempo de retención hidráulica en el sistema utilizado para el tratamiento del ARD fue de 3 días, de acuerdo con la Resolución No. 0330 del 8 de junio del 2017—RAS (Ministerio de Vivienda Ciudad y Territorio, 2017), desde el Tanque 2 hasta que el agua llegó al Tanque 5, donde se llevó a cabo el proceso de cloración. Posteriormente, el agua tratada posiblemente se podría reutilizar o verter en fuentes de agua natural superficial. Durante cada repetición del experimento, las tres corridas del ARD por el sistema se realizaron de la siguiente manera:

- **Corrida 1 (C1):** en el tanque 1 (filtro) del sistema, ingresaron 200 L de agua del arroyo León, luego, el agua filtrada alimentó al tanque 2, para su tratamiento con plantas de *E. crassipes* y 3,25 mL de biofórmula bacteriana por litro de ARD. Posteriormente, el agua del tanque 2 pasó al tanque 3 para el segundo tratamiento biológico con las macrófitas y 1,5 mL de biofórmula bacteriana por litro de ARD, del tanque 3 pasó al tanque 4, en donde se llevó a cabo el tercer tratamiento biológico con plantas sin la adición de bacterias comerciales. Finalmente, el agua tratada se sometió a un proceso de desinfección en el tanque 5.
- **Corrida 2 (C2):** la segunda corrida empezó cuando el ARD en proceso de tratamiento en la C1 salió del tanque 2 y pasó al tanque 3. Al quedar el tanque 1 y tanque 2 disponibles, ingresaron nuevamente 200 L de agua del arroyo León sin tratar al tanque 1, se filtró y pasó al tanque 2. Posteriormente, que el agua salió del tanque 2 el agua se hizo pasar por

el sistema de igual manera que en la C1, al ir quedando disponibles cada uno de los tanques que componen el sistema.

- **Corrida 3 (C3):** la tercera corrida empezó cuando el ARD de la C2 salió del tanque 2 y pasó al tanque 3. Al quedar el tanque 1 y tanque 2 disponibles, ingresaron por tercera vez 200 L de agua del arroyo León sin tratar al filtro y pasaron al tanque 2. Después que el agua salió del tanque 2, el proceso se llevó a cabo de igual manera que en la primera y en la segunda corrida.

El tiempo de operación del bioprototipo durante cada corrida fue de 9 días, debido a que el tiempo de retención hidráulica en cada tratamiento biológico (Tanque 2, Tanque 3 y Tanque 4) fue de 3 días. De acuerdo, con lo reportado por Salviolo et al., (2020), quienes indicaron que el tiempo óptimo por módulo en un humedal artificial oscila entre 2 a 4 días. El proceso de cada corrida se ilustra en la Figura 11.



**Figura 11.** Funcionamiento bioprototipo por corridas (Corrida 1, Corrida 2 y Corrida 3)

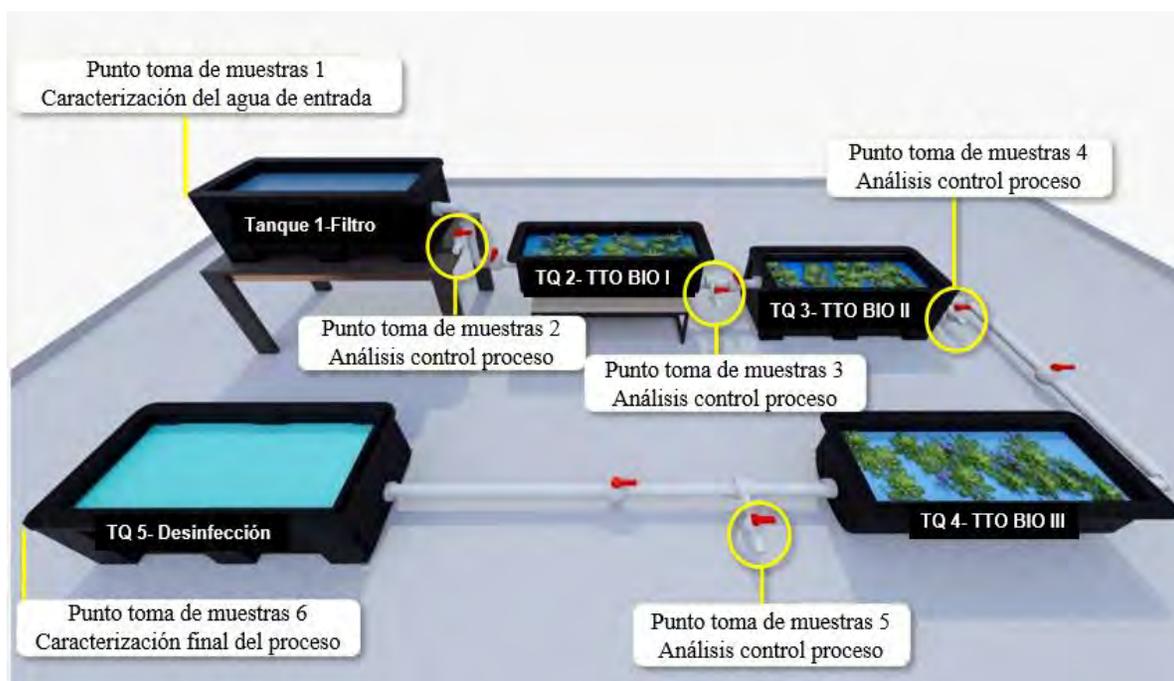
Aunque cada corrida tuvo una duración de 9 días, se llevaron a cabo de manera continua, sin esperar a que se completara el proceso de una corrida antes de comenzar la siguiente. Por lo tanto, el tiempo total para cada repetición fue de 16 días. Durante todo el experimento se midió la intensidad de luz al medio día (12:00 m), utilizando un luxómetro digital portátil. Teniendo en cuenta que el estudio se realizó al aire libre, la intensidad lumínica promedio durante el experimento fue de  $978,79 \pm 4,41$  lux día. La Tabla 2. proporciona información sobre los tratamientos, el número de plantas empleadas en cada tanque del bioprototipo y la biofórmula adicionada al sistema de acuerdo con las especificaciones del producto comercial utilizado.

**Tabla 2.** Descripción de los tratamientos utilizados en el experimento, la cantidad de plantas empleadas en cada tanque del sistema y la proporción de microorganismos adicionados en cada uno de ellos.

No. Tanque	Descripción del Tratamiento	No. de plantas ( <i>Eichhornia crassipes</i> )	Biofórmula mL/L de ARD
Tanque 1	Filtración	0	0
Tanque 2	Degradación Biológica: Plantas + Microorganismos	30	3,25
Tanque 3	Degradación Biológica: Plantas + Microorganismos	40	1,5
Tanque 4	Degradación Biológica: Plantas	40	-
Tanque 5	Desinfección	0	-

### 3.2.4.1. Puntos de muestreo evaluados en el proceso de tratamiento del agua en el bioprototipo

Para determinar las características físicas, químicas y biológicas del ARD, se seleccionaron puntos de muestreo (PM) identificados en la Figura 12 y ubicados a lo largo del proceso de tratamiento en el bioprototipo.



**Figura 12.** Puntos de muestreo del agua durante el proceso de tratamiento. PM1: afluente sin tratar, PM2: agua filtrada, PM3: salida Tto. Bio. I, PM4: salida Tto. Bio. II, PM5: salida Tto. Bio. III y PM6: efluente clorado.

Se establecieron dos puntos de muestreo ubicados al inicio y final del proceso, buscando la caracterización del agua de entrada y salida del bioprototipo. Empleando las válvulas de salida

para la recolección de muestras de efluentes, se establecieron cuatro puntos de muestreo a las salidas de los tanques con el fin de identificar el efecto de cada subproceso en los parámetros de análisis seleccionados (Figura 12). Las muestras para caracterización del agua (inicial y final) se tomaron inmediatamente 30 minutos después de la filtración del afluente al sistema y 30 minutos después de la desinfección del agua tratada al final del proceso. Las muestras de efluentes de las subetapas se recolectaron después del tercer día de iniciado el tratamiento en el tanque correspondiente. Se tomaron muestras por triplicado del agua afluente y efluente al bioprototipo, y del agua tratada a la salida de cada tanque del bioprototipo, para minimizar el error experimental (Lu et al., 2022).

En cada punto de muestreo en cada corrida, se tomó una cantidad total de 7.5 L de agua, 2,5 L de agua por réplica. En cada repetición del estudio, se tomaron nueve muestras por punto de muestreo (tres muestras en cada corrida), en seis puntos de muestreo se tomaron 54 muestras de agua para el análisis de las características fisicoquímicas y microbiológicas, para un total de 108 muestras de agua recolectadas en ambas repeticiones. Las muestras se almacenaron en nevera portátil y fueron llevadas al Laboratorio de Ingeniería Ambiental del Departamento de Ingeniería Civil de la Fundación Universidad del Norte. Todas las muestras se analizaron durante las 24 a 48 horas posteriores al muestreo, para garantizar la exactitud de los resultados (Said et al., 2020). En la Tabla 3 se presentan los tiempos para la toma de muestras en cada tanque del bioprototipo y la cantidad total de muestras tomadas por punto de muestreo.

**Tabla 3.** Puntos de toma de muestras de agua residual doméstica, tiempo transcurrido para la toma de muestras y número total de muestras tomadas por punto de muestreo

Tanque	Toma de muestra Afluente (Sí/No)	Toma de muestra Efluente (Sí/No)	Tiempo - Toma de muestra	Número total de muestras tomadas
Tanque 1. Filtro	Sí	Sí	Afluente: 0 hrs Efluente: 30 min	Afluente: 18 Efluente: 18
Tanque 2. Tto. Bio. I	No	Sí	3días	18
Tanque 3. Tto. Bio. II	No	Sí	3días	18
Tanque 4. Tto. Bio. III	No	Sí	3días	18
Tanque 5. Desinfección	No	Sí	30 min	18

#### 3.2.4.2. Análisis del agua

Los análisis efectuados al agua fueron divididos en dos grupos: (i) Análisis de caracterización, y (ii) análisis de control proceso, tomando como referencia algunos de los parámetros y límites máximos permisibles para los mismos, establecidos en la Resolución 0631 de 2015 del Ministerio de ambiente y desarrollo sostenible y como valores informativos los presentados en la Resolución 1256 de 2021 del mismo ministerio.

Las mediciones fisicoquímicas y biológicas se desarrollaron en el laboratorio de Ingeniería Ambiental del Departamento de Ingeniería Civil de la Fundación Universidad del Norte. El

detalle y los protocolos (métodos) a seguir para el desarrollo de los análisis, según los establecido por Baird et al., (2017), es presentado en la Tabla 4.

**Tabla 4.** Análisis fisicoquímicos, microbiológicos, y métodos analíticos para los análisis del agua en los diferentes puntos de muestreo señalados previamente

Método Referencia STM. Edición 23/ Otro	Límite de detección del método	Método analítico	Mensurado	AC/ACP	Descripción de la técnica
SM 2550 B	0,1°C	Electrométrico	Temperatura del agua	AC/ACP	Anexo 4
SM 2510 B	12 uS.cm <sup>-1</sup>	Electrométrico	Conductividad eléctrica	AC/ACP	Anexo 5
SM 4500 H <sup>+</sup> B	0,08 U	Electrométrico	Valor pH	AC/ACP	Anexo 6
SM 4500-O G	No aplica	Electrométrico	Oxígeno disuelto	AC/ACP	Anexo 7
SM 2130 B	0,1 UNT	Nefelométrico	Turbiedad	AC/ACP	Anexo 8
Método 8025. Método estándar APHA de platino- cobalto	<1 uPICo	Fotométrico	Color aparente	AC/ACP	Anexo 9
	<1 uPICo	Fotométrico	Color real	AC/ACP	Anexo 9
SM 5210 B		Prueba 5 días	Demanda bioquímica de oxígeno	AC/ACP	Anexo 10
SM 5220 D	10 mg.L <sup>-1</sup>	Fotométrico	Demanda química de oxígeno	AC/ACP	Anexo 11
SM 2540 B	41 mg.L <sup>-1</sup>	Gravimetría	Sólidos totales	AC/ACP	Anexo 12
SM 2540 D	6 mg.L <sup>-1</sup>	Gravimetría	Sólidos suspendidos totales	AC/ACP	Anexo 13
SM 2540 C	22 mg.L <sup>-1</sup>	Gravimetría	Sólidos disueltos totales	AC/ACP	Anexo 14
SM 2540 F	0,1 mL.L <sup>-1</sup>	Volumétrico	Sólidos sedimentables	AC/ACP	Anexo 15
SM 5520 D	9 mg.L <sup>-1</sup>	Extracción Soxleth	Grasas y Aceites	AC/ACP	Anexo 16
SM 9215 B	< 1 UFC.mL <sup>-1</sup>	Vertido en placa	Recuento de aerobios mesófilos	AC/ACP	Anexo 17
ISO 9308-1 (2014)	< 1 UFC/100mL	Filtración por membrana	Coliformes totales y coliformes fecales	AC/ACP	Anexo 18
SM 4500-NH <sub>3</sub> B	1,10 mg.L <sup>-1</sup>	Fotométrico	Nitrógeno amoniacal (N -NH <sub>3</sub> )	AC	Anexo 19
SM 4500 NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> B	0,01 mg.L <sup>-1</sup>	Fotométrico	Nitritos (N - NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> )	AC	Anexo 20
SM 4500 NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> B	0,3 mg.L <sup>-1</sup>	Fotométrico	Nitratos (N - NO <sub>3</sub> )	AC	Anexo 21
4500-P G	1 mg.L <sup>-1</sup>	Fotométrico	Ortofosfatos (P-PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup> )	AC	Anexo 22
SM 2320 B	20 mg.L <sup>-1</sup>	Volumétrico	Alcalinidad total	AC	Anexo 23
SM 2340 C	3,0 mg.L <sup>-1</sup>	Volumétrico	Dureza total	AC	Anexo 24
SM 3500-Fe B	0,04 mg.L <sup>-1</sup>	Fotométrico	Hierro	AC	Anexo 25
SM 4500 SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> E	5,00 mg.L <sup>-1</sup>	Fotométrico	Sulfatos	AC	Anexo 26
SM 4500-Cl B	<1 mg.L <sup>-1</sup>	Fotométrico	Cloro total residual	AC	Anexo 27

STM= Standard Methods; AC= Análisis Caracterización; ACP= Análisis Control Proceso

Los indicadores de la calidad del agua del arroyo León antes del proceso de filtración y al final del tratamiento en el bioprototipo, se identificaron mediante 5 categorías, presentadas en la Tabla 5.

**Tabla 5.** Categorías e indicadores de la calidad del agua residual doméstica

No.	Categoría	Indicador
1.	Indicadores físicoquímicos	Temperatura del agua
		pH
		Conductividad Eléctrica
2.	Indicadores de remoción de materia orgánica	Oxígeno Disuelto
		Demanda Bioquímica de Oxígeno
3.	Indicadores de remoción de materiales suspendidos y disueltos	Demanda Química de Oxígeno
		Sólidos Totales
		Sólidos Suspendidos Totales
		Sólidos Disueltos Totales
		Sólidos Sedimentables
		Color Real
		Color Aparente
4.	Indicadores de remoción de microorganismos y bacterias patógenas	Turbiedad
		Aerobios Mesófilos
		Coliformes Totales
5.	Indicadores de remoción de nutrientes	Coliformes Fecales
		Nitrógeno Amoniacal
		Nitritos
		Nitratos
		Ortofosfatos
		Sulfatos
6.	Otros análisis	Hierro
		Alcalinidad Total
		Dureza Total
		Grasas y Aceites
		Cloro Total Residual

El porcentaje de remoción para cada parámetro de contaminante del agua residual doméstica se calculó usando la siguiente ecuación (Gusti et al., 2023):

$$\text{Porcentaje de remoción} = (1 - C_i - C_f) \times 100\% \quad \text{Ec. 1}$$

donde,

$C_i$  = Concentración inicial de parámetros de contaminantes en el agua.

$C_f$  = Concentración final del parámetro de contaminantes en el agua.

### 3.3. Evaluación de los potenciales efectos fitotóxicos en *Eichhornia crassipes* asociados a su uso en el bioprototipo

Los posibles efectos fitotóxicos en *E. crassipes* fueron evaluados para determinar si su uso en el tratamiento biológico generaba cambios en su estado morfológico debido al tratamiento del agua en el bioprototipo. Se utilizaron las plantas del ensayo para la evaluación del desempeño del sistema (ítem 3.2.4). El estudio contó con un sistema de control compuesto por dos baldes de plástico llenos con 75 L de agua del grifo cada uno con adición de medio Hoagland (1950) (Manolaki et al., 2020; Sudiarto et al., 2019) y 30 plantas jóvenes de *E. crassipes* (15 plantas por balde). La solución contó con la composición presentada en la Tabla 6. El uso del grupo control de plantas de *E. crassipes* sin exposición a ARD ni aplicación de biofórmula bacteriana, permitió establecer una base de comparación para evaluar los efectos del tratamiento del ARD en las plantas en presencia de bacterias comerciales. Esto hizo posible determinar si existían diferencias significativas en el crecimiento de las plantas entre el grupo experimental (con ARD y bacterias) y el grupo control (con agua de grifo + solución Hoagland y sin bacterias). El grupo control, también ayudó a descartar otros factores que podían afectar el crecimiento de las plantas, como las condiciones ambientales, la calidad del agua o posibles variaciones genéticas, permitiendo atribuir cualquier cambio observado específicamente al tratamiento del ARD con *E. crassipes* en presencia de biofórmula bacteriana. Además, se logró evaluar si el tratamiento tuvo un impacto positivo o negativo en el crecimiento de las plantas. Por otra parte, investigaciones anteriores como la realizada por Yan et al., (2022) y Meng et al., (2011), emplearon plantas de *E. crassipes* como grupo control en sus estudios. Las plantas fueron tomadas directamente de los tanques de los tratamientos biológicos como se describe en la Tabla 7.

**Tabla 6.** Composición del medio Hoagland para plantas control

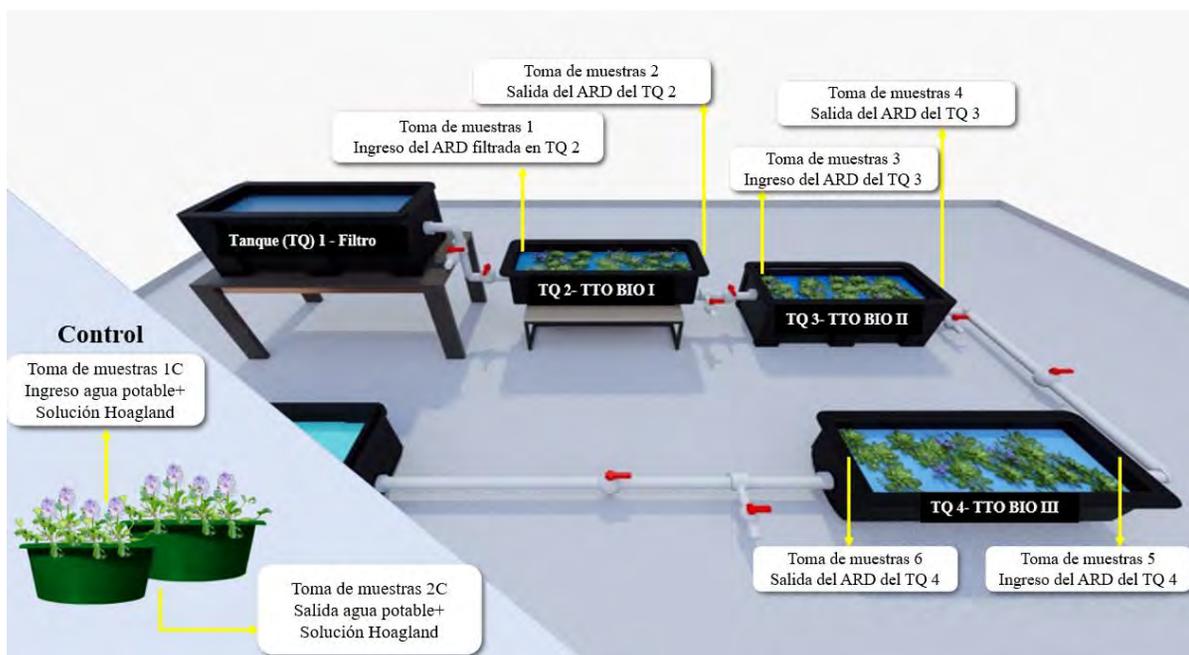
Solución	Concentración y g/L en solución de reserva	g/500 ml en solución de reserva	Concentración en 1/10 Hoagland (Bidón de 25L)	De nuevo para 25L
Nitrato de calcio Ca (NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> .4H <sub>2</sub> O	1,4 M	165,31 g/500 mL	0,28 mM	5 mL
Nitrato de potasio KNO <sub>3</sub>	3 M	151,65 g/500 mL	0,6 mM	5 mL
Sulfato de magnesio MgSO <sub>4</sub> .7H <sub>2</sub> O	1 M	123,24 g/500 mL	0,2 mM	5 mL
Microelementos	Ver receta en Anexo 1	-	-	5 mL
Fe-HBED	Ver receta en Anexo 2	-	-	12,5 mL
Dihidrógeno fosfato de amonio (NH <sub>4</sub> ) H <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	0,5 M	28,76 g/500 mL	0,1 mM	5 mL

**Tabla 7.** Descripción del tratamiento y número de plantas en cada tanque del sistema

No. Tanque	Descripción del Tratamiento	No. de plantas ( <i>Eichhornia crassipes</i> )
Plantas control	Plantas + Agua grifo + Medio Hoagland (composición: Tabla 6)	30
Tanque 3	Degradación Biológica: Plantas + Microorganismos	40
Tanque 4	Degradación Biológica: Plantas	40
Tanque 2	Degradación Biológica: Plantas + Microorganismos	30

### 3.3.1. Recolección de muestras de material vegetal

Se tomaron muestras de hojas y raíces de las plantas control y de las plantas de los tratamientos biológicos, cuando el agua ingresó y cuando salió del control, tanque 2 (Tto. Bio. I), tanque 3 (Tto. Bio. II) y tanque 4 (Tto. Bio. III), en cada corrida. En la Figura 13. se presentan los puntos de muestro de material vegetal en el bioprototipo durante el tratamiento del agua a través del sistema.



**Figura 13.** Toma de muestras de material vegetal de las plantas (hojas y raíces) en el bioprototipo.

En cada punto de muestreo, se tomó una cantidad total de 540 hojas y 540 muestras de raíces. En cada repetición, se tomaron 270 hojas y 270 muestras de raíces (90 y 90 en cada corrida, respectivamente). En 8 puntos de muestreo se tomaron 4.320 hojas y 4.320 muestras de raíces,

obteniéndose un total de 8.640 muestras de material vegetal recolectado durante todo el estudio.

La Tabla 8 presenta información acerca de la recolección de muestras de material vegetal en el bioprototipo, incluyendo la cantidad de muestras tomadas, el momento en que se realizaron las tomas y el número de plantas muestreadas en cada tanque.

**Tabla 8.** Detalle de las características de la toma de muestras de material vegetal en el experimento (hojas y raíces), así como el tiempo transcurrido para la toma de muestra y la cantidad de plantas muestreadas en cada tanque.

Tanque	Ingreso/Salida Tanque	Tiempo - Toma de muestra	No. de hojas por corrida	No. de muestras de raíces por corrida	No. de plantas muestreadas por corrida
Plantas control	Ingreso	0 horas	90	90	30
	Salida	3 días	90	90	
Tanque 2	Ingreso	0 horas	90	90	30
	Salida	3 días	90	90	
Tanque 3	Ingreso	0 horas	90	90	30
	Salida	3 días	90	90	
Tanque 4	Ingreso	0 horas	90	90	30
	Salida	3 días	90	90	
Total Repetición 1			720	720	120
Total Repetición 2			720	720	120
TOTAL			1440	1440	240

Los análisis *in situ* a las plantas, se realizaron a la totalidad de los Jacintos de agua que se encontraban en el control (30 plantas), tanque 2 (30 plantas), tanque 3 (40 plantas), tanque 4 (40 plantas), seguido de la toma de muestras de hojas y raíces.

### 3.3.2. Análisis de las plantas

En las plantas de *Eichhornia crassipes* empleadas en el tratamiento del agua realizado en el ensayo para la evaluación del desempeño del bioprototipo (ítem 3.2.4), se realizaron las siguientes mediciones con el fin de comparar las posibles variaciones en las macrófitas control en contraste con las plantas empleadas en el tratamiento del agua en la entrada y salida del tanque 2 (Tto. Bio. I), tanque 3 (Tto. Bio. II) y tanque 4 (Tto. Bio. III):

➤ Estudio de las características de crecimiento:

- Biomasa fresca de la planta completa.

La cantidad de biomasa de las macrófitas acuáticas se determinó utilizando una balanza portátil con capacidad de 10 kg (Figura 14). Para evitar que el agua se agitara al retirar las plantas y para evitar pérdidas por evaporación, el pesaje se realizó después de que el agua pasara al

siguiente tanque para su tratamiento (Queiroz et al., 2020). Después de pesar todas las plantas, se abrió la válvula de paso del agua, para llenar el tanque.



**Figura 14.** Toma y registro de peso fresco de las plantas de *Eichhornia crassipes*.

- Crecimiento relativo de las plantas.

El Crecimiento Relativo de las Plantas (CRP) se determinó midiendo el peso húmedo de todas las plantas al inicio del experimento en el tanque control (30 plantas) y en los tanques de tratamiento, tanque 2 (30 plantas), tanque 3 (40 plantas), tanque 4 (40 plantas), así como después de tres días a la salida del agua de dichos tanques. Un valor de CRP más alto indicará que la planta estaba creciendo más rápido (Manolaki et al., 2020). El peso de la materia fresca de cada tanque en cada una de las 3 corridas, se calculó utilizando la siguiente fórmula (Galiba et al., 1993; Sudiarto et al., 2019):

$$CRP = [(ln W_2 - ln W_1) / (t_2 - t_1)] \times 10^3 \quad Ec. 2$$

donde,

$W_1$  = peso húmedo inicial en  $t_1$  tiempo inicial

$W_2$  = peso húmedo final en  $t_2$  tiempo final

$t$  = en días

- Generación de nuevos estolones.

El número de retoños producidos por las plantas de *E. crassipes* del grupo control y de los tanques 2, 3 y 4 a la salida del agua en cada corrida fue utilizado para su determinación. Es importante mencionar que los retoños fueron removidos de las plantas cada vez que el agua ingresó al grupo control y a los tratamientos biológicos.

- Número de hojas

La cantidad de hojas en las plantas de *E. crassipes*, se determinó registrando en cada una de las corridas el número inicial y final de hojas de las 30 plantas control, 30 plantas del tanque 2, 40 plantas del tanque 3 y 40 plantas del tanque 4.

- Longitud de raíz

La longitud de las raíces de las plantas de *E. crassipes* se determinó mediante la medición de la longitud final de las raíces de las plantas en el control y en el tanque 2, tanque 3 y tanque 4, a la salida del agua en cada una de las corridas, teniendo en cuenta que en cada corrida las raíces de las macrófitas iniciaron con una longitud de 24 cm al momento en que el agua ingresó al control y a los tratamientos biológicos.

➤ Contenido de clorofila y carotenoides

Las concentraciones de clorofila y carotenoides de las hojas de las plantas de *E. crassipes* se determinaron mediante el método descrito por Borker et al., (2013). En primer lugar, se extrajeron los pigmentos fotosintéticos de hojas frescas usando acetona fría al 90 %. Para esto, se homogenizó toscamente 1 gramo de material vegetal fresco en un mortero a una temperatura de 3-5°C en oscuridad, aficionando una pizca de carbonato de magnesio para proteger y estabilizar los pigmentos. Luego, se filtró la mezcla y se midió su absorbancia mediante espectrofotometría UV-visible de doble haz a 663, 645 y 470 nm. Los pigmentos fotosintéticos se reportaron como clorofila  $\alpha$  ( $C_\alpha$ ), clorofila  $\beta$  ( $C_\beta$ ), clorofila total ( $\alpha + \beta$ ) y carotenoides totales (xantofilas + carotenoides). Para determinar el contenido de clorofila y carotenoides se utilizaron las siguientes fórmulas:

$$\text{Clorofila } \alpha \text{ } (\mu\text{g/ml}) = X = 12.7 \times A_{663} - 2.69 \times A_{645} \quad \text{Ec. 3}$$

$$\text{Clorofila } \beta \text{ } (\mu\text{g/ml}) = Y = 22.9 \times A_{645} - 4.68 \times A_{663} \quad \text{Ec. 4}$$

$$\text{Clorofila total } (\alpha + \beta) \text{ } (\mu\text{g/ml}) = Z = 8.02 \times A_{663} + 20.20 \times A_{645} \quad \text{Ec. 5}$$

$$\text{Carotenoides totales } (\mu\text{g/ml}) = \frac{1.000 \times A_{470} - 1.82 \times C_\alpha - 85.02 \times C_\beta}{198} \quad \text{Ec. 6}$$

donde,

$X$  = Clorofila  $\alpha$

$Y$  = Clorofila  $\beta$

$Z$  = Clorofila total

$C_\alpha$  = Clorofila  $\alpha$

$C_\beta$  = Clorofila  $\beta$

$A_{645}$  = Absorbancia a 645 nm

$A_{663}$  = Absorbancia a 663 nm

$A_{470}$  = Absorbancia a 470 nm

➤ Contenido foliar de proteínas totales.

La determinación del contenido de proteínas totales fue llevado a cabo mediante el método de Bradford, (1976), empleando muestras de tejido obtenido de las hojas frescas de las plantas de *E. crassipes*. Para ello, se maceró el material vegetal fresco sin nervaduras utilizando nitrógeno líquido hasta adquirir un polvo fino, el cual fue conservado a  $-80^{\circ}\text{C}$  hasta su tratamiento final. Se tomaron alrededor de 0,50 g de la muestra macerada y se colocaron en un tubo de reacción de 15 mL con forma cónica, previamente rotulado. Se realizó el procedimiento tres veces para garantizar la precisión de los resultados obtenidos. Primero se adicionaron 5 mL de buffer fosfato de potasio 100 mM pH 7,5 al polvo fino obtenido previamente. A continuación, se homogenizó la mezcla durante dos minutos en un vórtex sobre cama de hielo y se incubó durante una hora en un agitador horizontal, a una temperatura de  $4^{\circ}\text{C}$ . Luego, se centrifugó la muestra a 6000 rpm durante 30 minutos a  $4^{\circ}\text{C}$ , separando el sobrenadante, que correspondía al extracto proteico, para determinar inmediatamente su contenido de proteína. Finalmente, se colocaron 200  $\mu\text{L}$  de extracto proteico en un tubo de reacción de 1,5 mL, y se repitió este proceso tres veces. Se añadieron 800  $\mu\text{L}$  del reactivo de Bradford, se tapó el tubo y se agitó suavemente cinco veces para evitar la formación de espuma. El tubo se dejó reposar durante 15 minutos y se determinó la absorbancia a 590 nm y 450 nm. La concentración de proteínas se determinó mediante la realización de una curva de calibración, empleando albúmina de suero bovino como estándar (Anexo 3).

➤ Nitrógeno Total y Fósforo Disponible.

La determinación de nitrógeno total y fósforo disponible en las raíces de las macrófitas, fue realizado según la norma NTC 5752-2010 para el análisis de tejido vegetal (ICONTEC, 2010). La Tabla 9 presenta información referente al método.

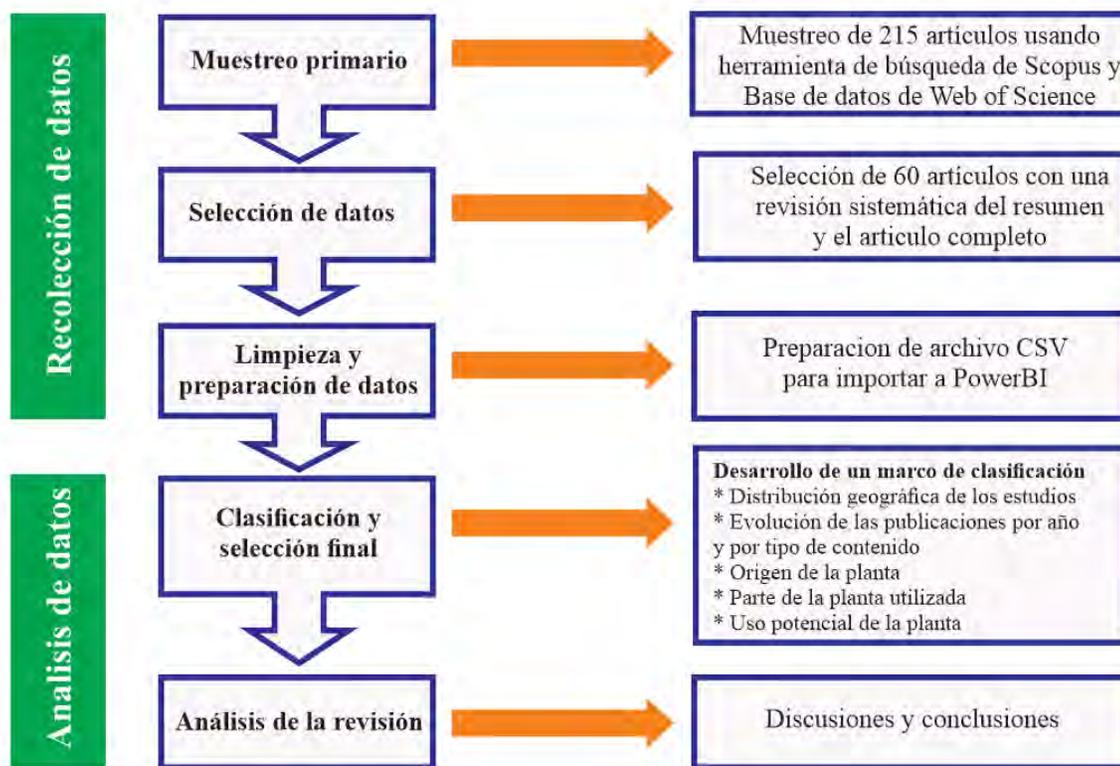
**Tabla 9.** Información de método determinación nitrógeno total y fósforo disponible

Variable	Unidad	Método
Nitrógeno Total	N	%
Fósforo	P	%

Las mediciones de crecimiento se realizaron in situ en la PTAR Nuevos Terrenos de la Fundación Universidad del Norte, los análisis del contenido de clorofila  $\alpha$ ,  $\beta$  y total, y proteínas, se llevó a cabo en el Laboratorio de Microbiología Agrícola y Ambiental de la Universidad Popular del Cesar Sede Valledupar.

### 3.4. Identificación de potenciales usos para el aprovechamiento sostenible de la biomasa de *Eichhornia crassipes* empleada durante el tratamiento de ARD

La metodología general utilizada para abordar el tercer objetivo se muestra gráficamente en la Figura 15.



**Figura 15.** Método de revisión de la literatura

Se realizó una lista de preguntas de investigación con el fin de comparar y relacionar diferentes enfoques, destacando brechas en el conocimiento, identificando posibles líneas de investigaciones futuras y estableciendo la importancia de este tema en el contexto académico actual:

- ¿Como es la distribución y evolución de publicaciones por tipo de contenido?
- ¿Como es la distribución geográfica de los estudios realizados sobre usos potenciales de biomasa de *Eichhornia crassipes* por tipo de contenido?
- ¿Cuáles partes de la planta son más utilizadas para aprovechamiento de biomasa?
- ¿Cuáles son los potenciales usos de biomasa de *Eichhornia crassipes*?

### 3.5. Análisis Estadístico

Para el análisis estadístico se utilizó el software Statgraphics Centurion XVI®, versión 16. Se analizó la normalidad por la prueba de Curtosis Estandarizada, luego se realizó el análisis de varianza (ANOVA) entre muestras y entre corridas de una misma muestra y, se aplicó el test LSD (Least Significant Difference) de Fisher como prueba de Múltiples Rangos, determinando si existen diferencias significativas entre los valores de las medias con un intervalo de confianza del 95%. Todos los resultados se muestran en tablas, gráficos de barras o columnas. Las diferencias se consideraron significativas cuando  $P < 0,05$ .

## 4. Resultados y Discusión

### 4.1. Resultados Objetivo 1

*Evaluar el desempeño de un bioprototipo para el tratamiento de ARD a través de pruebas fisicoquímicas y microbiológicas.*

#### 4.1.1. Caracterización inicial del Agua Residual (AR) del Arroyo León

Las muestras tomadas en el arroyo León, fueron sometidas a análisis fisicoquímicos y microbiológicos antes del tratamiento en el bioprototipo. Los resultados obtenidos del ARD a la entrada del bioprototipo se presentan en la Tabla 10.

**Tabla 10.** Caracterización inicial del agua residual del arroyo León sin tratar y análisis comparativo con las resoluciones 0631/2015 y 1256/2021.

Parámetro	Unidades	Valor inicial Corrida 1	Valor inicial Corrida 2	Valor inicial Corrida 3	Res. 0631/ 2015 *	Res. 1256/ 2021 *	ARD típica **
<b>1. Parámetros fisicoquímicos <i>in situ</i></b>							
Temperatura del agua	T°C	28,42 ±0,46	29,30 ±2,15	27,93 ±1,09	40,00	N.A	24-40
pH	Unidades de pH	7,80± 0,38	7,70± 0,30	7,75 ±0,36	6,0 – 9,0	4,5 – 9,0 ***	9,0-6,0
Conductividad Eléctrica	µS.cm <sup>-1</sup>	1918,83 ±4,21	1923,17 ±6,08	1923,5 ±6,19	N.A	1,500	2000-180
Oxígeno Disuelto	mg O <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup>	2,81 ±0,63	2,85 ±0,43	2,48 ±0,10	N.A	N.A	4-0,20
<b>2. Materia orgánica</b>							
Demanda bioquímica de oxígeno	mg. L <sup>-1</sup> O <sub>2</sub>	76,02 ±2,54	74,83 ±0,86	74,15 ±0,99	90	N.A	400-80
Demanda química de oxígeno	mg. L <sup>-1</sup> O <sub>2</sub>	196,48 ±2,06	197,80 ±2,47	196,56 ±2,09	200	N.A	1000-120
<b>3. Materiales suspendidos y disueltos</b>							
Sólidos totales	mg. L <sup>-1</sup>	1363,84 ±3,16	1366,06 ±3,41	1363,22 ±2,32	N.A	N.A	1200-350
Sólidos suspendidos totales	mg. L <sup>-1</sup>	99,50 ±0,49	99,73 ±0,23	99,55 ±0,33	100	N.A	350-100
Sólidos disueltos totales	mg. L <sup>-1</sup>	1264,33 ±2,94	1266,33 ±3,44	1263,67 ±2,42	N.A	N.A	1200-350
Sólidos Sedimentables	ml. h <sup>-1</sup>	0,98± 0,28	0,97± 0,08	0,88± 0,07	5,00	N.A	20-0,2
Color real	uPICO	37,15 ±2,05	37,93 ±0,54	36,57 ±0,67	AyR	N.A	-
Color aparente	uPICO	94,53 ±2,82	94,38 ±3,98	96,91 ±0,28	N.A	N.A	600-80
Turbiedad	UNT	95,0 ±1,09	96,0 ±1,09	95,45 ±1,28	N.A	N.A	150-80
<b>4. Microorganismos y bacterias patógenas</b>							
Aerobios mesófilos	UFC. mL <sup>-1</sup>	2,24x10 <sup>7</sup> ±137840	2,26x10 <sup>7</sup> ±132916	2,24x10 <sup>7</sup> 132916	N.A	N.A	-

Parámetro	Unidades	Valor inicial Corrida 1	Valor inicial Corrida 2	Valor inicial Corrida 3	Res. 0631/ 2015 *	Res. 1256/ 2021 *	ARD típica **
Coliformes totales	UFC/100 mL	8,4x10 <sup>5</sup> ±314840	8,08x10 <sup>5</sup> ±265442	8,08x10 <sup>5</sup> ±42684,9	N.A	5x10 <sup>3</sup> ***	2x10 <sup>11</sup> - 1,8x10 <sup>5</sup>
Coliformes fecales	UFC/100 mL	4,92x10 <sup>5</sup> ±198893	5,19x10 <sup>5</sup> ±170399	5,14x10 <sup>5</sup> ±10576,7	N.A	1,0x10 <sup>3</sup> ***	9,5x10 <sup>5</sup> - 1,0x10 <sup>3</sup>
<b>5. Nutrientes</b>							
Nitrógeno amoniaco (N -NH <sub>3</sub> )	mg N- NH <sub>3</sub> . L <sup>-1</sup>	14,77 ±1,35	15,3 ±0,33	14,37 ±0,26	AyR	N.A	50-12
Nitritos (N - NO <sub>2</sub> )	mg NO <sub>2</sub> . L <sup>-1</sup>	12,17 ±2,04	11,5 ±1,64	12,67 ±1,50	AyR	N.A	0
Nitratos (N - NO <sub>3</sub> )	mg NO <sub>3</sub> . L <sup>-1</sup>	0,55 ±0,05	0,45 ±0,16	0,50 ±0,22	AyR	11	11-7,4
Ortofósforos (P - PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup> )	mg PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup> . L <sup>-1</sup>	4,38± 0,90	3,82± 1,18	4,85± 0,20	AyR	N.A	6-20
Sulfatos	mg SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup> . L <sup>-1</sup>	93,33 ±5,85	93,33 ±3,37	89,0 ±4,38	AyR	500	50-250
Hierro	mg Fe. L <sup>-1</sup>	0,59 ± 0,06	0,63 ±0,09	0,72 ±0,16	AyR	5,0 ***	0,2-5
<b>6. Otros análisis</b>							
Alcalinidad total	mg CaCO <sub>3</sub> . L <sup>-1</sup>	363,87 ±0,91	360,93 ±4,06	362,88 ±2,88	N.A	N.A	200-50
Dureza total	mg CaCO <sub>3</sub> . L <sup>-1</sup>	360,87 ±2,74	361,55 ±1,55	360,32 ±0,42	AyR	N.A	-
Grasas y aceites	mg. L <sup>-1</sup>	2,67 0,37±	2,74 0,24±	2,84 0,13±	20	N.A	150-50

\*=Ministerio de ambiente y desarrollo sostenible, \*\*=Composición típica del ARD; \*\*\*= Decreto 1076/2015 del Ministerio de ambiente y desarrollo sostenible, citado en la Resolución 1256/2021; N.A= No Aplica;  
AyR= Análisis y Reporte; ARD= Agua Residual Doméstica

Fuente composición típica ARD: (Kataki et al., 2021; Ministerio de Vivienda Ciudad y Territorio, 2017; Queiroz et al., 2020; Venkata et al., 2010; Zipf et al., 2016).

#### 4.1.2. Parámetros Físicoquímicos

La temperatura inicial del Agua Residual Doméstica (ARD) en el presente estudio presentó valores promedio similares a los registrados por Benavides (2019) para la temperatura del agua del arroyo León, que fueron menores a 33°C. Según el informe de la Corporación Autónoma Regional del Atlántico, (2018), la temperatura del arroyo León fue de 33,9°C, mientras que el informe técnico del Instituto de Investigaciones Marinas y costeras INVEMAR (2019), en 2016 la temperatura fue de 30,3°C en el mismo arroyo. Además, Natsir et al., (2020) reportaron temperaturas en las ARD antes del tratamiento en el filtro que oscilaron entre 24 a 32°C, valores similares a los obtenidos en este estudio para el agua del arroyo León.

Los valores promedio del pH del agua del arroyo León encontrados en este estudio fueron consistentes con los reportados por Benavides, (2019), que oscilaron entre 7,17 a 7,94 unidades. En el informe técnico del INVEMAR, (2018), se registró un pH del agua del arroyo León de 8,18 unidades, mientras que en el informe del año 2017 se obtuvo un pH de 7,2 unidades (INVEMAR, 2018). La medición *in situ* de la Conductividad Eléctrica (CE) arrojó valores promedio cercanos al valor de CE (1950  $\mu$ S. cm<sup>-1</sup>) reportado por la Corporación Autónoma Regional del Atlántico en el informe de 2018 (CRA, 2018). En el estudio de Zidan

et al., (2023), se registraron valores de pH de las ARD antes de su tratamiento que oscilaron entre 7,2 y 8,8. Por otro lado, en el estudio de Wang et al., (2022), se reportó una medición del pH de  $8,13 \pm 0,71$  para el ARD sin tratar, valores similares a los obtenidos en este estudio para el agua del arroyo León utilizada en el bioprototipo. Todas estas referencias bibliográficas respaldan los hallazgos obtenidos en este estudio sobre el pH y la Conductividad Eléctrica del agua del arroyo León.

Los valores promedio de Oxígeno Disuelto (OD) obtenidos en la caracterización inicial del agua del arroyo León concuerdan con los valores obtenidos por Benavides (2019) del arroyo León, los cuales oscilaron entre  $0,33 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$  a  $2,79 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ . El informe técnico del INVEMAR del año 2018 reportó un valor de OD que osciló entre  $1,30 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$  y  $3,7 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$  (INVEMAR, 2019), mientras que el informe del año 2017 reportó un valor de  $3,5 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$  (INVEMAR, 2018). La concentración de OD más cercana a las obtenidas en esta investigación del agua del arroyo León fue de  $2,76 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$  según el informe de DANE & CEPAL, (2019).

#### 4.1.2.1. *Materia Orgánica*

La Demanda Bioquímica de Oxígeno ( $\text{DBO}_5$ ) promedio del agua se encontró dentro del rango reportado por la Corporación Autónoma Regional del Atlántico en su informe del año 2020 sobre el estado de los cuerpos de agua en el departamento del Atlántico, donde la  $\text{DBO}_5$  del arroyo León osciló entre 45 a  $152 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$  (CRA, 2020). Valores de  $\text{DBO}_5$  en ARD de Pakistán reportados por Ali et al., (2018) antes del tratamiento en HA, oscilaron entre 60 y  $200 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ . En Vietnam, Ung et al., (2022) encontraron valores promedio de  $\text{DBO}_5$  de  $78,4 \pm 7,1 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ , en ARD del lago Kim Lien antes del tratamiento en humedales construidos, valor muy cercano a los obtenidos en este estudio. En un informe sobre el estado medioambiental de la ciudad de Barranquilla, Soledad y Puerto Colombia, la  $\text{DBO}_5$  del arroyo León osciló entre 41,08 a  $83,5 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$  (DANE & CEPAL, 2019).

El análisis de la Demanda Química de Oxígeno (DQO) del agua del arroyo León antes de ingresar al bioprototipo, presentó valores promedio por debajo del valor límite máximo permisible de  $200 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ , establecido en la Resolución 0631/2015 (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2015). Según el informe de la Corporación Autónoma Regional del Atlántico (CRA) del año 2020, que describe el estado de los cuerpos de agua de las cuencas hidrográficas del departamento del Atlántico, los valores de DQO del arroyo León oscilaron entre 130 a  $300 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$  (CRA, 2020), lo cual es coherente con los resultados obtenidos en este estudio. Dorji et al., (2022) reportaron un valor promedio  $182,7 \pm 1,5 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$  en las ARD que emplearon para evaluar el tratamiento del ARD mediante un HA a escala piloto. En otra investigación, Callahan et al., (2022) reportaron una DQO de  $185 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$  del ARD sin tratar. Además, Alves et al., (2022) trabajaron con ARD que presentó una DQO de  $206,4 \pm 51,0 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ .

Los resultados de la  $\text{DBO}_5$  en los afluentes sin tratar al bioprototipo indicaron que los procesos microbiológicos son altos y que las concentraciones de  $\text{DBO}_5$  pueden ser atribuidas a la presencia de aceites, grasas y materia orgánica en el agua (Taylor & Carmichael, 2003). La presencia de DQO en las ARD proviene de diversas fuentes como el lavado de ropa, platos,

utensilios de cocina, autos y motocicletas, así como otros elementos que contienen jabones o detergentes (Gusti et al., 2023). Los valores de DBO y DQO encontrados en este estudio pueden tener efectos negativos en la biota acuática y en la salud humana (Guadie et al., 2021).

La DBO<sub>5</sub> encontrada en los afluentes sin tratar al bioprototipo, indicaron que los procesos microbiológicos son altos. Las concentraciones de DBO<sub>5</sub> pueden deberse a que las ARD contenían aceites y grasas y materia orgánica (Taylor & Carmichael, 2003). El contenido de DQO se crea a partir del lavado de ropa, de platos o utensilios de cocina, autos y motocicletas y otras fuentes que usaron jabón o detergente (Gusti et al., 2023). Las concentraciones de DBO y DQO obtenidas en esta investigación, podrían tener un impacto negativo en la biota acuática y la salud humana (Guadie et al., 2021). Los resultados de DBO<sub>5</sub> y DQO obtenidos en el agua del arroyo León están en concordancia con los valores encontrados en investigaciones previas sobre ARD.

#### 4.1.2.2. *Materiales Suspendidos y Disueltos*

Los valores de Sólidos Totales (ST) hallados en este estudio en el agua del arroyo León estuvieron cercanos a los valores de 1500 mg. L<sup>-1</sup> reportados por Awad et al., (2022) para ARD sin tratar. Los valores promedio iniciales de Sólidos Suspendidos Totales (SST) obtenidos en este estudio concuerdan con los valores de 75 a 110 mg. L<sup>-1</sup> de SST del arroyo León reportados en el informe del año 2016 por el INVEMAR (2017), así como los valores de 100 mg. L<sup>-1</sup> reportados en el estudio de Benavides, (2019). Por otra parte, los valores de SST reportados en el informe del INVEMAR del año 2018 para el arroyo León fueron de 93,6mg. L<sup>-1</sup>, valores cercanos a los obtenidos en la presente investigación. Ospino, (2022) reportó SST para el agua del arroyo León entre 50 y 180,44 mg. L<sup>-1</sup>, mientras un informe del estado medioambiental de la ciudad de Barranquilla, Soledad y Puerto Colombia, reportó valores de SST en el arroyo León de 63,41 a 100,3 mg. L<sup>-1</sup> (DANE & CEPAL, 2019).

Mediante el análisis de los Sólidos Disueltos Totales (SDT) se lograron obtener valores promedio cercanos a 1200 mg. L<sup>-1</sup> en el agua del arroyo León, según lo informó la Corporación Autónoma Regional del Atlántico en el año 2018 (CRA, 2018). En ese mismo estudio, se encontró una concentración de 0,5 mg. L<sup>-1</sup> de Sólidos sedimentables (Ssed), un valor ligeramente inferior a las obtenidas en esta investigación. Además, Ospino (2022) reportó una turbiedad 100 NTU para el agua del arroyo León. Los hallazgos de esta investigación en cuanto a los niveles de ST, SST, SDT, Ssed y turbiedad son similares o cercanos a los valores reportados en otros estudios para ARD.

#### 4.1.2.3. *Microorganismos y Bacterias Patógenas*

Los recuentos de coliformes totales obtenidos en esta investigación están en concordancia con los resultados reportados por el INVEMAR en el período entre 2017 y 2019, los cuales oscilaron entre  $3,8 \times 10^5$  a  $4,2 \times 10^5$  UFC/ 100 mL en el informe del año 2017 (INVEMAR, 2017), en el informe del año 2018 el recuento fue de  $1,6 \times 10^6$  UFC/ 100 mL (INVEMAR, 2018), y en el año 2019 reportaron un recuento de  $1,6 \times 10^7$  UFC/ 100 mL (INVEMAR, 2019). Además, el conteo de coliformes totales obtenido por Ospino, (2022) al analizar agua del arroyo León ( $8,36 \times 10^5$  UFC/ 100 mL) es similar a los valores obtenidos en esta investigación.

El conteo de coliformes fecales obtenido en esta investigación estuvo por debajo de los valores reportados por Awad et al., (2022) al analizar ARD sin tratar, los cuales obtuvieron un recuento de  $1 \times 10^8$  UFC/ 100 mL. Los recuentos de coliformes fecales más cercanos a los obtenidos en esta investigación del agua del arroyo León, fueron de  $3,38 \times 10^5$  UFC/ 100 mL (DANE & CEPAL, 2019). En consecuencia, es recomendable tratar estas aguas.

#### 4.1.2.4. Nutrientes

Las concentraciones de nitrógeno amoniacal ( $\text{N-NH}_3$ ) en el agua del arroyo León en esta investigación fueron inferiores a los valores reportados por el INVEMAR para el año 2017, que oscilaron entre 225 a 254  $\text{mg. L}^{-1}$  (INVEMAR, 2017). Mientras, Moharram et al., (2017) hallaron valores de 14,29  $\text{mg. L}^{-1}$  en ARD sin tratar, y Awad et al., (2022) valores entre 12 y 15  $\text{mg. L}^{-1}$ , concentraciones muy cercanas a las obtenidas en esta investigación. En cuanto a los nitritos, Ospino, (2022) reportó concentraciones entre 3,98 y 13,1  $\text{mg. L}^{-1}$  para el agua del arroyo León, y el valor máximo es similar a los hallados en esta investigación. Respecto a los nitratos, INVEMAR en el informe del año 2019 reportó concentraciones menores a 2,10  $\text{mg. L}^{-1}$  de  $\text{N-NO}_3$  en el arroyo León (INVEMAR, 2019). Otros estudios de ARD han registrado niveles de nitratos en valores de 0,3 y 1,8  $\text{mg. L}^{-1}$  (Liu et al., 2022), 0,4  $\text{mg. L}^{-1}$  (Awad et al., 2022), y 0,5  $\text{L}^{-1}$  (Joel & Okabe, 2022). Por lo tanto, los valores de  $\text{N-NO}_3$  promedio obtenidos en el agua del arroyo León antes del ingreso al bioprototipo, se asemejan a los valores reportados en otros estudios para el mismo arroyo para ARD.

Ospino, (2022) al analizar agua del arroyo León, encontraron concentraciones de ortofosfatos de 3,83  $\text{mg. L}^{-1}$ . Esta investigación tiene concentraciones de ortofosfatos cercanas a los reportados en estudios previos sobre ARD. Por ejemplo, Metcalf et al., (2003) registraron una concentración inicial de  $\text{P-PO}_4^{3-}$  de 4  $\text{mg. L}^{-1}$ , Ali & Khedr, (2018) encontraron concentraciones de 2 a 12  $\text{mg. L}^{-1}$ , Barreiro et al., (2021) de 4,9  $\text{mg. L}^{-1}$ , Solís et al., (2021) de 5  $\text{mg. L}^{-1}$ , Najim et al., (2022) de 4,4  $\text{mg. L}^{-1}$ , Yang et al., (2022) de 4,69  $\text{mg. L}^{-1}$ , y Zhou et al., (2023) de 3,43  $\text{mg. L}^{-1}$ . En cuanto a los sulfatos, el agua del arroyo León presentó valores promedio dentro del rango de 70 a 200  $\text{mg. L}^{-1}$  reportado por Ali & Khedr, (2018) al analizar ARD sin tratar.

Las altas concentraciones de nutrientes con que contaba el agua del arroyo León sin tratar, indicaron la necesidad de someterla a tratamiento en el bioprototipo, debido a que un exceso de nutrientes puede tener consecuencias graves en todo el ecosistema, incluso puede causar su destrucción por medio de la eutrofización (Jardón & Ortiz, 2023). Además, los resultados obtenidos en esta investigación para los nutrientes presentes en el agua del arroyo León están dentro de los valores encontrados en otros estudios realizados en ARD o son similares a ellos.

#### 4.1.2.5. Otros análisis

Los resultados de esta investigación mostraron valores de sulfatos similares a los reportados en otros estudios. Por ejemplo, Fan et al., (2022) encontraron concentraciones de 358  $\text{mg CaCO}_3. \text{L}^{-1}$  y Kumari & Tripathi, (2014) reportaron valores de 357  $\text{mg CaCO}_3. \text{L}^{-1}$ .

### 4.1.3. Resultados de las variables fisicoquímicas y microbiológicas

Los resultados y su discusión se presentan a continuación y se desglosan en las siguientes categorías: parámetros fisicoquímicos, materia orgánica, materiales suspendidos y disueltos, microorganismos y bacterias patógenas, nutrientes, y otros análisis. La remoción total de cada contaminante se determinó mediante el cálculo de las concentraciones en la entrada y salida del bioprototipo para cada una de las tres corridas (C1, C2 y C3) de manera individual. La remoción de cada contaminante en las etapas intermedias del bioprototipo se calculó a partir de la concentración en la entrada y salida del tanque para cada una de las tres corridas. La remoción de cada contaminante por muestra, se calculó mediante la comparación de las concentraciones obtenidas en cada una de las tres corridas (C1, C2 y C3).

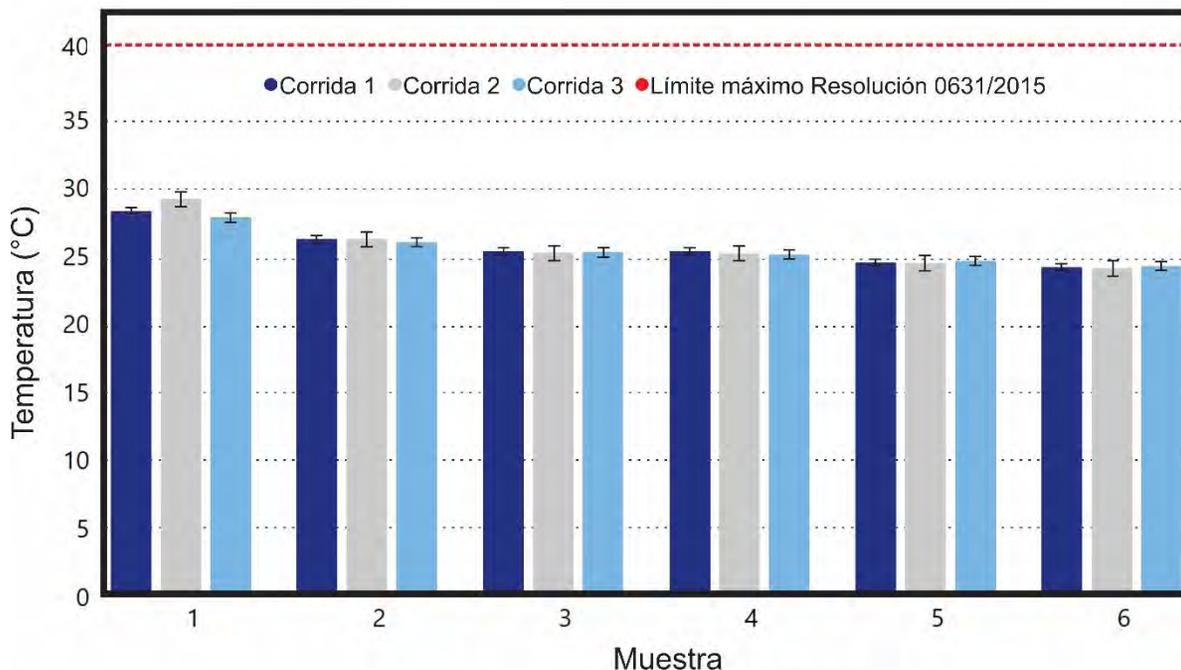
#### 4.1.3.1. Parámetros Fisicoquímicos

##### ➤ Olor

El ARD utilizada en este estudio tenía un olor desagradable y acre, debido a la gran cantidad de desechos domésticos, nutrientes junto con el crecimiento excesivo de microorganismos. Después de pasar por el bioprototipo con filtro y tanques plantados con *E. crassipes* y adición de biofórmula bacteriana, este mal olor se eliminó por completo. La eliminación de olores puede atribuirse a la mineralización de las sustancias orgánicas, eliminación de microorganismos durante el tratamiento del sistema por tanques consecutivos (Ting et al., 2018). Las raíces y los pelos radiculares proporcionan un entorno aeróbico mediante el desarrollo de espacios de aire internos (aerénquima) que transportan O<sub>2</sub> a la zona radicular (Wang et al., 2024), lo que respalda las actividades de los microorganismos aeróbicos que su vez facilitan la descomposición de la materia orgánica y las sustancias inorgánicas en el agua a través de la degradación y la absorción de nutrientes (Correa et al., 2022), lo que da como resultado la eliminación del olor acre de las ARD.

##### ➤ Temperatura

Los cambios en la temperatura del agua residual doméstica (ARD) en el estudio, antes, durante y después del tratamiento en el bioprototipo se muestra en la Figura 16. La temperatura *in situ* del afluente inicial del ARD presentó un valor promedio de 28,42±0,46°C (C1), 29,30±2,15°C (C2) y 27,93±1,09°C (C3), mientras que el efluente final obtuvo un valor promedio de 24,25±0,21°C (C1), 24,20±0,34°C (C2) y 24,32±0,30°C (C3). Tanto la temperatura del afluente al bioprototipo como la del efluente final, estuvieron por debajo del límite máximo permisible establecido en la Resolución 0631 del 2015, para vertimientos puntuales a cuerpos de aguas superficiales (Resolución 0631 de 2015). Los resultados indicaron que la temperatura del ARD en el bioprototipo se redujo gradualmente, lo cual se atribuyó al efecto de sombra de las plantas de jacintos de agua, que impidieron la penetración de la energía solar que calienta las ARD debajo de las plantas.



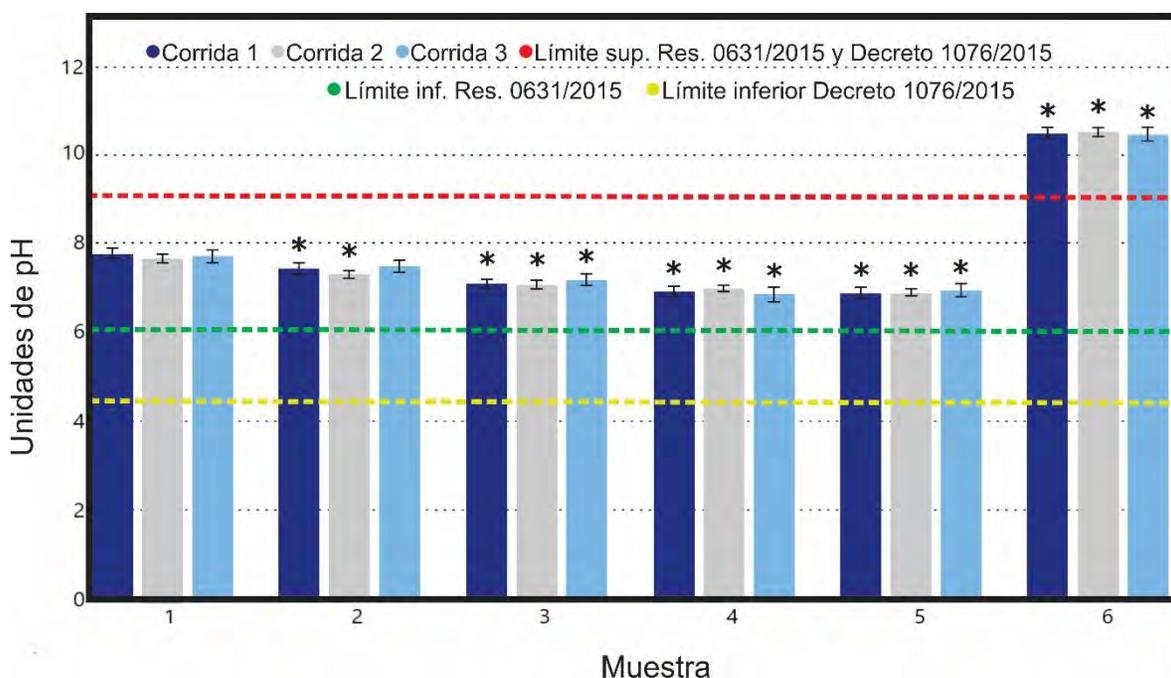
**Figura 16.** Variación en la temperatura del ARD en los diferentes puntos de muestreo, 1. Afluente sin tratar, 2. ARD filtrada, 3. Salida Tto. Bio. I, 4. Salida Tto. Bio. II, 5. Salida Tto. Bio. III., 6. Efluente clorado. La línea discontinua en color rojo corresponde al límite máximo permisible de 40°C.

Las temperaturas observadas en el sistema fueron adecuadas para las reacciones biológicas de transformación del nitrógeno, como la nitrificación, desnitrificación, mineralización y volatilización, debido a que estas reacciones se desarrollan de manera efectiva en los sistemas acuáticos. Aunque la temperatura óptima para amonificación está entre 40 y 60°C, lo cual es raro de encontrar en condiciones de campo (Reddy et al., 1984), se ha demostrado que las actividades máximas de *Nitrosomonas* sp. oscilan entre 25 y 35°C (Mayo & Hanai, 2017), lo que sugiere que las temperaturas presentes en el Tratamiento Biológico I y II fueron favorables para la actividad biológica de *Nitrosomonas europaea* contenida en la biofórmula comercial utilizada. Además, estudios previos han reportado que las temperaturas superiores a 15°C pueden mejorar la remoción microbiológica de contaminantes (Papaevangelou et al., 2016). De acuerdo con Kadlec & Reddy, (2001), la temperatura tiene un efecto más significativo en la eliminación de nitrógeno que la demanda bioquímica de oxígeno.

El estudio comparativo de las temperaturas obtenidas en las tres corridas del afluente doméstico sin tratar (C1, C2 y C3) no mostró diferencias significativas. De manera similar, las temperaturas de las tres corridas del efluente final tratado no presentaron diferencias significativas. En las etapas intermedias del bioprototipo (efluente control proceso por tanque), tampoco se observaron diferencias significativas entre las tres corridas de una misma muestra. En la Figura 16 se puede apreciar la comparación entre las diferentes corridas de cada muestra analizada para temperatura.

## ➤ pH

El pH es una medida utilizada para indicar la acidez o basicidad del agua, lo que se debe a la concentración de iones de hidrógeno presentes en la muestra (Agrawal et al., 2021; Chakraborty et al., 2021). El comportamiento del pH para el ARD cruda y tratada se muestra en la Figura 17. El pH del afluente inicial al bioprototipo, presentó un valor promedio de  $7,801 \pm 0,38$  (C1),  $7,705 \pm 0,30$  (C2) y  $7,754 \pm 0,364$  (C3), mientras que el efluente final después del proceso de desinfección, mostró un pH de  $10,473 \pm 0,02$  (C1),  $10,493 \pm 0,02$  (C2) y  $10,453 \pm 0,08$  (C3). Entre el afluente al sistema y el efluente final el pH exhibió diferencias significativas, lo cual puede atribuirse a la generación de ácidos carboxílicos durante la degradación de la carga orgánica (Torres & Lozano, 2017), lo que pudo haber provocado la disminución en el pH durante el proceso de tratamiento.



**Figura 17.** Variación en el pH del ARD en los diferentes puntos de muestreo, 1. Afluente sin tratar, 2. ARD filtrada, 3. Salida Tto. Bio. I, 4. Salida Tto. Bio. II, 5. Salida Tto. Bio. III., 6. Efluente clorado. La línea discontinua en color rojo corresponde al límite máximo permisible de 9,0 y la línea verde al límite mínimo permisible de 6,0. La línea discontinua amarilla indica el límite inferior del decreto citado en la Resolución 1256/2021.. Los asteriscos sobre las barras indican la existencia de diferencias estadísticamente significativas ente el grupo M1 y los grupos sometidos a tratamientos biológicos.

Los valores de pH después del Tratamiento Biológico (Tto. Bio.) I fueron  $7,148 \pm 0,16$  (C1),  $7,119 \pm 0,03$  (C2) y  $7,220 \pm 0,18$  (C3), Tto. Bio. II  $6,963 \pm 0,02$  (C1),  $7,025 \pm 0,01$  (C2) y  $6,915 \pm 0,16$  (C3), y Tto. Bio. III  $6,932 \pm 0,01$  (C1),  $6,940 \pm 0,09$  (C2) y  $6,994 \pm 0,04$  (C3). El tratamiento con *E. crassipes* produjo niveles de pH cercanos a la neutralidad, esto debido probablemente a la liberación de iones  $H^+$  en el medio acuoso durante la absorción de nitrógeno amoniacal por parte de las plantas (Gupta et al., 2021). En el estudio desarrollado por Snow &

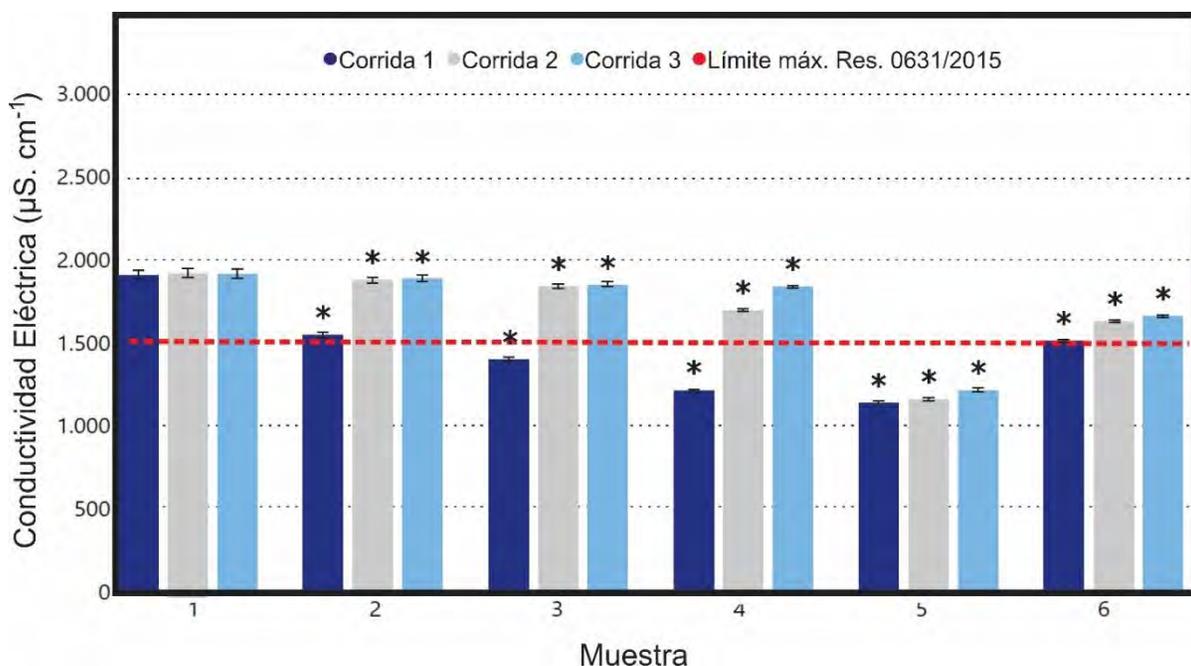
Ghaly, (2008), también se observó una disminución gradual del pH al tratar el agua con jacinto de agua. Estos valores de pH cercanos a la neutralidad son beneficiosos para el tratamiento de las AR, ya que un pH extremo (muy ácido o muy básico) puede afectar negativamente el crecimiento de las plantas y la diversidad de comunidades microbianas, lo que a su vez puede afectar la eliminación de contaminantes (por ej. Nitrógeno) (Baldovi et al., 2021). *E. crassipes* tiene un efecto amortiguador que se ha informado en otras investigaciones (Mayo & Mutamba, 2004; Yadav et al., 2011), lo que favorece la proliferación de *E. crassipes* en valores de pH ligeramente ácidos a neutros en comparación con valores de pH alcalinos por encima de 8 (Mayo & Hanai, 2017). Además, Rezania et al., (2015) indicaron que el rango óptimo de pH para el crecimiento satisfactorio de *E. crassipes* es de 6 a 8.

De acuerdo con la Resolución 0631 de 2015 del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (2015), el rango de pH permitido tanto para el afluente como para el efluente de vertimientos puntuales a cuerpos de aguas superficiales, se encuentra entre 6 y 9 unidades. Durante el estudio, los valores de pH de los afluentes al sistema, se encontraron dentro del rango permitido en ambas resoluciones. Sin embargo, los efluentes finales del bioprototipo no cumplieron con los criterios establecidos en la resolución, debido al aumento del pH en la última etapa del tratamiento, probablemente por la adición de hipoclorito de sodio como desinfectante, el cual contiene soda cáustica que aumenta el pH del agua tratada (Velo et al., 2023).

El estudio comparativo de las unidades de pH obtenidas en las tres corridas del afluente doméstico sin tratar (C1, C2 y C3) no mostró diferencias significativas. De manera similar, las unidades de pH de las tres corridas del efluente final tratado no presentaron diferencias significativas. En las etapas intermedias del bioprototipo (efluente control proceso por tanque), tampoco se observaron diferencias significativas entre las tres corridas de una misma muestra. En la Figura 17 se puede apreciar la comparación entre las diferentes corridas de cada muestra analizada para temperatura.

### ➤ Conductividad eléctrica

La capacidad de una solución acuosa para conducir la electricidad es conocida como conductividad, la cual está influenciada por diversos factores, como la concentración, la movilidad, la valencia de los iones presentes y la temperatura en el momento de la medición (Noukeu et al., 2016). Un alto valor de conductividad eléctrica (CE) indica una calidad de agua más baja (Chakraborty et al., 2021). El comportamiento de la CE del ARD en el estudio, antes, durante y después del tratamiento en el bioprototipo se muestra en la Figura 18. Los resultados indicaron que la CE promedio del afluente al sistema fue de  $1918,83 \pm 4,21 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  (C1),  $1923,17 \pm 6,08 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  (C2) y  $1923,5 \pm 6,19 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  (C3), mientras que la CE promedio del efluente final fue de  $1529,0 \pm 4,43 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  (C1),  $1528,0 \pm 4,86 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  (C2) y  $1526,83 \pm 5,38 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  (C3). En la C1, C2 y C3, se presentaron diferencias significativas en cuando a la CE del ARD entre el afluente inicial al bioprototipo y el efluente final.



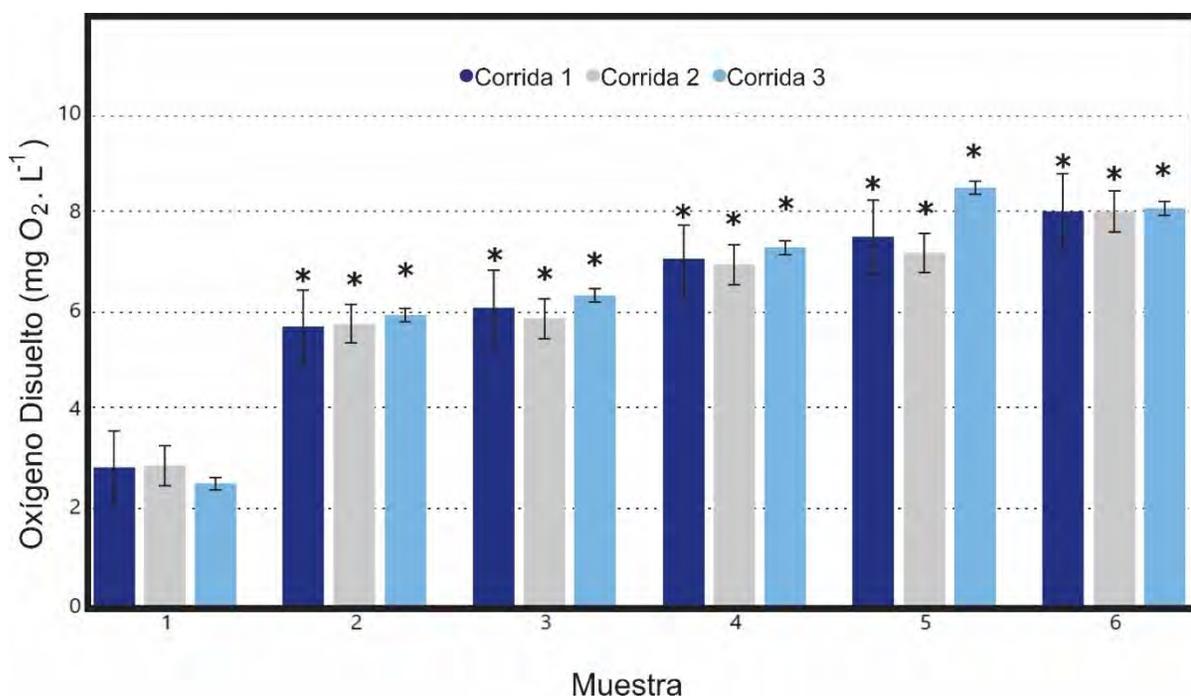
**Figura 18.** Variación de la conductividad eléctrica del ARD en los diferentes puntos de muestreo, 1. Afluente sin tratar, 2. ARD filtrada, 3. Salida Tto. Bio. I, 4. Salida Tto. Bio. II, 5. Salida Tto. Bio. III, 6. Efluente clorado. La línea discontinua roja corresponde al límite máximo permisible de 1500. Los asteriscos sobre las barras indican la existencia de diferencias estadísticamente significativas ente el grupo M1 y los grupos sometidos a tratamientos biológicos.

La Resolución 0631 de 2015 establece que la conductividad eléctrica en el ARD para vertimientos puntuales a cuerpos de aguas superficiales no debe exceder los  $1500 \mu\text{S. cm}^{-1}$  (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2015). En este estudio, se encontró que tanto el afluente como el efluente final del bioprototipo presentaron valores de CE superiores al límite establecido en dicha resolución. Sin embargo, se observó que la CE del efluente del Tto. Bio. III (Muestra 5), antes de la desinfección del ARD tratada, se encontró por debajo del límite máximo permisible con un valor promedio medido *in situ* de  $1163,0 \pm 9,59 \mu\text{S. cm}^{-1}$  (C1),  $1183,83 \pm 2,64 \mu\text{S. cm}^{-1}$  (C2) y  $1240,33 \pm 27,08 \mu\text{S. cm}^{-1}$  (C3). Estos resultados sugieren una posible mineralización debido a la carga orgánica (Noukeu et al., 2016), ya que si bien es cierto la CE en agua está relacionada con la salinidad (Vilasó et al., 2017), este parámetro no fue analizado en el estudio.

El estudio comparativo de la CE obtenida en las tres corridas del afluente doméstico sin tratar (C1, C2 y C3) no mostró diferencias significativas. De manera similar, la CE de las tres corridas del efluente final tratado no presentaron diferencias significativas. En las etapas intermedias del bioprototipo (efluente control proceso por tanque), tampoco se observaron diferencias significativas entre las tres corridas de una misma muestra. En la Figura 18 se puede apreciar la comparación entre las diferentes corridas de cada muestra analizada para CE.

### ➤ Oxígeno Disuelto

El Oxígeno Disuelto (OD) es uno de los indicadores ambientales más significativos de la calidad del agua (Agrawal et al., 2021). Es fundamental mantener concentraciones adecuadas de OD para garantizar una vida acuática saludable (Abouelsaad et al., 2022). Los cambios en las mediciones *in situ* de OD del ARD en el estudio, antes, durante y después del tratamiento en el bioprototipo se observan en la Figura 19. El OD para el afluente al sistema fue de  $2,807 \pm 0,63$  mg. L<sup>-1</sup> O<sub>2</sub> (C1),  $2,848 \pm 0,43$  mg. L<sup>-1</sup> O<sub>2</sub> (C2) y  $2,485 \pm 0,10$  mg. L<sup>-1</sup> O<sub>2</sub> (C3), mientras que en el efluente final se presentaron valores promedio más elevados de  $8,02 \pm 0,08$  mg. L<sup>-1</sup> O<sub>2</sub> (C1),  $8,02 \pm 0,06$  mg. L<sup>-1</sup> O<sub>2</sub> (C2) y  $8,07 \pm 0,06$  mg. L<sup>-1</sup> O<sub>2</sub> (C3). Los valores de OD del afluente y del efluente final mostraron diferencias significativas en las tres corridas (C1, C2 y C3).



**Figura 19.** Variación del oxígeno disuelto del ARD en los diferentes puntos de muestreo, 1. Afluente sin tratar, 2. ARD filtrada, 3. Salida Tto. Bio. I, 4. Salida Tto. Bio. II, 5. Salida Tto. Bio. III, 6. Efluente clorado. Los asteriscos sobre las barras indican la existencia de diferencias estadísticamente significativas ente el grupo M1 y los grupos sometidos a tratamientos biológicos.

El OD fue mayor en el efluente final al bioprototipo en comparación con el afluente doméstico al sistema, lo cual puede deberse a que el agua gana oxígeno a medida que se remueven los contaminantes debido a la aireación por parte de la atmósfera y el proceso de fotosíntesis (Mendoza et al., 2018). Otra causa del aumento del OD pudo ser la disminución en la cantidad de microorganismos debido a la desinfección con cloro (Shu et al., 2015). Según Reddy, (1981), la presencia de plantas en las agua agota el CO<sub>2</sub> disuelto durante la actividad fotosintética y aumenta el OD, creando así condiciones aeróbicas que favorecen la actividad

bacteriana aeróbica y reducen la demanda bioquímica de oxígeno y la demanda química de oxígeno. En este estudio, los valores de OD en el Tto. Bio. I variaron de  $6,065 \pm 1,37 \text{ mg. L}^{-1} \text{ O}_2$  (C1),  $5,84 \pm 0,67 \text{ mg. L}^{-1} \text{ O}_2$  (C2) y  $6,31 \pm 0,30 \text{ mg. L}^{-1} \text{ O}_2$  (C3), mientras que en el Tto. Bio. II los valores fueron  $6,983 \pm 1,60 \text{ mg. L}^{-1} \text{ O}_2$  (C1),  $6,94 \pm 0,78 \text{ mg. L}^{-1} \text{ O}_2$  (C2) y  $7,277 \pm 0,34 \text{ mg. L}^{-1} \text{ O}_2$  (C3), y en el Tto. Bio. III de  $7,418 \pm 1,72 \text{ mg. L}^{-1} \text{ O}_2$  (C1),  $7,163 \pm 0,77 \text{ mg. L}^{-1} \text{ O}_2$  (C2) y  $8,485 \pm 0,27 \text{ mg. L}^{-1} \text{ O}_2$  (C3). Los resultados obtenidos después del Tto. Bio. I, probablemente se deben a que en este tratamiento se estaba produciendo oxidación de materia orgánica, lo que concuerda con los valores obtenidos para esta unidad del sistema en cuanto a la concentración de  $\text{DBO}_5$ . Además, los resultados después de los tratamientos biológicos, sugieren que las plantas macrófitas acuáticas también podrían transportar oxígeno a la rizósfera, proporcionando condiciones aeróbicas para la degradación de contaminantes (Xu et al., 2013). Por otra parte, el análisis comparativo del OD obtenido en las tres corridas del afluente doméstico sin tratar (C1, C2 y C3) no mostró diferencias significativas. De manera similar, al OD de las tres corridas del efluente final tratado no presentaron diferencias significativas. En las etapas intermedias del bioprototipo (efluente control proceso por tanque), tampoco se observaron diferencias significativas entre las tres corridas de una misma muestra. En la Figura 19 se puede apreciar la comparación entre las diferentes corridas de cada muestra analizada para OD.

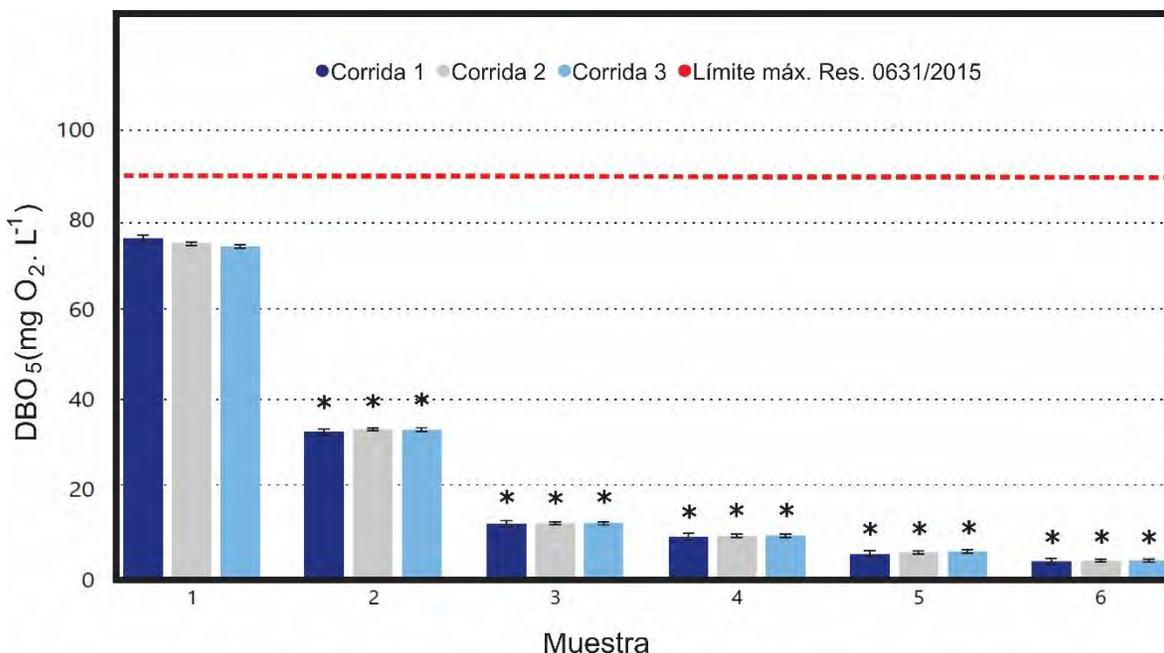
#### 4.1.3.2. Eliminación de Materia Orgánica

##### ➤ *Demanda Bioquímica de Oxígeno*

La demanda bioquímica de oxígeno ( $\text{DBO}_5$ ) es un indicador de material orgánico bioquímicamente degradado, y se mide como la cantidad de oxígeno disuelto consumido por los microorganismos durante un período de incubación de 5 días a  $20^\circ \text{C}$  (Ryu et al., 2022). Los cambios en las concentraciones de  $\text{DBO}_5$  del ARD antes, durante y después del tratamiento en el bioprototipo se muestra en la Figura 20. Los valores promedio de  $\text{DBO}_5$  en el ARD antes de ingresar al bioprototipo fueron de  $76,02 \pm 2,54 \text{ mg O}_2. \text{ L}^{-1}$  (C1),  $74,83 \pm 0,86 \text{ mg O}_2. \text{ L}^{-1}$  (C2) y  $74,15 \pm 0,99 \text{ mg O}_2. \text{ L}^{-1}$  (C3), mientras que, en los efluentes finales del sistema, los valores promedio de  $\text{DBO}_5$  fueron de  $2,75 \pm 0,12 \text{ mg O}_2. \text{ L}^{-1}$  (C1),  $2,9 \pm 0,33 \text{ mg O}_2. \text{ L}^{-1}$  (C2) y  $2,93 \pm 0,14 \text{ mg O}_2. \text{ L}^{-1}$  (C3). Al comparar la  $\text{DBO}_5$  del ARD al ingreso y a la salida del bioprototipo, se obtuvieron diferencias significativas entre ambas muestras en las tres corridas. La  $\text{DBO}_5$  disminuyó gradualmente a medida que el agua pasaba de un tanque a otro, hasta llegar a la salida del bioprototipo.

La  $\text{DBO}_5$  del afluente y del efluente al sistema, durante las tres corridas, se encontró por debajo del límite máximo permisible ( $90 \text{ mg O}_2. \text{ L}^{-1}$ ) para descargas en cuerpos de aguas superficiales, según lo establecido en la Resolución 0631 del 2015 (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2015). El tratamiento del ARD a través del bioprototipo logró la remoción del 96,38 % (C1), 96,12 % (C2) y 96,05 % (C3) de la  $\text{DBO}_5$ , lo que sugiere una gran descomposición y metabolismo de la materia orgánica entrante. En comparación con estudios previos, este trabajo logró un mayor porcentaje de remoción de  $\text{DBO}_5$  que aquellos que utilizaron *E. crassipes* asistida con dos bacterias (*Bacillus cereus* y *Bacillus safensis*), cuyo porcentaje de remoción fue del 66,66% (Mahfooz et al., 2021). Además, esta investigación

tiene un mayor porcentaje de remoción que el método de fitoremediación usando *Chara vulgaris*, que solo pudo reducir un 82% la DBO<sub>5</sub> (Mahajan et al., 2019).



**Figura 20.** Variación en la concentración de DBO<sub>5</sub> del ARD en los diferentes puntos de muestreo, 1. Afluente sin tratar, 2. ARD filtrada, 3. Salida Tto. Bio. I, 4. Salida Tto. Bio. II, 5. Salida Tto. Bio. III, 6. Efluente clorado. La línea discontinua en color rojo corresponde al límite máximo permisible de 90 mg O<sub>2</sub> · L<sup>-1</sup>. Los asteriscos sobre las barras indican la existencia de diferencias estadísticamente significativas ente el grupo M1 y los grupos sometidos a tratamientos biológicos.

La DBO<sub>5</sub> del ARD obtenida a la salida del Tto. Bio. I, Tto. Bio. II y Tto. Bio. III, presentó valores promedio significativamente por debajo de los obtenidos en el afluente doméstico al bioprototipo, en la C1, C2 y C3. Esto indica una eliminación significativa de materia orgánica en todos los tanques plantados con *E. crassipes*. Las concentraciones medias de efluentes de DBO<sub>5</sub> en los tratamientos biológicos también fueron inferiores al límite establecido por el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible en la resolución 0631/2015 (90 mg O<sub>2</sub> · L<sup>-1</sup>). La disminución de la DBO<sub>5</sub> pudo deberse al consumo de materia orgánica por parte de los microorganismos del entorno de las raíces de las plantas para su crecimiento y multiplicación (Perera & Yatawara, 2021), debido a que proporciona energía para los procesos metabólicos microbianos y puede ser sintetizada e incorporada a la masa celular (Vymazal et al., 2021). Mazumder (2013) afirmó que los organismos involucrados son principalmente bacterias, pero también incluyen hongos y protozoos. La reducción del DBO<sub>5</sub> generada en los tanques plantados con *E. crassipes*, como resultado de la degradación de sustancias orgánicas y también de la fotosíntesis de las plantas que crean un suministro adecuado de O<sub>2</sub> para que los microorganismos rizosféricos descompongan la materia orgánica de las ARD de manera más efectiva (Kumari & Tripathi, 2014). La materia orgánica presente en las AR proporciona no solo un sustrato para el metabolismo microbiano aeróbico sino también para el crecimiento de

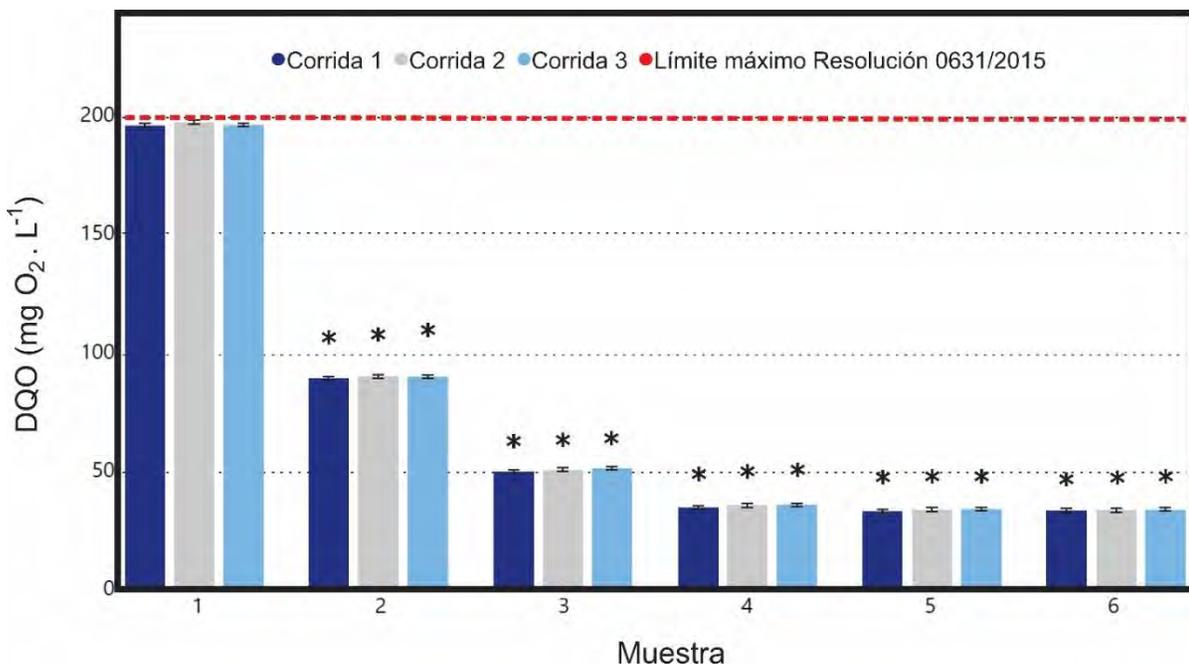
plantas acuáticas, lo que favorece la asimilación de nutrientes y, en consecuencia, mejora la calidad del efluente tratado (Marcato et al., 2016). Se encontró que el jacinto de agua demostró una excelente eficacia de eliminación de  $\text{DBO}_5$ , reportado en múltiples oportunidades en la literatura (Fazal et al., 2015; Silva et al., 2020; Valipour et al., 2015). Además, la biofórmula adicionada al sistema es ampliamente utilizada para degradar desechos orgánicos en diferentes tipos de aguas, entre ellas AR. El análisis comparativo de las concentraciones de  $\text{DBO}_5$  obtenidas en las tres corridas del afluente doméstico sin tratar (C1, C2 y C3) no mostró diferencias significativas. De manera similar, a las concentraciones de  $\text{DBO}_5$  de las tres corridas del efluente final tratado no presentaron diferencias significativas. En las etapas intermedias del bioprototipo (efluente control proceso por tanque), tampoco se observaron diferencias significativas entre las tres corridas de una misma muestra. En la Figura 20 se puede apreciar la comparación entre las diferentes corridas de cada muestra analizada para  $\text{DBO}_5$ .

### ➤ *Demanda Química de Oxígeno*

La Demanda Química de Oxígeno (DQO) es una medida de la cantidad de oxígeno que se requiere para oxidar las sustancias orgánicas presentes en el agua utilizando un potente oxidante químico (Bo & Wen, 2022), lo que permite cuantificar la cantidad de materia orgánica presente (Li et al., 2022). Los cambios en las concentraciones de DQO del ARD antes, durante y después del tratamiento en el bioprototipo se muestra en la Figura 21. El ARD cruda presentó valores promedio de DQO de  $196,48 \pm 2,06 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$  (C1),  $197,80 \pm 2,47 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$  (C2) y  $196,56 \pm 2,09 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$  (C3), antes de ingresar al sistema, lo que indicó que el afluente doméstico que ingresó al sistema contenía una alta concentración de materia orgánica que requería tratamiento, debido a que se encontraba por encima del límite máximo permisible establecido para vertimientos puntuales a cuerpos de aguas superficiales en la Resolución 0631/2015, que es de  $180 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$  (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2015). Los efluentes finales del sistema tuvieron una DQO menor con valores promedio de  $33,91 \pm 1,39 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$  (C1),  $34,55 \pm 1,18 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$  (C2) y  $35,31 \pm 0,89 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$  (C3), lo que indicó que el tratamiento en el bioprototipo logró reducir la cantidad de materia orgánica presente en el agua y cumplió con los límites establecidos en la Resolución 0631/2015. Además, se observaron diferencias significativas en las concentraciones de DQO del ARD en el afluente y el efluente final del bioprototipo en las tres corridas.

El tratamiento en el bioprototipo logró remover el 82,82 % (C1), 82,86 % (C2), y 82,60 % (C3) de DQO en el ARD, después de 9 días de operación (días por cada corrida). Estos porcentajes de remoción son similares a los obtenidos por Victor et al., (2016) después de 15 días de tratamiento con *E. crassipes*, que fue del 82 %. En comparación con otros estudios, esta investigación logró una mayor remoción de DQO que Mahfooz et al., (2021), que obtuvieron un porcentaje de remoción de 66,67 % con *E. crassipes* asistida con dos bacterias (*Bacillus cereus* y *Bacillus safensis*). También se logró una mayor remoción de DQO que D'Annibale et al., (2006) quienes obtuvieron un 60,9 % de remoción después de 9 días de tratamiento de AR con un hongo (*Panus tigrinus*) mediante agitación y aireación. Así mismo, se logró una mayor capacidad de eliminación de DQO que un HA plantado con *E. crassipes* que trató ARD y logró un porcentaje de remoción de 60 % después de 296 días de operación (Lima et al., 2018). Estos resultados sugieren que la combinación de *E. crassipes* con las

bacterias presentes en la biofórmula adicionada al sistema, influyen positivamente en la remoción de materia orgánica, en términos de DQO para el tratamiento de ARD, mediante la filtración por las raíces de las plantas y la degradación bacteriana de los complejos de carbono (K.R.S & Yatawara, 2021; Selvamurugan et al., 2010).



**Figura 21.** Variación de la concentración de DQO del ARD en los diferentes puntos de muestreo, 1. Afluente sin tratar, 2. ARD filtrada, 3. Salida Tto. Bio. I, 4. Salida Tto. Bio. II, 5. Salida Tto. Bio. III, 6. Efluente clorado. La línea discontinua en color rojo corresponde al límite máximo permisible de 200 mg O<sub>2</sub> · L<sup>-1</sup>. Los asteriscos sobre las barras indican la existencia de diferencias estadísticamente significativas ente el grupo M1 y los grupos sometidos a tratamientos biológicos.

El tratamiento en el filtro de arena, carbón activado y grava a los 30 minutos de TRH, resultó en una remoción del 54,37 % (C1), 54,31 % (C2) y 54,03 % (C3) de DQO, lo que fue significativamente diferente del afluente sin tratar al bioprototipo. Este resultado es similar al 50 % obtenido por Achak et al., (2009, 2011), Ait-hmane et al., (2018) y Rossmann et al., (2013), quienes informaron que la eliminación de la materia orgánica puede lograrse mediante fenómenos físicos a través de sedimentación y filtración de las formas particuladas. Por otra parte, la DQO del ARD obtenida a la salida del Tto. Bio. I, Tto. Bio. II y Tto. Bio. III, presentó valores promedio inferiores a los obtenidos en los afluentes al sistema; presentándose diferencias significativas con el afluente sin tratar al bioprototipo, en la C1, C2 y C3. La remoción de DQO en los tanques plantados puede atribuirse en parte al tipo de planta, debido a que las raíces de *E. crassipes* son densas y plumosas, y proporcionan un sitio adecuado para la adhesión de las bacterias responsables de la degradación orgánica y actúan como filtros del material particulado presente en el ARD (Barco & Borin, 2017). Lo anterior concuerda con lo expresado por Valipour et al., (2015) y Ghaly et al., (2005), quienes afirmaron que la DQO

disminuye significativamente con el crecimiento de la planta debido a la mayor capacidad de filtración de las raíces y la absorción de nutrientes. Wang et al., (2018) también demostraron que las raíces flexibles del jacinto de agua son excelentes en la retención de partículas orgánicas, lo que contribuye a reducir los niveles de DQO. Por otra parte, el análisis comparativo de las concentraciones de DQO obtenidas en las tres corridas del afluente doméstico sin tratar (C1, C2 y C3) no mostró diferencias significativas. De manera similar, a las concentraciones de DQO de las tres corridas del efluente final tratado no presentaron diferencias significativas. En las etapas intermedias del bioprototipo (efluente control proceso por tanque), tampoco se observaron diferencias significativas entre las tres corridas de una misma muestra. En la Figura 21 se evidencia la comparación entre las diferentes corridas de cada muestra analizada para DQO.

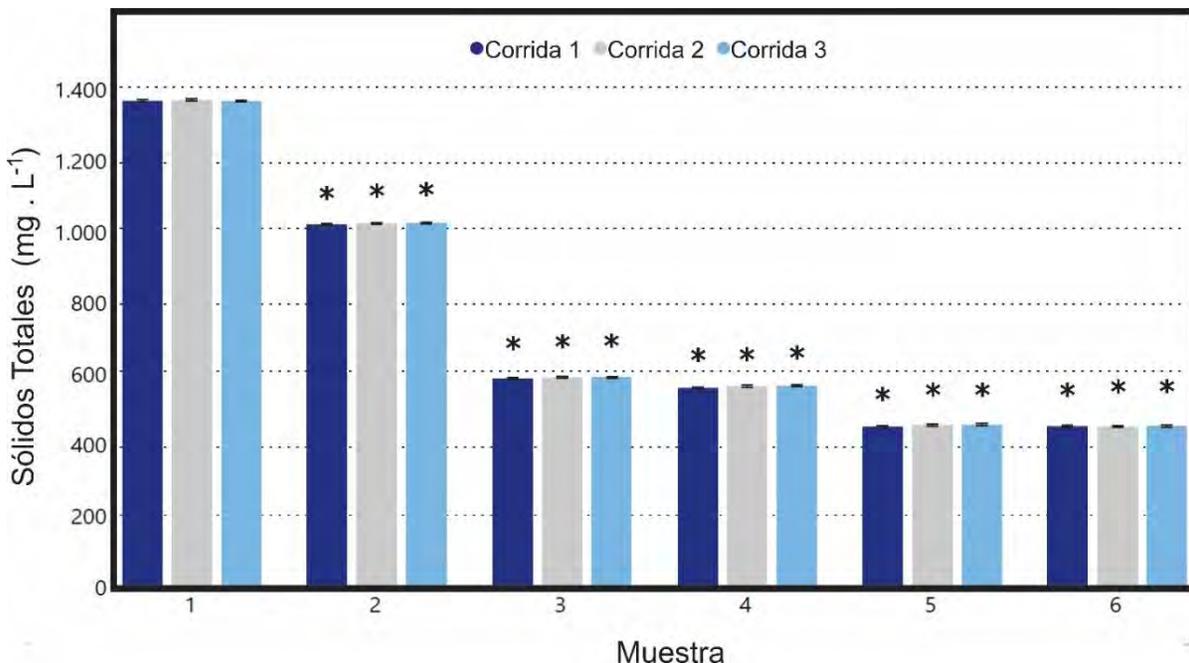
#### 4.1.3.3. Eliminación de Materiales Suspendidos y Disueltos

##### ➤ **Sólidos Totales**

Los Sólidos Totales (ST) en las AR se definen como la cantidad de materia que permanece como residuo después de la evaporación y secado a temperaturas de 103 - 105°C, y su valor comprende tanto los sólidos en suspensión (porción de sólidos totales retenidos por un filtro) y sólidos disueltos presentes en el agua (porción que pasa a través del filtro) (IDEAM, 2007b). Estos parámetros son considerados físicos de calidad del agua, siendo las partículas inorgánicas y orgánicas las responsables de la formación de sólidos suspendidos y disueltos en el agua (Agrawal et al., 2021; Sehar et al., 2015). Los cambios en los contenidos de ST del ARD antes, durante y después del tratamiento en el bioprototipo se muestra en la Figura 22. Las concentraciones iniciales de ST en las ARD crudas presentaron valores promedio de 1363,84±3,16 mg. L<sup>-1</sup> (C1), 1366,06±3,41 mg. L<sup>-1</sup> (C2) y 1363,22±2,32 mg. L<sup>-1</sup> (C3). Los ST se encontraron por debajo en los efluentes finales al bioprototipo, con valores de 455,38±1,36 mg. L<sup>-1</sup> (C1), 456,02±1,23 mg. L<sup>-1</sup>(C2) y 456,67±1,62 mg. L<sup>-1</sup> (C3). Se encontró una diferencia significativa en la eliminación de ST entre el afluente y el efluente final al bioprototipo. El sistema logró una reducción total de 66,61 % (C1), 66,62 % (C2) y 66,55 % (C3). El efluente al filtro, el efluente al Tto. Bio. I, Tto. Bio. II y Tto. Bio. III, presentaron diferencias significativas con respecto al afluente doméstico no tratado que ingresó al bioprototipo, en la C1, C2 y C3.

De acuerdo con Queiroz et al., (2020), es recomendable reducir los contenidos de sólidos antes del tratamiento en HA con macrófitas acuáticas, con el fin de evitar la adhesión. El sistema logró una reducción total de 66,61 % (C1), 66,62 % (C2) y 66,55 % (C3). El efluente al filtro, el efluente al Tto. Bio. I, Tto. Bio. II y Tto. Bio. III, presentaron diferencias significativas con respecto al afluente doméstico no tratado que ingresó al bioprototipo, en la C1, C2 y C3. de los sólidos a la biopelícula de las raíces de las plantas. Mantovi et al., (2003) afirmaron que, para evitar dicha adhesión, se debe anteponer al HA un paso de filtración, reduciendo los sólidos en las siguientes etapas y aumentando la eficacia durante la fitorremediación. En este sentido, la filtración del ARD a través del filtro de arena, carbón activado y grava desempeña un papel fundamental en la reducción de ST. Esto coincide con lo mencionado por Valipour

et al., (2015), quienes afirmaron que la filtración es el principal mecanismo de eliminación de sólidos en agua.



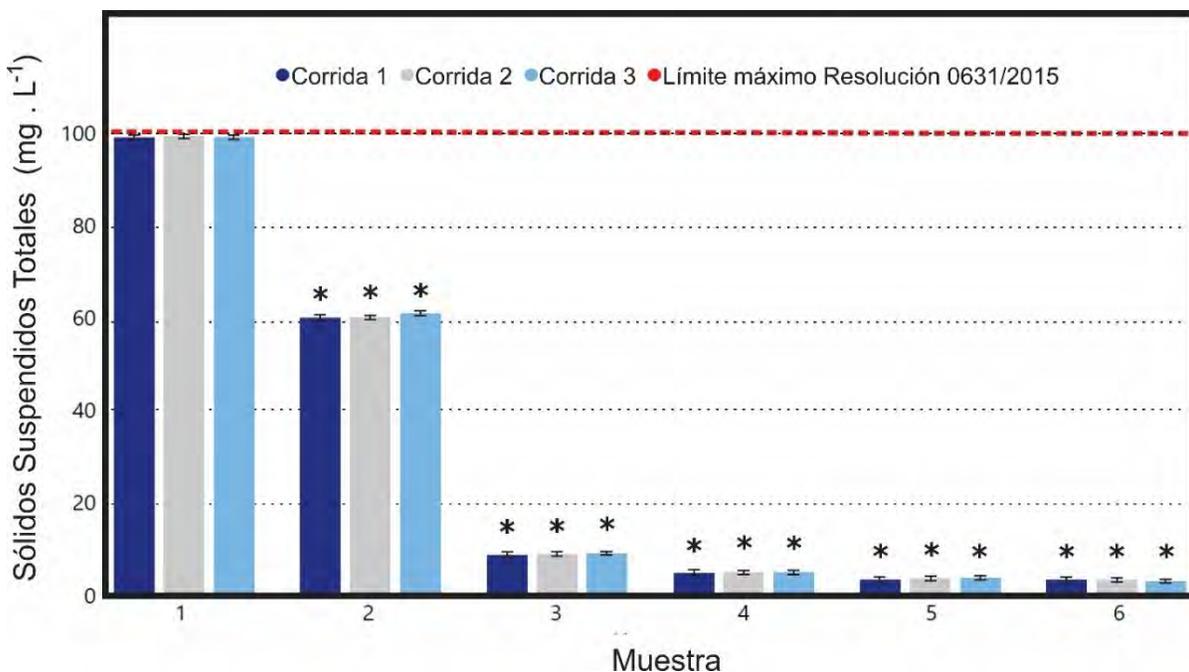
**Figura 22.** Variación en la concentración de sólidos totales del ARD en los diferentes puntos de muestreo, 1. Afluente sin tratar, 2. ARD filtrada, 3. Salida Tto. Bio. I, 4. Salida Tto. Bio. II, 5. Salida Tto. Bio. III, 6. Efluente clorado. Los asteriscos sobre las barras indican la existencia de diferencias estadísticamente significativas ente el grupo M1 y los grupos sometidos a tratamientos biológicos.

Es posible que la extensa red de raíces y pelos de raíces de *E. crassipes* haya contribuido a la eliminación de ST en los tratamientos biológicos, al aumentar la superficie para la unión microbiana y favorecer la sedimentación y filtración en las raíces (Sehar et al., 2015). Además, el TRH en los tanques plantados (3 días por tanque) probablemente ayudó a la reducción de ST, debido a que esto permite el contacto entre las partículas y los microorganismos presentes en la rizosfera de las plantas, lo que resulta beneficioso para la disminución de ST, según Sehar et al., (2015). Además, el análisis comparativo de los valores de ST obtenidos en las tres corridas del afluente doméstico sin tratar (C1, C2 y C3) no mostró diferencias significativas. De manera similar, a los valores de los ST de las tres corridas del efluente final tratado no presentaron diferencias significativas. En las etapas intermedias del bioprototipo (efluente control proceso por tanque), tampoco se observaron diferencias significativas entre las tres corridas de una misma muestra. En la Figura 22 se puede apreciar la comparación entre las diferentes corridas de cada muestra analizada para ST.

### ➤ *Sólidos Suspendidos Totales*

Los Sólidos Suspendidos Totales (SST) son las partículas finas con un diámetro superior a 1  $\mu\text{m}$  y menor a 2  $\mu\text{m}$ , que se encuentran en los ecosistemas acuáticos (Ghosh et al., 2023). Estos

materiales pueden estar compuestos por lodo, limo, arena, microorganismos, entre otros elementos (Vinh et al., 2019). Además, se considera que varios contaminantes, como el mercurio, fósforo y diferentes compuestos orgánicos a veces presentes en el agua, son considerados materiales en suspensión (Chakraborty et al., 2021). La Figura 23 evidencia los cambios en las concentraciones de SST del ARD antes, durante y después del tratamiento en el bioprototipo. El ARD crudo antes del ingreso al bioprototipo, presentó valores promedio de SST de  $99,50 \pm 0,49$  mg. L<sup>-1</sup> (C1),  $99,73 \pm 0,23$  mg. L<sup>-1</sup> (C2) y  $99,55 \pm 0,33$  mg. L<sup>-1</sup> (C3), mientras en los efluentes finales al bioprototipo se hallaron valores promedio de  $3,92 \pm 0,17$  mg. L<sup>-1</sup> (C1),  $3,97 \pm 0,12$  mg. L<sup>-1</sup> (C2) y  $4,01 \pm 0,07$  mg. L<sup>-1</sup> (C3). Al comparar los SST del ARD al ingreso y a la salida del bioprototipo, se obtuvieron diferencias estadísticamente significativas entre ambas muestras en la C1, C2 y C3.



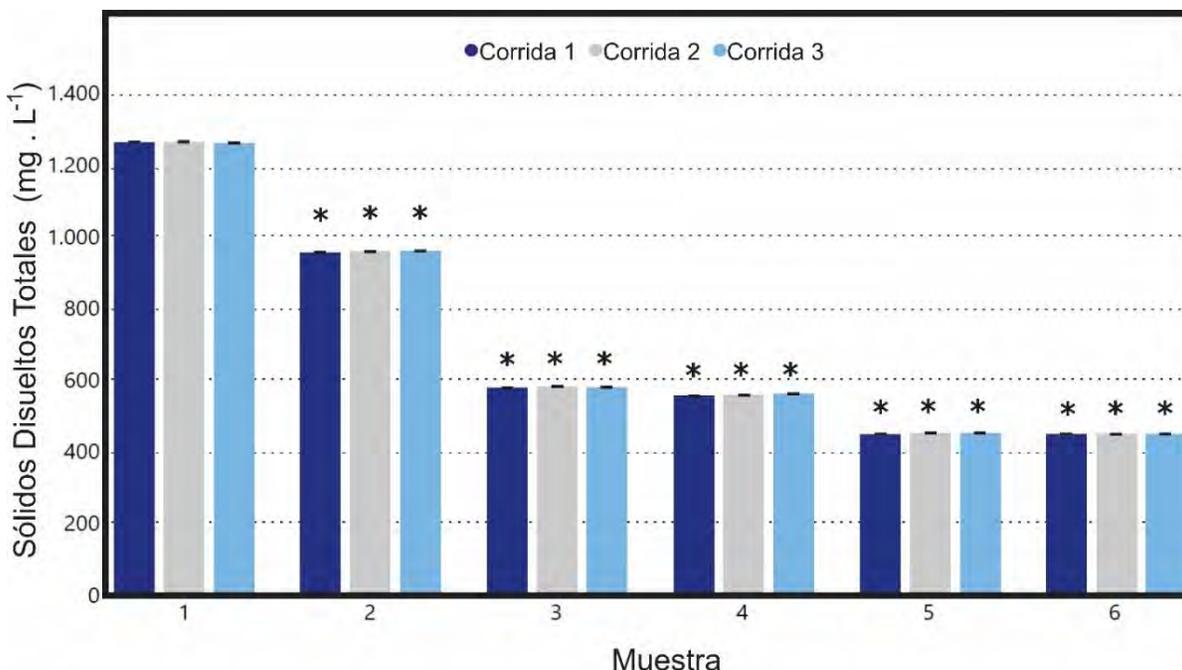
**Figura 23.** Variación en la concentración de sólidos suspendidos totales del ARD en los diferentes puntos de muestreo, 1. Afluente sin tratar, 2. ARD filtrada, 3. Salida Tto. Bio. I, 4. Salida Tto. Bio. II, 5. Salida Tto. Bio. III, 6. Efluente clorado. La línea discontinua en color rojo corresponde al límite máximo permisible de 100 mg. L<sup>-1</sup>. Los asteriscos sobre las barras indican la existencia de diferencias estadísticamente significativas ente el grupo M1 y los grupos sometidos a tratamientos biológicos.

El tratamiento en el bioprototipo logró porcentajes de remoción de SST del ARD de 96,06 % (C1), 96,02 % (C2) y 95,97 % (C3); porcentajes por encima del 41% reportado por Borne et al., (2013), y por encima del 66,8 % de remoción hallado por Gikas & Tsihrintzis, (2012), al tratar ARD con jacinto de agua en ambos estudios. Estos resultados además concuerdan con anteriores reportes que han indicado que los HA eliminan eficazmente los sólidos en suspensión (Kadlec, 2008; Peng et al., 2014; Vymazal, 2013).

Los valores promedio de SST en el afluente al filtro fueron de  $60,57 \pm 2,44$  mg. L<sup>-1</sup> (C1),  $60,68 \pm 1,79$  mg. L<sup>-1</sup> (C2) y  $61,50 \pm 1,44$  mg. L<sup>-1</sup> (C3), presentando diferencias significativas con respecto al afluente doméstico no tratado en la C1, C2 y C3. Según Agrawal et al., (2021), debido a la tensión de turbulencia del agua sobre el medio filtrante, todos los sólidos en suspensión se asientan sobre las partículas del medio, produciendo agua filtrada libre de sólidos en suspensión. Los vacíos presentes entre los granos de arena se comportan como pequeños tanques de sedimentación, donde las partículas de sólidos en suspensión se asientan sobre los granos de arena. Las partículas que tienen un tamaño más pequeño que los granos de arena se adhieren a ellos y forman flóculos. El tratamiento del ARD en los tanques plantados con *E. crassipes* (Tto. Bio. I, Tto. Bio. II y Tto. Bio. III) también mostró diferencias significativas con respecto al afluente doméstico sin tratar, en la C1, C2 y C3. Ghaly et al., (2005) afirmaron que la reducción de sólidos en suspensión causada por macrófitos se atribuye a la filtración de dichos sólidos por el tejido vegetal de las plantas. El estudio desarrollado por Borne et al., (2013), reveló mediante la inspección visual de las raíces del jacinto de agua que una cantidad significativa de SST quedó atrapada en la biopelícula de las raíces, lo que sugirió que puede ser una vía importante de eliminación. El análisis comparativo de los valores de los SST obtenidos en las tres corridas del afluente doméstico sin tratar (C1, C2 y C3) no mostró diferencias significativas. De manera similar, a los valores de los SST de las tres corridas del efluente final tratado no presentaron diferencias significativas. En las etapas intermedias del bioprototipo (efluente control proceso por tanque), tampoco se observaron diferencias significativas entre las tres corridas de una misma muestra. En la Figura 23 se aprecia la comparación entre las diferentes corridas de cada muestra analizada para SST.

#### ➤ **Sólidos Disueltos Totales**

Los sólidos disueltos son todos aquellos minerales, sales, metales, cationes o aniones que se encuentran en disolución en el agua (Han et al., 2024). Los Sólidos Disueltos Totales (SDT) se componen principalmente de sales inorgánicas como magnesio, calcio, potasio, bicarbonatos, sodio, cloruros y sulfatos, y en menor cantidad de materiales orgánicos (Bo & Wen, 2022). En la Figura 24 se observan los cambios en las concentraciones de SDT del ARD antes, durante y después del tratamiento en el bioprototipo. Los SDT presentaron valores promedio de  $1264,33 \pm 2,94$  mg. L<sup>-1</sup> (C1),  $1266,33 \pm 3,44$  mg. L<sup>-1</sup> (C2) y  $1263,67 \pm 2,42$  mg. L<sup>-1</sup> (C3), mientras los efluentes finales arrojaron valores de  $451,46 \pm 1,28$  mg. L<sup>-1</sup> (C1),  $452,05 \pm 1,32$  mg. L<sup>-1</sup> (C2) y  $452,99 \pm 1,54$  mg. L<sup>-1</sup> (C3). El bioprototipo logró remover un 64,29 % (C1), 64,30 % (C2) y 64,15 % (C3) de los SDT presentes en el afluente sin tratar. El paso del ARD a través de los tanques, disminuyó gradualmente la presencia de SDT en el agua tratada. En comparación con estudios anteriores que trataron ARD con *E. crassipes*, esta investigación logró un mayor porcentaje de remoción que el 33,93 % obtenido por Selvaraj & Velvizhi, (2021), y el 35,2 % hallado por Farid et al., (2014). El contenido de SDT se redujo significativamente entre el afluente al sistema y el efluente del Tto. Bio. I, Tto. Bio. II y Tto. Bio. III.



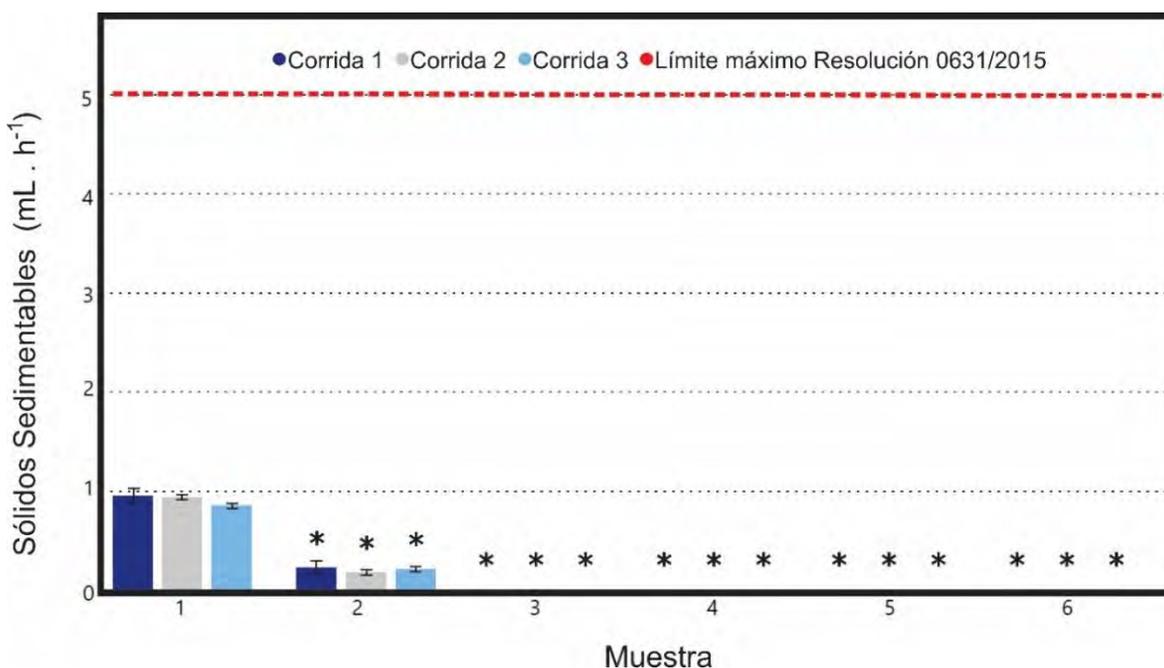
**Figura 24.** Variación en la concentración sólidos disueltos totales del ARD en los diferentes puntos de muestreo, 1. Afluente sin tratar, 2. ARD filtrada, 3. Salida Tto. Bio. I, 4. Salida Tto. Bio. II, 5. Salida Tto. Bio. III, 6. Efluente clorado. Los asteriscos sobre las barras indican la existencia de diferencias estadísticamente significativas ente el grupo M1 y los grupos sometidos a tratamientos biológicos.

Los resultados de la remoción de SDT obtenidos en este estudio, sugieren que las plantas acuáticas empleadas son efectivas para la eliminación de cationes y aniones, lo que coincide con los hallazgos reportados por Selvaraj & Velvizhi, (2021). El jacinto de agua ha demostrado ser una opción efectiva para la eliminación de SDT en diferentes tipos de AR (Chakraborty et al., 2021; Reznia, et al., 2015), lo que respalda los resultados obtenidos en esta investigación. Además, el análisis comparativo entre los SDT presentes en el ARD en la C1, C2 y C3 del afluente doméstico sin tratar, mostró que no se presentaron diferencias significativas entre las tres corridas; al igual que entre los SDT de las tres corridas del efluente final tratado. Tampoco se presentaron diferencias estadísticamente significativas entre las tres corridas de una misma muestra en las etapas intermedias del bioprototipo (efluente control proceso por tanque). La Figura 24 evidencia también la comparación entre corridas de cada muestra analizada para SDT.

#### ➤ *Sólidos Sedimentables*

Los sólidos sedimentables (Ssed) se definen como el material en una muestra que se asienta fuera de la suspensión dentro de un período de tiempo definido. Esto puede incluir material flotante, que no se separa de los Ssed (Baird et al., 2017). El comportamiento de los Ssed del ARD antes, durante y después del tratamiento en el bioprototipo se muestra en la Figura 25. El afluente doméstico al bioprototipo presentó valores promedio de Ssed de  $0,98 \pm 0,28$  mL. h<sup>-1</sup>

<sup>1</sup> (C1),  $0,97 \pm 0,08 \text{ mL} \cdot \text{h}^{-1}$  (C2) y  $0,88 \pm 0,07 \text{ mL} \cdot \text{h}^{-1}$  (C3); mientras en los efluentes finales al bioprototipo no se hallaron Ssed en la C1, C2 y C3. El tratamiento del ARD a través del sistema logró una reducción del 100 % de los Ssed en las tres corridas. Después de la filtración del ARD, se presentaron valores promedio de Ssed de  $0,27 \pm 0,05 \text{ mL} \cdot \text{h}^{-1}$  (C1),  $0,22 \pm 0,04 \text{ mL} \cdot \text{h}^{-1}$  (C2),  $0,25 \pm 0,05 \text{ mL} \cdot \text{h}^{-1}$  (C3), evidenciando una disminución significativa de los Ssed entre el afluente al bioprototipo y el efluente al filtro, con porcentajes de remoción de 72,45 % (C1), 77,32 % (C2) y 71,59 % (C3). El tratamiento del ARD filtrada mediante el Tto. Bio. I con plantas de *E. crassipes* y biofórmula bacteriana, logró la eliminación total de los Ssed presentes en el agua al tercer día de tratamiento, manteniéndose en los demás tanques hasta el efluente final al sistema. El análisis de Ssed demostró la importancia de la filtración del ARD en el bioprototipo, ya que se registró una disminución en el contenido de Ssed durante el experimento, lo que contrasta con el aumento de Ssed reportado por Queiroz et al., (2020), quienes no emplearon ningún tipo de filtro y atribuyeron el incremento hallado a la falta de filtración.



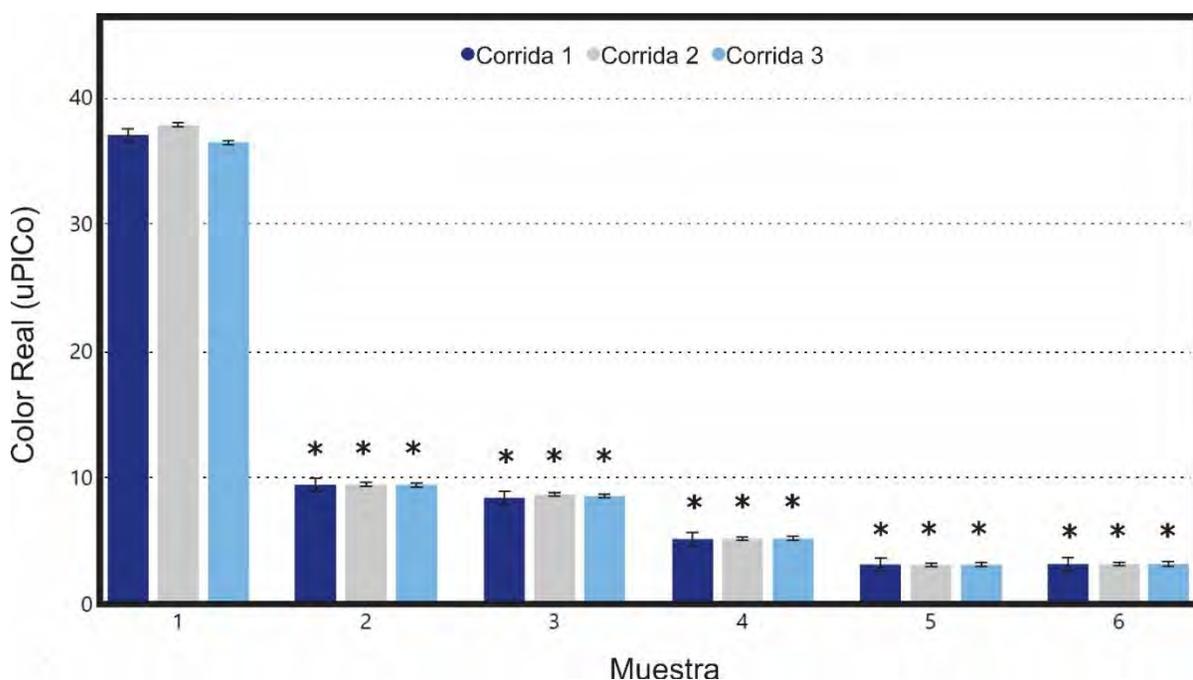
**Figura 25.** Variación en la concentración sólidos sedimentables del ARD en los diferentes puntos de muestreo, 1. Afluente sin tratar, 2. ARD filtrada, 3. Salida Tto. Bio. I, 4. Salida Tto. Bio. II, 5. Salida Tto. Bio. III, 6. Efluente clorado. La línea discontinua en color rojo corresponde al límite máximo permisible de  $5,0 \text{ mL} \cdot \text{h}^{-1}$ . Los asteriscos sobre las barras indican la existencia de diferencias estadísticamente significativas ente el grupo M1 y los grupos sometidos a tratamientos biológicos.

El análisis comparativo entre los Ssed presentes en el ARD en la C1, C2 y C3 del afluente doméstico sin tratar, mostró que no se presentaron diferencias significativas entre las tres corridas; al igual que entre los Ssed de las tres corridas del efluente final tratado. Tampoco se presentaron diferencias estadísticamente significativas entre las tres corridas de una misma muestra en las etapas intermedias del bioprototipo (efluente control proceso por tanque). La

Figura 25 evidencia también la comparación entre corridas de cada muestra analizada para Ssed.

### ➤ *Color Real*

El color real o verdadero es el color del agua debido únicamente a sustancias disueltas que absorben la luz (EPA, 2001). La Figura 26 muestra los cambios en el color real del ARD antes, durante y después del tratamiento en el bioprototipo. El color real del ARD antes del ingreso al bioprototipo, presentó valores promedio de  $37,15 \pm 2,05$  uPICo (C1),  $37,93 \pm 0,54$  uPICo (C2) y  $36,57 \pm 0,67$  uPICo (C3), mientras el efluente final obtuvo valores de  $3,29 \pm 0,02$  uPICo (C1),  $3,30 \pm 0,04$  uPICo (C2) y  $3,30 \pm 0,02$  uPICo (C3). El tratamiento en el bioprototipo logró reducir un 91,14 % (C1), 91,30 % (C2) y 90,98 % (C3) el color real del ARD, después de 9 días de operación (días por cada corrida). Al comparar el color real del ARD al ingreso y a la salida del bioprototipo, se hallaron diferencias significativas entre ambas muestras en las tres corridas.



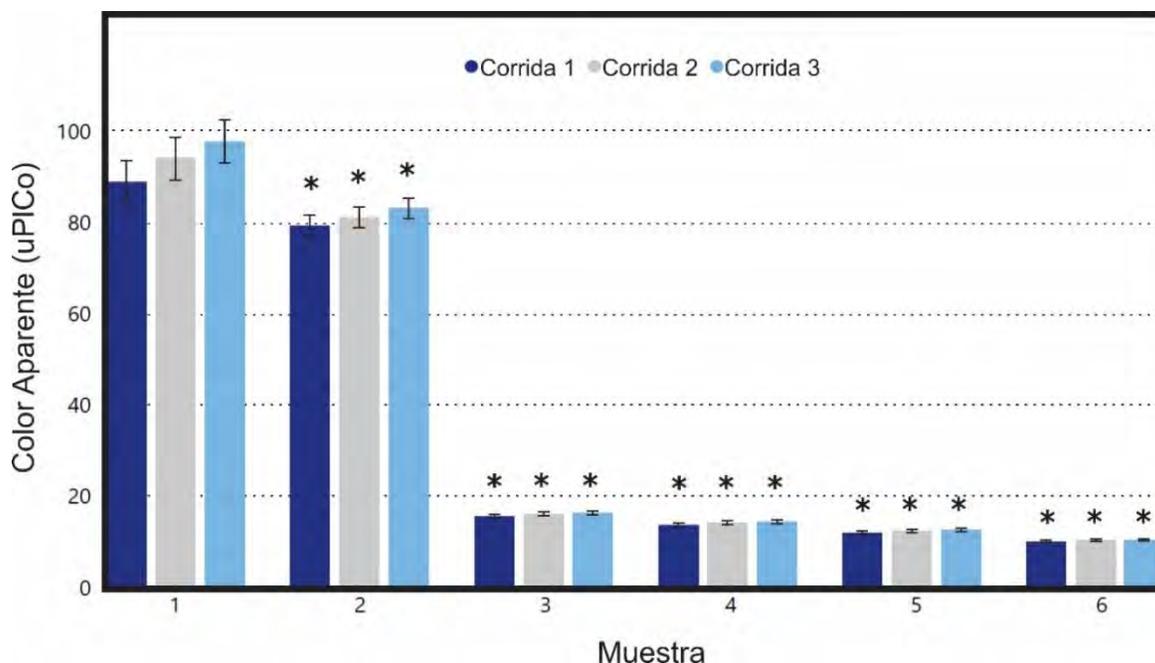
**Figura 26.** Variación del color real del ARD en los diferentes puntos de muestreo, 1. Afluente sin tratar, 2. ARD filtrada, 3. Salida Tto. Bio. I, 4. Salida Tto. Bio. II, 5. Salida Tto. Bio. III, 6. Efluente clorado. Los asteriscos sobre las barras indican la existencia de diferencias estadísticamente significativas ente el grupo M1 y los grupos sometidos a tratamientos biológicos.

En esta investigación los datos obtenidos en cuanto al color real del ARD mostró una tendencia similar a la eliminación de SDT, ya que los parámetros se corresponden entre sí (Said et al., 2020). Después de la filtración del ARD, se obtuvo un 74,29 % (C1), 74,66 % (C2) y 73,83 % (C3) de eliminación, lo que podría explicar el hecho de que este método es comúnmente

utilizado para la separación de SDT en AR (Harrington et al., 2003). Asimismo, se encontraron reducciones significativas de color real entre el afluente sin tratar y la salida del Tto. Bio. I, del Tto. Bio. II y Tto. Bio. III. Un estudio realizado por Chavan & Dhulap, (2012), informó que la fitorremediación utilizando *E. crassipes* es capaz de disminuir significativamente el color real del AR, produciendo aguas claras. Además, Haroon, (2022) afirmó que la presencia de jacinto de agua ayuda a mejorar la eliminación del color del agua. Por otra parte, el análisis comparativo entre el color real presente en el ARD en la C1, C2 y C3 del afluente doméstico sin tratar, mostró que no se presentaron diferencias significativas entre las tres corridas; al igual que entre el color real de las tres corridas del efluente final tratado. Tampoco se presentaron diferencias estadísticamente significativas entre las tres corridas de una misma muestra en las etapas intermedias del bioprototipo (efluente control proceso por tanque). La Figura 26 evidencia también la comparación entre corridas de cada muestra analizada para el color real.

### ➤ *Color Aparente*

El color aparente del agua es el resultado de la presencia tanto de sustancias suspendidas como disueltas (Baird et al., 2017), y se determina por la dispersión y el reflejo de la luz a través de las partículas del agua (Nie et al., 2020). La Figura 27 evidencia los cambios en el color aparente del ARD antes, durante y después del tratamiento en el bioprototipo.



**Figura 27.** Variación del color aparente del ARD en los diferentes puntos de muestreo, 1. Afluente sin tratar, 2. ARD filtrada, 3. Salida Tto. Bio. I, 4. Salida Tto. Bio. II, 5. Salida Tto. Bio. III, 6. Efluente clorado. Los asteriscos sobre las barras indican la existencia de diferencias significativas ente el grupo M1 y los grupos sometidos a tratamientos biológicos.

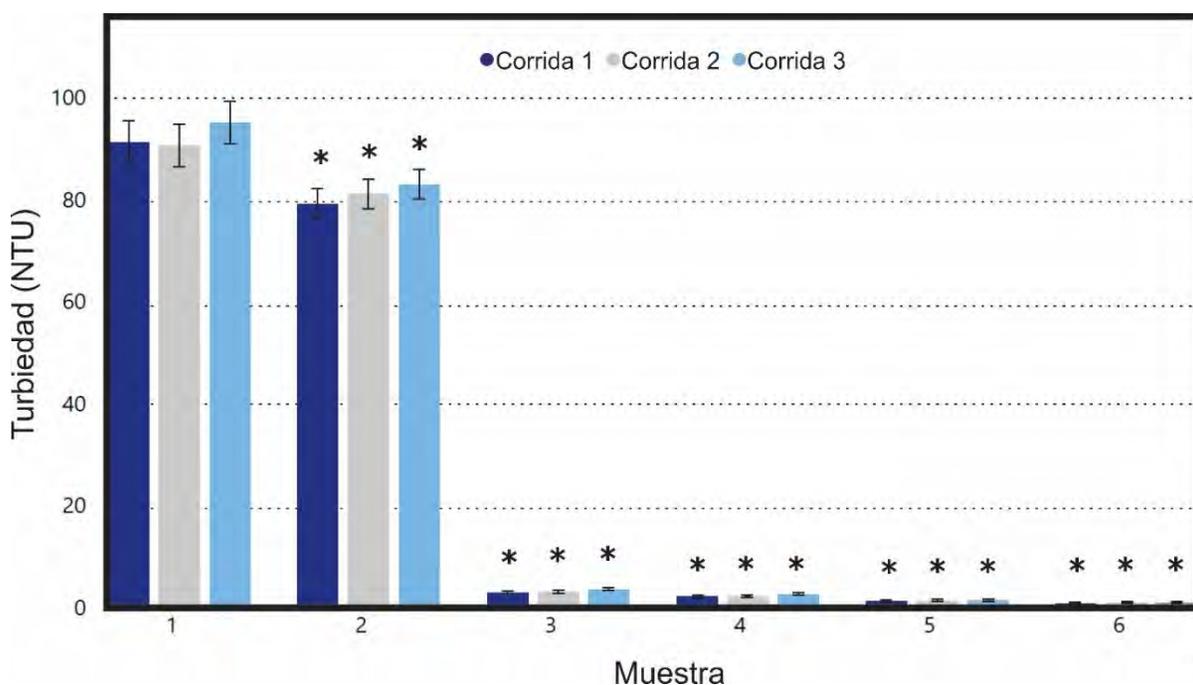
El color aparente del afluente doméstico al sistema, presentó valores promedio de  $94,53 \pm 2,82$  uPICO (C1),  $94,38 \pm 3,98$  uPICO (C2) y  $96,91 \pm 0,28$  uPICO (C3), datos que indicaron la presencia de compuestos orgánicos e inorgánicos en el agua (Agrawal et al., 2021). Los valores promedio del color aparente del ARD en los efluentes finales al bioprototipos fueron de  $10,89 \pm 0,27$  uPICO (C1),  $11,08 \pm 0,40$  uPICO (C2) y  $11,17 \pm 0,06$  uPICO (C3), lo que indicó una disminución significativa del color aparente en comparación con los valores del afluente. El tratamiento en el bioprototipo logró reducir un 88,48 % (C1), 88,26 % (C2) y 88,47 % (C3) el color aparente del ARD, después de 9 días de operación (días por cada corrida). Estos resultados concuerdan con lo mencionado por (Kumari & Baudh, 2023), quienes afirman que al adsorber y acumular en sus tejidos contaminantes presentes en el agua, incluyendo compuestos orgánicos e inorgánicos, *E. crassipes* contribuye a la disminución del color aparente del AR. Por otra parte, el análisis comparativo entre el color aparente presente en el ARD en la C1, C2 y C3 del afluente doméstico sin tratar, mostró que no se presentaron diferencias significativas entre las tres corridas; al igual que entre el color aparente de las tres corridas del efluente final tratado. Tampoco se presentaron diferencias estadísticamente significativas entre las tres corridas de una misma muestra en las etapas intermedias del bioprototipo (efluente control proceso por tanque). La Figura 27 evidencia también la comparación entre corridas de cada muestra analizada para el color aparente.

### ➤ **Turbiedad**

La turbiedad o turbidez se define como la medida en la que los sólidos en suspensión presentes en el agua o AR dispersan o absorben la luz (Sizirici et al., 2019). La turbiedad aumenta con la cantidad de SST en el agua (Bo & Wen, 2022), aunque no existe una ninguna relación cuantitativa entre la turbidez y los sólidos en suspensión (Sizirici et al., 2019). Es la medida de la claridad o transparencia del agua (Venkata et al., 2010). Los cambios en la turbiedad del ARD antes, durante y después del tratamiento en el bioprototipo se muestra en la Figura 28. El ARD cruda antes del ingreso al bioprototipo, presentó valores promedio de turbiedad de  $95,0 \pm 1,09$  NTU (C1),  $96,0 \pm 1,09$  NTU (C2) y  $95,45 \pm 1,28$  NTU (C3), mientras en los efluentes finales se encontró por debajo con valores de  $1,13 \pm 0,09$  NTU (C1),  $1,24 \pm 0,17$  NTU (C2) y  $1,26 \pm 0,21$  NTU (C3). Se encontraron diferencias significativas entre las muestras de ARD antes y después del tratamiento, en las tres corridas. El tratamiento del ARD a través del bioprototipo logró eliminar la turbiedad del agua en un 98,81 % (C1), 98,70 % (C2) y 98,68 % (C3), después de 9 días de operación (días por cada corrida). Esta investigación tiene mayor porcentaje de remoción de turbidez si se compara con estudios previos que emplearon jacinto de agua para el tratamiento de ARD con porcentaje de eliminación del 33,7 % (Farid et al., 2014). Esta investigación también tiene un mayor porcentaje de remoción de turbiedad que la obtenida por Fazal et al., (2015) del 92,5 % al emplear *E. crassipes* en el tratamiento de AR. La eliminación obtenida fue también mayor que el 33,44 % hallado en un estudio previo en el que emplearon *E. crassipes* para el tratamiento de ARD con un TRH de 3 días (Selvaraj & Velvizhi, 2021).

La turbiedad del ARD obtenida a la salida del Tto. Bio. I, Tto. Bio. II y Tto. Bio. III, presentó valores promedio significativamente menores de los obtenidos en los afluentes al sistema, en la C1, C2 y C3. Estos resultados concuerdan con un estudio previo realizado por K.R.S &

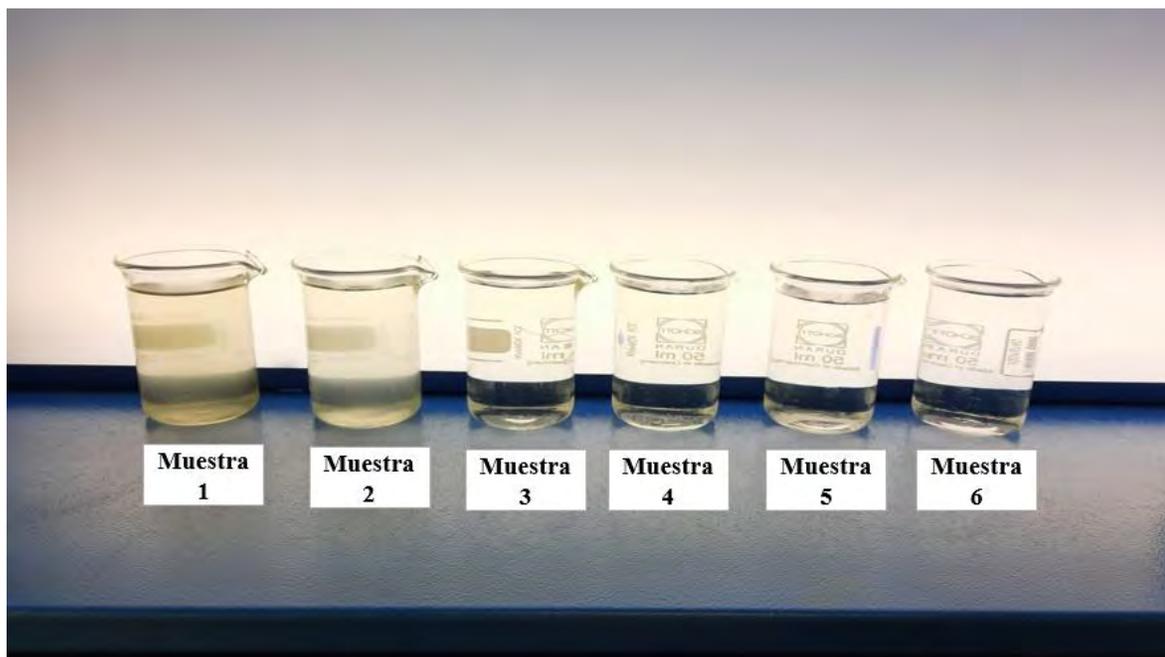
Yatawara, (2021), quienes encontraron que los sistemas de raíces de *E. crassipes* actúan como un filtro físico contra las partículas en suspensión debido a la capacidad de las micropartículas cargadas de las raíces de atraer electrostáticamente a los materiales con carga opuesta, promoviendo su degradación a través del metabolismo de las plantas y los microorganismos (Barco & Borin, 2017). Las raíces del jacinto de agua también actúan como un sustrato vivo para la fijación de microorganismos, lo que contribuye al tratamiento del ARD (Pappalardo et al., 2017; Selvaraj & Velvizhi, 2021). El crecimiento de microorganismos aeróbicos y anaeróbicos alrededor de las raíces del jacinto de agua es el principal mecanismo involucrado en la degradación de las AR y la disminución de la turbiedad del agua, según Trivedy & Pattanshetty, (2002). La remoción de la turbiedad se ve favorecida por la deposición de la materia orgánica más liviana en las raíces a través de la rizofiltración, la absorción fisicoquímica y la acumulación de las partículas suspendidas más pesadas en el fondo de los tanques y su posterior descomposición microbiana (Munavalli & Saler, 2009). Además, se encontró que la turbiedad y los SST mostraron una tendencia similar y decreciente hacia la salida del bioprototipo, lo que coincide con el estudio de Bid & Siddique, (2019).



**Figura 28.** Variación de la turbiedad del ARD en los diferentes puntos de muestreo, 1. Afluente sin tratar, 2. ARD filtrada, 3. Salida Tto. Bio. I, 4. Salida Tto. Bio. II, 5. Salida Tto. Bio. III, 6. Efluente clorado. Los asteriscos sobre las barras indican la existencia de diferencias estadísticamente significativas ente el grupo M1 y los grupos sometidos a tratamientos biológicos.

El análisis comparativo entre la turbiedad presente en el ARD en la C1, C2 y C3 del afluente doméstico sin tratar, mostró que no se presentaron diferencias significativas entre las tres corridas; al igual que entre la turbiedad de las tres corridas del efluente final tratado. Tampoco se presentaron diferencias estadísticamente significativas entre las tres corridas de una misma

muestra en las etapas intermedias del bioprototipo (efluente control proceso por tanque). En la Figura 28 se presenta también la comparación entre corridas de cada muestra analizada para la turbiedad y la Figura 29 muestra el cambio visual en la turbiedad del ARD mediante el tratamiento en el bioprototipo. La foto presenta las muestras obtenidas durante la Corrida 2 de la Repetición 1 de la investigación.



Muestra 1: Afluente del arroyo León, Muestra 2: ARD filtrada, Muestra 3: Tto. Bio. I, Muestra 4: Tto. Bio. II, Muestra 5: Tto. Bio. III, Muestra 6: ARD tratada post desinfección.

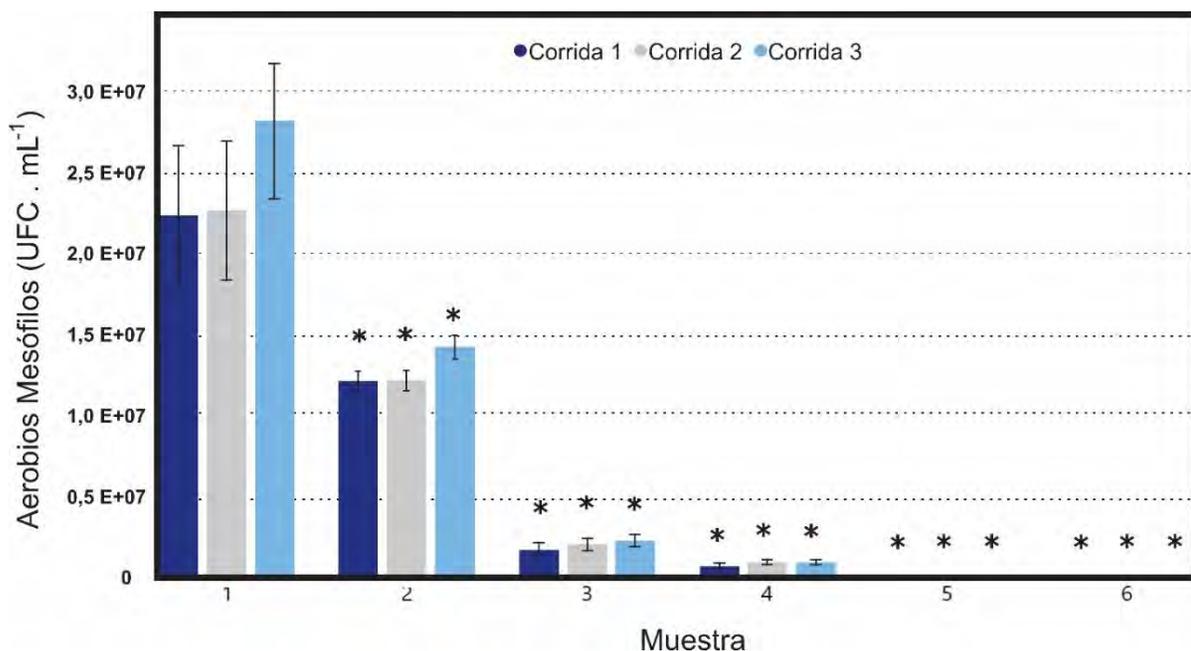
**Figura 29.** Turbiedad de las muestras por el paso del ARD a través del bioprototipo

#### 4.1.3.4. Eliminación de Microorganismos y Bacterias Patógenas

##### ➤ *Aerobios Mesófilos*

Los aerobios mesófilos son microorganismos heterótrofos, aerobios o anaerobios facultativos, capaces de desarrollarse a una temperatura comprendida entre 20°C y 45°C con una óptima entre 30°C y 40°C, y que pueden crecer en cualquier medio de agar nutritivo (Silva et al., 2004). El recuento de estas bacterias, en condiciones establecidas, estima la microflora total sin especificar los tipos de microorganismos que se encuentran (Passalacqua, 2014). Los cambios en los recuentos de aerobios mesófilos del ARD antes, durante y después del tratamiento en el bioprototipo se muestra en la Figura 30. El ARD antes del ingreso al sistema, presentó recuentos de  $2,24 \times 10^7 \pm 137840$  UFC. mL<sup>-1</sup> (C1),  $2,26 \times 10^7 \pm 132916$  UFC. mL<sup>-1</sup> (C2) y  $2,24 \times 10^7 \pm 233809$  UFC. mL<sup>-1</sup> (C3), mientras en los efluentes finales no se observó crecimiento microbiano. Se encontraron diferencias significativas entre los recuentos de aerobios mesófilos en el afluente sin tratar y el efluente final. El tratamiento del ARD en el bioprototipo

logró la remoción del 100% de aerobios mesófilos en la C1, C2 y C3. El ARD filtrada presentó valores promedio de aerobios mesófilos significativamente menores a los obtenidos en el afluente sin tratar al bioprototipo. La filtración del afluente sin tratar logró remover el 45,53 % (C1), 45,57 % (C2) y 45,53 % (C3) de aerobios mesófilos, lo que concuerda con que el proceso de filtración es muy efectivo y puede lograr una remoción significativa para parámetros químicos, físicos y además mejorar la calidad del AR mediante la eliminación de contaminación microbiológica (Agrawal et al., 2021). La carga microbiana (aerobios mesófilos) se redujo posiblemente también por la presencia de carbón activado en el filtro, debido a la capacidad antibacteriana que se ha demostrado que poseen estos tipos de carbones (Silupú et al., 2017).



**Figura 30.** Variación en el recuento de aerobios mesófilos del ARD en los diferentes puntos de muestreo, 1. Afluente sin tratar, 2. ARD filtrada, 3. Salida Tto. Bio. I, 4. Salida Tto. Bio. II, 5. Salida Tto. Bio. III, 6. Efluente clorado. Los asteriscos sobre las barras indican la existencia de diferencias estadísticamente significativas entre el grupo M1 y los grupos sometidos a tratamientos biológicos.

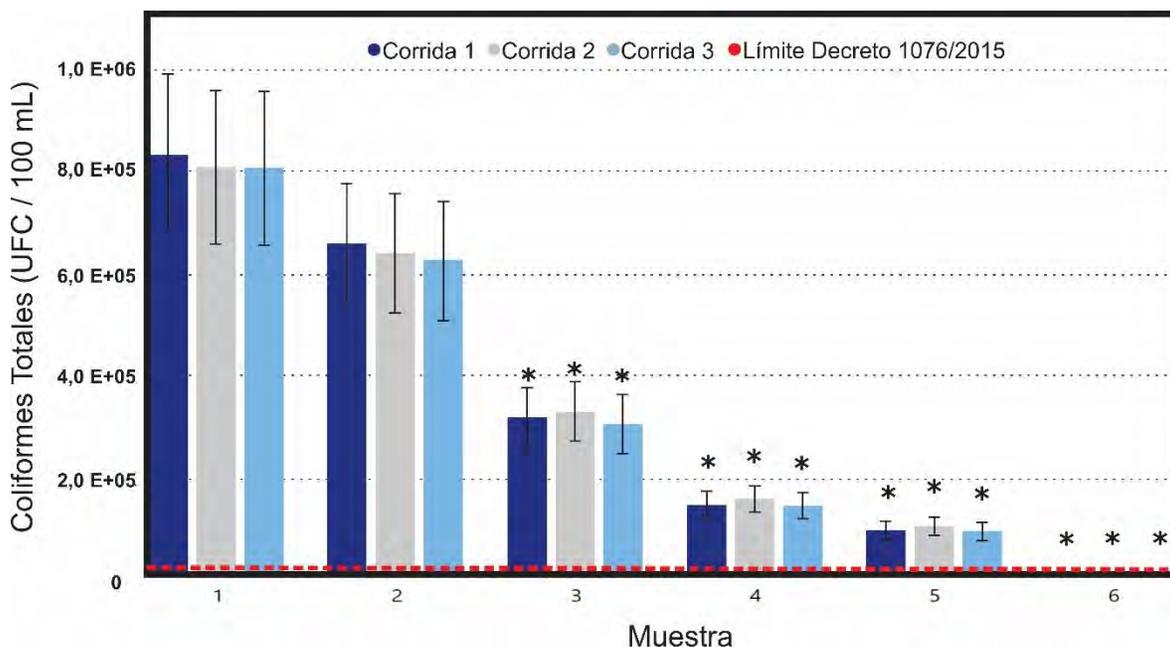
Los recuentos de aerobios mesófilos del ARD obtenidos a la salida del Tto. Bio. I, Tto. Bio. II y Tto. Bio. III, presentaron valores promedio significativamente menores de los obtenidos en los afluentes al sistema, en la C1, C2 y C3. La disminución microbiana lograda en presencia de *E. crassipes*, podría ser atribuida a la capacidad de las largas y abundantes raíces de esta planta para proporcionar un ambiente adecuado para la adhesión de microorganismos aeróbicos, presentes en las AR (Rezania et al., 2015). Los microorganismos aerobios utilizan materia orgánica y los nutrientes presentes en las AR y los convierten en compuestos inorgánicos, que pueden ser aprovechados por las plantas (Nesterenko et al., 2012). Además, Kirzhner et al., (2009), encontraron una rápida acumulación de aerobios mesófilos en las raíces de *E. crassipes* después del tratamiento de AR sin tratar. Varios estudios de fitorremediación

de ARD mediante HA también han reportado reducciones en los recuentos de aerobios mesófilos en la presencia de jacinto de agua (Mayo & Kalibbala, 2007; Mayo & Hanai, 2017). Por otra parte, el análisis comparativo entre el recuento de aerobios mesófilos presente en el ARD en la C1, C2 y C3 del afluente doméstico sin tratar, mostró que no se presentaron diferencias significativas entre las tres corridas; al igual que entre el recuento de aerobios mesófilos de las tres corridas del efluente final tratado. Tampoco se presentaron diferencias estadísticamente significativas entre las tres corridas de una misma muestra en las etapas intermedias del bioprototipo (efluente control proceso por tanque). En la Figura 30 se presenta también la comparación entre corridas de cada muestra analizada para aerobios mesófilos.

### ➤ *Coliformes Totales*

Los Coliformes Totales (CT) son bacterias gram negativas que no forman esporas, oxidasa negativa, con capacidad de crecimiento aeróbico y facultativamente anaeróbico en presencia de sales biliares, que a temperatura especificada de 35°C +/- 2°C causan fermentación de lactosa con producción de gas. Poseen la enzima  $\beta$ -galactosidasa (IDEAM, 2007; Mahmoud et al., 2022). Las bacterias coliformes se han identificado recientemente como uno de los contaminantes más graves en los efluentes de agua (Mahmoud et al., 2022). Los cambios en los recuentos de CT del ARD antes, durante y después del tratamiento en el bioprototipo se muestra en la Figura 31 el afluente doméstico al bioprototipo, presentó recuentos de  $7,98 \times 10^5 \pm 5879,34$  UFC/100 mL (C1),  $8,01 \times 10^5 \pm 3470,11$  UFC/100 mL (C2) y  $7,97 \times 10^5 \pm 3016,62$  UFC/100 mL (C3), mientras que en los efluentes finales no se observó crecimiento bacteriano. Se presentaron diferencias significativas entre el afluente sin tratar al sistema y el efluente final. El tratamiento en el bioprototipo logró la remoción del 100% de coliformes totales para cada una de las corridas del ARD por el sistema (C1, C2 y C3).

La filtración logró eliminar un porcentaje de CT del ARD, siendo del 23,31 % (C1), 19,72 % (C2) y 20,83 % (C3). Esto se debe a que la filtración a través de medios porosos, como la arena es uno de los principales mecanismos de eliminación de microorganismos en el agua (Gikas & Tsihrantzis, 2012; Sizirici et al., 2019). Estudios previos también han demostrado que el uso de arena en el filtro es efectivo para la eliminación de coliformes totales en las ARD (Verma & Senal, 2019). Además, los recuentos de CT obtenidos del tratamiento en los tanques plantados con *E. crassipes* fueron significativamente menores que los recuentos iniciales del afluente sin tratar, en la C1, C2 y C3. La disminución de CT en los tratamientos biológicos, puede deberse al crecimiento de los jacintos de agua, los cuales brindan un entorno propicio para la adhesión y fijación de bacterias en sus raíces (Mayo & Kalibbala, 2007; Sizirici et al., 2019). Otros estudios también han demostrado la efectividad del uso de *E. crassipes* en la reducción de CT en efluentes de piscicultura (Saviolo et al., 2020). La eliminación total de CT en el tanque 5 (Muestra 6) se puede atribuir a la desinfección con cloro en presentación comercial del ARD previamente tratada en los tanques anteriores. Estos resultados concuerdan con los encontrados por Habib et al., (2023), quienes afirmaron que el cloro reduce consistentemente la contaminación por CT, debido a que no hallaron recuentos superiores a 10 UFC/100 mL de agua. El tiempo de contacto del cloro con el ARD en el tanque 5, fue óptimo para eliminar los CT que aún estaban presentes en el ARD, debido a que es un tiempo de desinfección adecuado según Oluka et al., (2013).



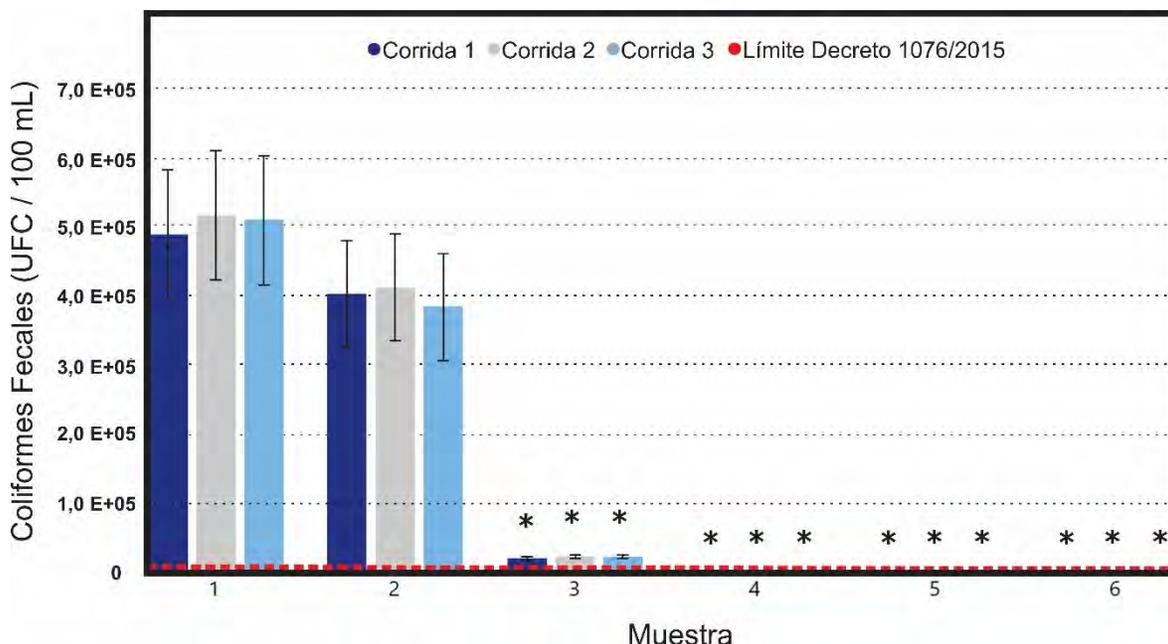
**Figura 31.** Variación en el recuento de coliformes totales del ARD en los diferentes puntos de muestreo, 1. Afluente sin tratar, 2. ARD filtrada, 3. Salida Tto. Bio. I, 4. Salida Tto. Bio. II, 5. Salida Tto. Bio. III, 6. Efluente clorado. La línea discontinua roja indica el límite máximo permisible de  $5 \times 10^3$  UFC/100mL, del Decreto 1076/2015 citado en la Resolución 1256/2021. Los asteriscos sobre las barras indican la existencia de diferencias estadísticamente significativas ente el grupo M1 y los grupos sometidos a tratamientos biológicos.

El análisis comparativo entre el recuento de CT presente en el ARD en la C1, C2 y C3 del afluente doméstico sin tratar, mostró que no se presentaron diferencias significativas entre las tres corridas; al igual que entre el recuento de coliformes totales de las tres corridas del efluente final tratado. Tampoco se presentaron diferencias estadísticamente significativas entre las tres corridas de una misma muestra en las etapas intermedias del bioprototipo (efluente control proceso por tanque). La Figura 31 evidencia también la comparación entre corridas de cada muestra analizada para el conteo de coliformes totales.

### ➤ *Coliformes fecales*

Los Coliformes Fecales (CF) son un grupo de bacterias que se encuentran en alta proporción en el intestino del ser humano (Secretaría General de la Comunidad Andina, 2008). Su presencia en el agua es un indicador de contaminación microbiológica (Mahmoud et al., 2022). Los cambios en los recuentos de CF del ARD antes, durante y después del tratamiento en el bioprototipo se muestra en la Figura 32. Los recuentos de CF en las muestras de ARD variaron con el tiempo, pero disminuyeron desde los sitios de entrada a los de salida durante todo el periodo de monitoreo de 9 días por corrida. El afluente doméstico al bioprototipo presentó recuentos de  $4,95 \times 10^5 \pm 2258,32$  UFC/100 mL (C1),  $4,99 \times 10^5 \pm 3816,63$  UFC/100 mL (C2) y

$4,97 \times 10^5 \pm 3033,15$  UFC/100 mL (C3), mientras en el efluente final de cada corrida se logró un 100% de eliminación de CF.



**Figura 32.** Variación en el recuento de coliformes fecales del ARD en los diferentes puntos de muestreo, 1. Afluente sin tratar, 2. ARD filtrada, 3. Salida Tto. Bio. I, 4. Salida Tto. Bio. II, 5. Salida Tto. Bio. III, 6. Efluente clorado. La línea discontinua roja indica el límite máximo permisible de  $1 \times 10^3$  UFC/100mL, del Decreto 1076/2015 citado en la Resolución 1256/2021. Los asteriscos sobre las barras indican la existencia de diferencias estadísticamente significativas ente el grupo M1 y los grupos sometidos a tratamientos biológicos.

La filtración del afluente doméstico sin tratar logró la remoción del 17,57 % (C1), 16,63 % (C2) y 21,53 % (C3) de CF. Los resultados del análisis del efluente al filtro sugieren que las bacterias, como *Escherichia coli*, se eliminan en parte mediante filtración y adsorción (Napotnik et al., 2021). En un estudio desarrollado por Qian et al., (2022), se demostró que el filtro de arena y grava no sólo elimina los contaminantes convencionales en las ARD, sino que también reduce el conteo de *E. coli*, en el que la arena desempeña un papel en la adsorción de las bacterias patógenas. Los recuentos de CF en el ARD obtenidos después del Tto. Bio. I, Tto. Bio. II y Tto. Bio. III, presentaron valores promedio significativamente menores que los obtenidos en los afluentes del sistema, en la C1, C2 y C3. Los resultados obtenidos en los tanques plantados con *E. crassipes* sugieren que los patógenos transportados en el agua son retenidos en las plantas, depositados en los sedimentos y eliminados, debido al cambio del entorno (Boutilier et al., 2009; Karim et al., 2004). Además, las raíces de los macrófitos secretan sustancias que matan los CF y otras bacterias patógenas (Gusti et al., 2023; Selvaraj & Velvizhi, 2021), mientras que los tallos de los macrófitos acuáticos pueden proporcionar el atrapamiento y la unión de CF y su posterior muerte (Vymazal, 2005). *E. crassipes* pudo reducir el recuento de CF, ya que las plantas proporcionaron una gran área de superficie para

la unión de bacterias (Wang et al., 2021). Vymazal, (2005) reveló que la tasa de remoción de CF es alta en HA construidos con macrófitas acuáticas en todo el mundo, generalmente de 95% a los 35 días de operación. Patel, (2012), demostró que *E. crassipes* reduce drásticamente los CF en aproximadamente un 80% después de 20 días. Por lo tanto, los resultados obtenidos en este estudio son coherentes con lo reportado en la literatura, en donde se afirma que la fitorremediación de AR con jacinto de agua incluye la reducción de bacterias fecales (Sanmuga & Senthamil, 2017), y se corrobora además en el trabajo de Mayo & Kalibbala, (2007), quienes afirmaron que la eliminación de CF del ARD se relaciona con la fijación de bacterias a la zona de la raíz y al aumento de la superficie de unión a medida que los jacintos de agua crecen (aumento de la zona de la raíz).

La eliminación total de CF en el tanque 5 (Muestra 6) se puede atribuir a la desinfección con cloro en presentación comercial del ARD tratada en los anteriores tanques. El cloro en forma de hipoclorito de sodio (NaClO) y su ingrediente activo, el ácido hipocloroso (HClO) son eficaces antimicrobianos que pueden penetrar rápidamente en la célula bacteriana debido a su carga neutra (Porcel et al., 2013). Además, el cloro puede degradar los componentes de la membrana, como los transportadores, las proteínas y la ATPasa, y también puede interrumpir la síntesis de ADN al degrada lípidos y proteínas (L. Muñoz et al., 2022). Otra forma en que el cloro puede matar las bacterias es a través de la oxidación bacteriana por contacto con el ion hipoclorito ( $\text{ClO}^-$ ) (Lafaurie et al., 2015). El tiempo de contacto del cloro con el ARD en el tanque 5 fue de 30 minutos, lo que resultó ser un tiempo de desinfección óptimo para eliminar los CF que aún se encontraban presentes en el ARD, debido a que es un tiempo de desinfección adecuado según lo reportado por Oluka et al., (2013). Por otra parte, el análisis comparativo entre el recuento de coliformes fecales presente en el ARD en la C1, C2 y C3 del afluente doméstico sin tratar, mostró que no se presentaron diferencias significativas entre las tres corridas; al igual que entre el recuento de coliformes fecales de las tres corridas del efluente final tratado. Tampoco se presentaron diferencias estadísticamente significativas entre las tres corridas de una misma muestra en las etapas intermedias del bioprototipo (efluente control proceso por tanque). La Figura 32 evidencia también la comparación entre corridas de cada muestra analizada para el conteo de coliformes fecales.

#### 4.1.3.5. Eliminación de Nutrientes

Los nutrientes esenciales para el crecimiento de las plantas y el funcionamiento ecológico son el nitrógeno (N) y el fósforo (P). Sin embargo, el exceso de nutrientes en los cuerpos de agua da como resultado la eutrofización, lo que provoca un empeoramiento de la ecósfera acuática (X. Gao et al., 2019). Los nutrientes de nitrógeno y fósforo en las AR y el agua dulce generalmente están disponibles en forma de nitrato, nitrito, amoníaco, fósforo, ortofosfato y nitrógeno orgánico (Bi et al., 2019).

##### ➤ *Nitrógeno amoniacal (N-NH<sub>3</sub>)*

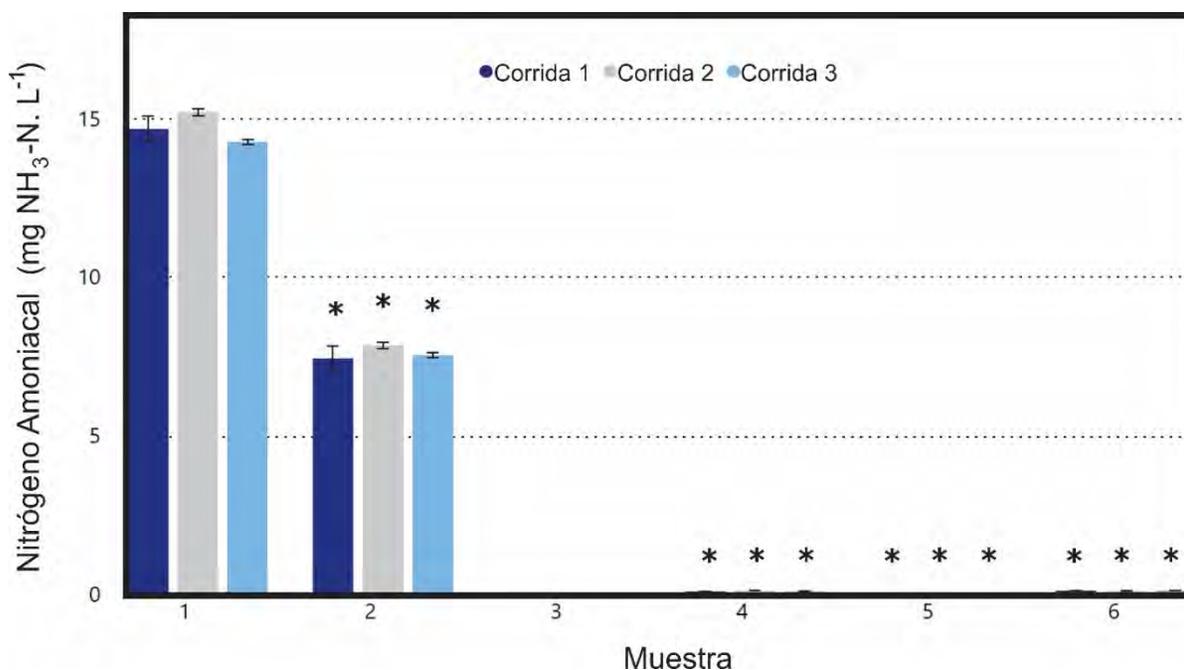
Los vertidos domésticos y sanitarios son fuentes principales de nitrógeno en el agua (García et al., 2021). El nitrógeno amoniacal es un compuesto químico formado por tres átomos de Hidrógeno y uno de Nitrógeno (N-NH<sub>3</sub>). El amoniaco es muy soluble en agua, estado en que tiene carácter básico por formación de hidróxido de amonio (NH<sub>4</sub>OH) (Ruiz et al., 2010). Los

resultados de los análisis de N-NH<sub>3</sub> de muestras de afluentes y efluentes de cada tanque del bioprototipo (a excepción del tanque 2), se presentan en la Figura 33. El ARD antes del ingreso al bioprototipo, presentó valores promedio de N-NH<sub>3</sub> de 14,77±1,35 mg. L<sup>-1</sup> (C1), 15,3±0,33 mg. L<sup>-1</sup> (C2) y 14,37±0,26 mg. L<sup>-1</sup> (C3); mientras el N-NH<sub>3</sub> se encontró muy por debajo en los efluentes finales al sistema con valores promedio de 0,07±0,04 mg. L<sup>-1</sup> (C1), 0,075±0,04 mg. L<sup>-1</sup> (C2) y 0,082±0,03 mg. L<sup>-1</sup> (C3). Al comparar el N-NH<sub>3</sub> del ARD al ingreso y a la salida del bioprototipo, se obtuvieron diferencias estadísticamente significativas entre ambas muestras en las tres corridas.

El tratamiento del ARD a través del bioprototipo logró la remoción de N-NH<sub>3</sub> en un 99,53 % (C1), 99,50 % (C2) y 99,43 % (C3). Estos resultados son superiores a los obtenidos en estudios previos que emplearon *E. crassipes* en HA bajo diferentes condiciones operativas y que reportaron una remoción del 28 % al 90 % (Ávila et al., 2013; Greenway, 2005; Katsenovich et al., 2009; Maine et al., 2007). También son superiores a los porcentajes de remoción encontrados en otros estudios con jacinto de agua, como el 63 % reportado por Zhang et al., (2015), el 71,6 % por Fazal et al., (2015), y el 72 % en el estudio de Valipour et al., (2015). La alta eficacia del bioprototipo en la eliminación de N-NH<sub>3</sub> se debe a la asimilación por parte de las bacterias, la absorción por los jacintos de agua, la nitrificación y la volatilización del gas amoníaco a la atmósfera. Aunque la volatilización del N-NH<sub>3</sub> es poco probable debido a los valores de pH relativamente neutros en los tanques plantados. El amoníaco en el agua existe en equilibrio entre las formas ionizada (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) y libre (NH<sub>3</sub>). La forma libre de NH<sub>3</sub> es volátil y puede perderse en la atmósfera como gas en un proceso físico (Mayo & Hanai, 2017). De acuerdo con Reed, (1985), a un pH superior a 6,6 el NH<sub>4</sub><sup>+</sup> comienza a convertirse en la forma volátil de NH<sub>3</sub>, a pH 9,2 las dos formas tienen la misma concentración y a pH 12 todo el amoníaco está en forma de NH<sub>3</sub>. Sin embargo, Valero & Mara, (2007) han confirmado que a un pH de 10,1 la volatilización puede eliminar solo alrededor del 3 % del nitrógeno total eliminado, lo que sugiere que la volatilización del N-NH<sub>3</sub> no es una vía predominante para la eliminación de nitrógeno en los sistemas acuáticos y que no fue la ruta principal para la reducción del NH<sub>3</sub> en esta investigación.

La filtración del afluente doméstico sin tratar logró remover significativamente el 49,22 % (C1), 48,37 % (C2) y 47,11 % (C3) de N-NH<sub>3</sub> en comparación con el afluente al bioprototipo. En una investigación realizada por Tunçsiper, (2020), se concluyó que la remoción de nitrógeno amoniacal aumentó en un 10 % en un HA plantado con filtración de grava, en comparación con el humedal que se operó sin filtración del AR. Además, algunos estudios anteriores indicaron que el uso de grava u otros medios filtrantes similares para tratar el AR puede aumentar la eliminación de nitrógeno amoniacal, debido a la mayor cantidad de bacterias que oxidan los compuestos nitrogenados en el sistema (Kadlec & Wallace, 2009; Vymazal, 2008). Por otra parte, las concentraciones de N-NH<sub>3</sub> del ARD obtenidas después del Tto. Bio. I, Tto. Bio. II y Tto. Bio. III, presentaron valores promedio significativamente menores de los obtenidos en los afluentes al sistema, en la C1, C2 y C3. La reducción significativa de nitrógeno amoniacal en las aguas residuales tratadas biológicamente se debe al papel de las plantas, tanto de forma directa al absorber y asimilar el NH<sub>3</sub> como parte de su crecimiento (Wu et al., 2016), como indirectamente a través de la actividad microbiana de la rizósfera de los jacintos de agua (Deng & Fuquan, 2013). Además, la biofórmula comercial

aficionada al sistema (Tto. Bio. I y II), que contenía bacterias nitrificantes como *Nitrobacter winogradskyi* y *Nitrosomonas europaea*, pudo acelerar la descomposición del nitrógeno amoniacal en la rizósfera de las plantas, lo que contribuyó a su eliminación (Chaali et al., 2021). El pH del ARD en esta investigación se encontró dentro del rango de pH óptimo para el crecimiento de bacterias desnitrificantes (Correia et al., 2013). La tasa de nitrificación disminuye notablemente por debajo de pH 6,0 y es insignificante a pH superior a 8,0 (Mayo & Hanai, 2017; Saeed & Sun, 2012), que no se experimentó en este trabajo debido al efecto amortiguador de los jacintos de agua. El oxígeno disuelto, que es un factor clave para la nitrificación completa, pudo haber ayudado en el proceso de oxidación del amoníaco ya que el OD en todos los tanques del bioprototipo se encontró por encima de  $1,5 \text{ mg. L}^{-1}$ , la concentración mínima de OD requerida para la nitrificación (Lima et al., 2018).

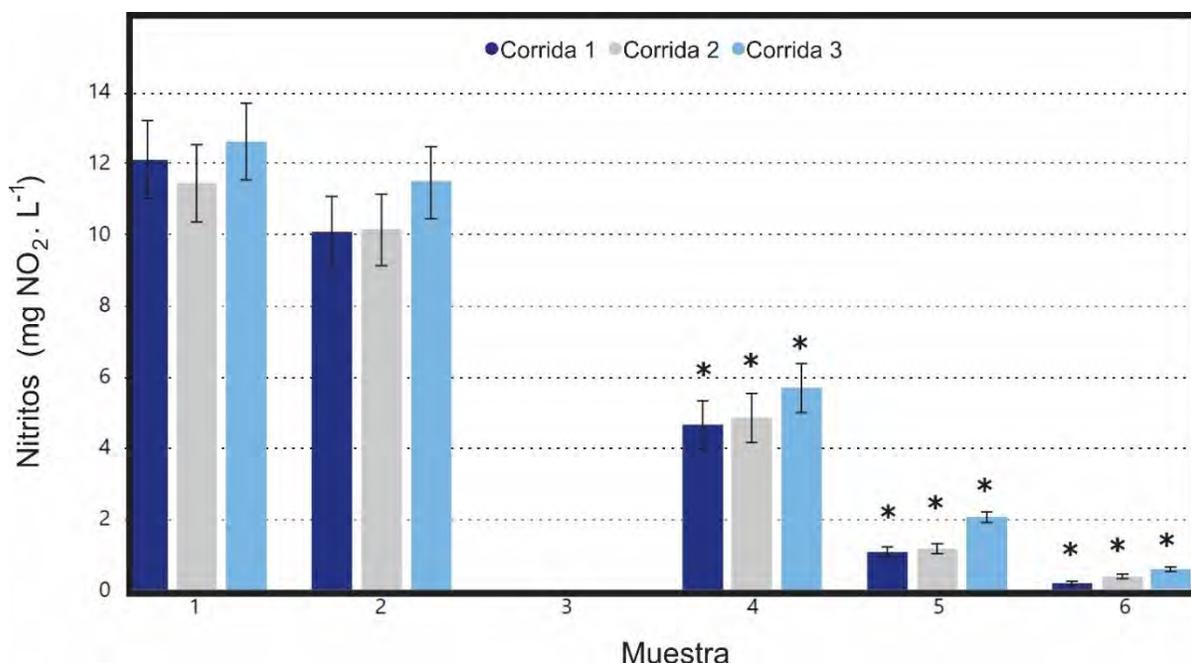


**Figura 33.** Variación en la concentración de Nitrógeno Amoniacal (N-NH<sub>3</sub>) del ARD en los diferentes puntos de muestreo, 1. Afluente sin tratar, 2. ARD filtrada, 3. Salida Tto. Bio. I, 4. Salida Tto. Bio. II, 5. Salida Tto. Bio. III, 6. Efluente clorado. Los asteriscos sobre las barras indican la existencia de diferencias estadísticamente significativas entre el grupo M1 y los grupos sometidos a tratamientos biológicos.

El análisis comparativo entre las concentraciones de N-NH<sub>3</sub> presentes en el ARD en la C1, C2 y C3 del afluente doméstico sin tratar, mostró que no se presentaron diferencias significativas entre las tres corridas; al igual que entre las concentraciones de N-NH<sub>3</sub> de las tres corridas del efluente final tratado. Tampoco se presentaron diferencias estadísticamente significativas entre las tres corridas de una misma muestra en las etapas intermedias del bioprototipo (efluente control proceso por tanque). La Figura 33 evidencia también la comparación entre corridas de cada muestra analizada para las concentraciones de N-NH<sub>3</sub>.

### ➤ Nitritos

El nitrito ( $\text{N-NO}_2^-$ ) es un anión que se encuentra de forma natural en el agua dulce y la contaminación del agua con este ion principalmente es a través de ARD o industriales (Cadeado et al., 2022). Los resultados de los análisis de nitritos de muestras de afluentes y efluentes de cada tanque del bioprototipo (a excepción del tanque 2), se presentan en la Figura 34. El ARD antes del ingreso al bioprototipo, presentó valores promedio de nitritos de  $12,17 \pm 2,04 \text{ mg. L}^{-1}$  (C1),  $11,5 \pm 1,64 \text{ mg. L}^{-1}$  (C2) y  $12,67 \pm 1,50 \text{ mg. L}^{-1}$  (C3); mientras los nitritos se encontraron muy por debajo en los efluentes finales al sistema con valores promedio de  $0,43 \pm 0,04 \text{ mg. L}^{-1}$  (C1),  $0,44 \pm 0,04 \text{ mg. L}^{-1}$  (C2) y  $0,46 \pm 0,02 \text{ mg. L}^{-1}$  (C3). Se encontraron diferencias significativas entre las concentraciones de nitritos del ARD al ingreso y a la salida del bioprototipo. El tratamiento del ARD a través del bioprototipo logró la remoción de nitritos en un 96,47 % (C1), 96,17 % (C2) y 96,37 % (C3). Esta investigación logró un mayor porcentaje de remoción de nitritos en comparación con estudios previos, que solo lograron una remoción del 48 % de nitritos después del tratamiento del ARD con *E. crassipes* (Gusti et al., 2023).



**Figura 34.** Variación en la concentración de Nitritos del ARD en los diferentes puntos de muestreo, 1. Afluente sin tratar, 2. ARD filtrada, 3. Salida Tto. Bio. I, 4. Salida Tto. Bio. II, 5. Salida Tto. Bio. III, 6. Efluente clorado. Los asteriscos sobre las barras indican la existencia de diferencias estadísticamente significativas entre el grupo M1 y los grupos sometidos a tratamientos biológicos.

Las concentraciones de nitritos del ARD obtenidas después del Tto. Bio. II y Tto. Bio. III, presentaron valores promedio significativamente menores a los obtenidos en los afluentes domésticos sin tratar al bioprototipo. En un estudio previo, Sipaúba et al., (2002) observaron que las concentraciones de nitrito se redujeron debido al proceso de nitrificación. En

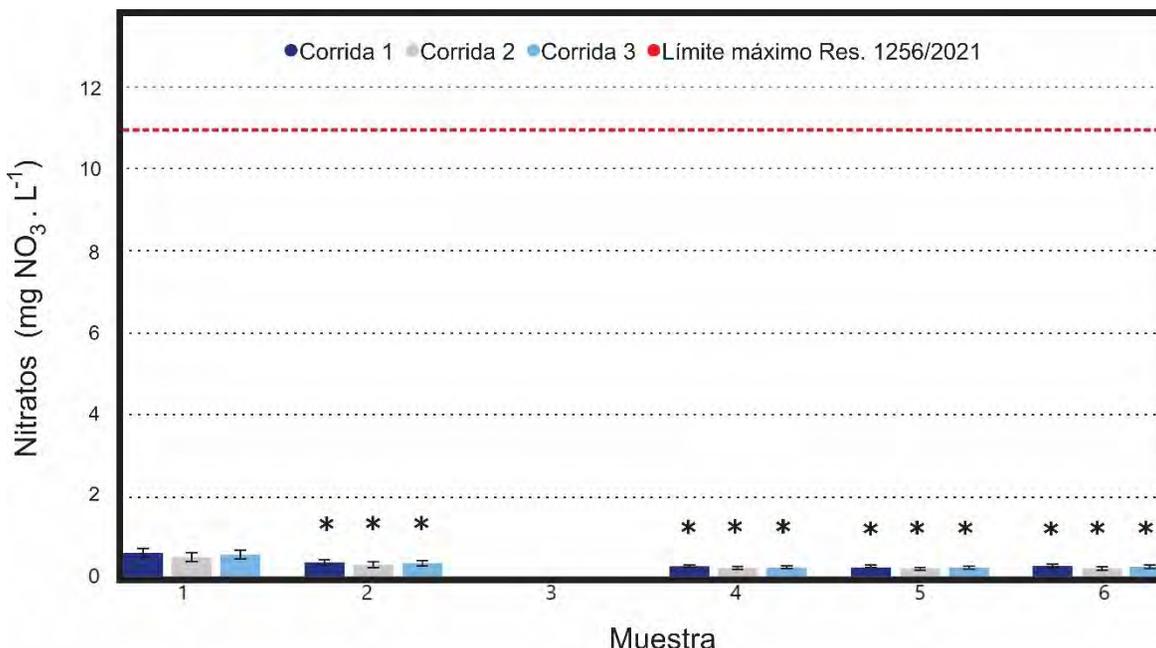
condiciones aeróbicas, el amonio se oxida rápidamente a nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) a través del nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) por organismos del género *Nitrosomonas* sp. y *Nitrobacter* sp., a través del mecanismo ya mencionado y conocido como nitrificación (Ji et al., 2023; A. Mayo & Hanai, 2017). Las bacterias *Nitrosomonas europaea* contenidas en la biofórmula bacteriana adicionada en el Tto. Bio. II, jugaron un papel favorable en la eliminación de nitritos en el ARD. Las macrófitas proporcionaron un medio sólido para el crecimiento de los microorganismos que desempeñan un papel importante en la nitrificación como *Nitrosomonas europaea*, gracias a los materiales esponjosos que poseen (Chen et al., 2010). Además, la eliminación de nutrientes por los sistemas que utilizan *E. crassipes* puede verse influenciada por el tiempo de retención hidráulica, siendo de 2 a 4 días, el TRH necesario para eliminar los nutrientes y otros contaminantes de las plantas acuáticas (Saviolo et al., 2020). Los 3 días de residencia en el ARD de las macrófitas podría haber contribuido a la eliminación de nitritos en los tanques plantados con jacinto de agua en esta investigación. Por otra parte, el análisis comparativo entre las concentraciones de nitritos presentes en el ARD en la C1, C2 y C3 del afluente doméstico sin tratar, mostró que no se presentaron diferencias significativas entre las tres corridas; al igual que entre las concentraciones de nitritos de las tres corridas del efluente final tratado. Tampoco se presentaron diferencias estadísticamente significativas entre las tres corridas de una misma muestra en las etapas intermedias del bioprototipo (efluente control proceso por tanque). La Figura 34. evidencia también la comparación entre corridas de cada muestra analizada para las concentraciones de nitritos.

#### ➤ *Nitratos*

El nitrato ( $\text{N-NO}_3^-$ ) es un compuesto inorgánico que se produce en una variedad de condiciones en el medio ambiente, tanto de forma natural como sintética. El nitrato es uno de los contaminantes más graves del agua en las zonas rurales (Dey et al., 2022). El nitrato es esencial en el crecimiento de las plantas (Lima et al., 2018) y es altamente soluble en agua (Perera & Yatawara, 2021). Los resultados de los análisis de nitratos de muestras de afluentes y efluentes de cada tanque del bioprototipo (a excepción del tanque 2), se presentan en la Figura 35. El ARD antes del ingreso al bioprototipo, presentó valores promedio de nitratos de  $0,55 \pm 0,05$  mg.  $\text{L}^{-1}$  (C1),  $0,45 \pm 0,16$  mg.  $\text{L}^{-1}$  (C2) y  $0,50 \pm 0,22$  mg.  $\text{L}^{-1}$  (C3); mientras los nitritos se encontraron por debajo en los efluentes finales al sistema con valores promedio de  $0,25 \pm 0,05$  mg.  $\text{L}^{-1}$  (C1),  $0,20 \pm 0,05$  mg.  $\text{L}^{-1}$  (C2) y  $0,23 \pm 0,08$  mg.  $\text{L}^{-1}$  (C3). Se encontraron diferencias significativas entre las concentraciones de nitratos del ARD al ingreso y a la salida del bioprototipo, en las tres corridas. Las concentraciones de nitratos en el ARD en el bioprototipo se encontraron por debajo de  $11$  mg.  $\text{L}^{-1}$ , según lo establecido en la Resolución 1256 del 2021 (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2021).

El bioprototipo utilizado en el tratamiento del ARD logró una remoción de nitratos del 54,54 % (C1), 55,55 % (C2) y 54 % (C3). Esta investigación obtuvo un mayor porcentaje de remoción de nitratos en comparación con estudios previos que solo alcanzaron un porcentaje 34,3 % de remoción con *E. crassipes* para el tratamiento de ARD (Ding et al., 2018). La reducción de los valores de nitratos por parte del bioprototipo podría relacionarse en gran medida al aporte de *E. crassipes*, cuyas raíces extensas brindan una gran superficie de absorción, favoreciendo la sedimentación y el desarrollo de biopelículas asociadas a las raíces

(Grajales et al., 2020). Por otra parte, la filtración del afluente doméstico sin tratar logró remover el 40 % (C1), 37,78 % (C2) y 38 % (C3) de nitratos, presentando diferencias significativas en la C1, C2 y C3, entre el afluente al bioprototipo y el efluente filtrado. Este resultado concuerda con la afirmación de Hernández & Chaparro, 2020, quienes reportaron que la filtración del agua puede contribuir en la remoción de algunos nutrientes como nitritos y nitratos.



**Figura 35.** Variación en la concentración de Nitratos del ARD en los diferentes puntos de muestreo, 1. Afluente sin tratar, 2. ARD filtrada, 3. Salida Tto. Bio. I, 4. Salida Tto. Bio. II, 5. Salida Tto. Bio. III, 6. Efluente clorado. La línea discontinua en color rojo corresponde al límite máximo permisible de 11 mg N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>·L<sup>-1</sup>. Los asteriscos sobre las barras indican la existencia de diferencias estadísticamente significativas ente el grupo M1 y los grupos sometidos a tratamientos biológicos.

Las concentraciones de nitratos del ARD obtenidas después del Tto. Bio. II y Tto. Bio. III, presentaron valores promedio significativamente menores a los obtenidos en los afluentes domésticos sin tratar al bioprototipo. La reducción de nitratos en los tanques plantados con *E. crassipes* puede ser atribuida en parte a la capacidad de absorción de la planta (Kumari & Tripathi, 2014), así como al mecanismo de eliminación de nitrógeno que involucra la nitrificación en ambientes aeróbicos, donde actúan dos grupos de bacterias autótrofas en una reacción de dos pasos (Hamid et al., 2022). Primero el NH<sub>4</sub><sup>+</sup> se oxida a nitrito (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) por la bacteria *Nitrosomonas* sp. que oxida el amoníaco, y luego se convierte en nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) por la bacteria *Nitrobacter* sp. que oxida el nitrito (Ji et al., 2023). Por lo tanto, las bacterias *Nitrobacter winogradskyi* contenidas en la biofórmula bacteriana adicionada en el Tto. Bio. II del bioprototipo, desempeñaron un papel favorable en esta investigación para obtener altos porcentajes de remoción de nitratos en el ARD. *E. crassipes* puede liberar oxígeno y proporcionar micrositios aeróbicos en las raíces, lo que podría beneficiar la nitrificación

(Wang et al., 2013). Otros estudios mostraron que una gran cantidad de bacterias nitrificantes adheridas a las raíces de esta macrófita aumentaron las actividades nitrificantes en el agua (Gao et al., 2012). La transformación de amoníaco a nitrito y finalmente a nitrato resulta conveniente para que las raíces de las plantas lo utilicen como fertilizante (Hamid et al., 2022).

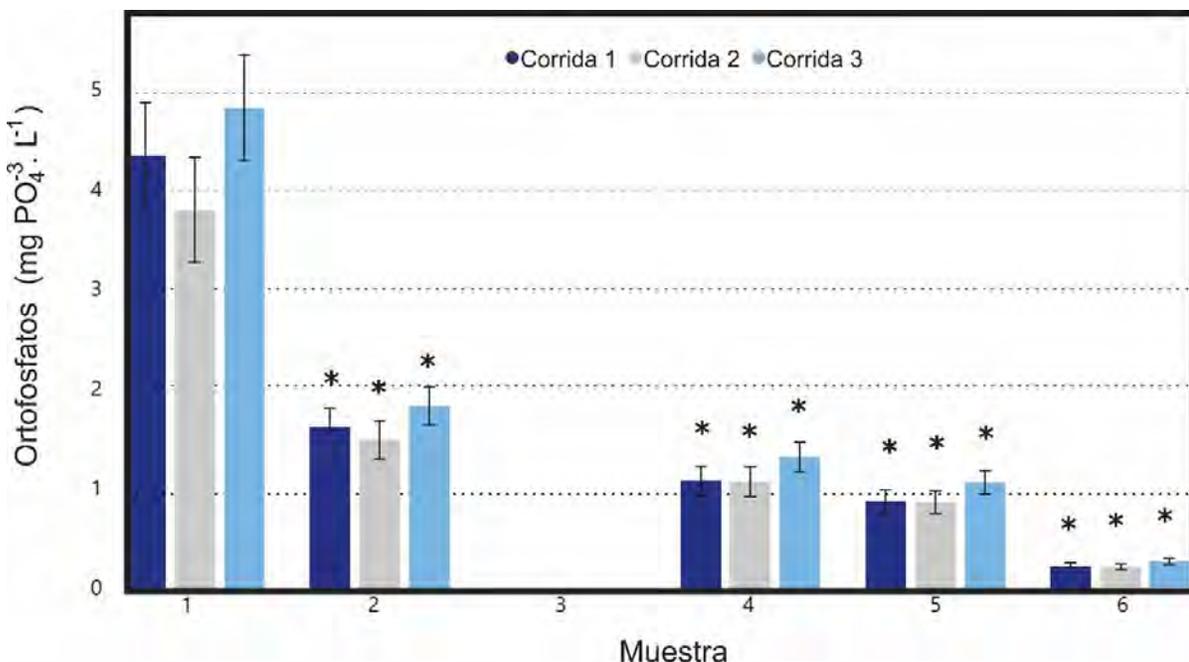
En el presente estudio se observó que la remoción de nitrógeno amoniacal fue mayor que la de nitratos, lo que puede deberse a dos razones. En primer lugar, la presencia de *E. crassipes* en el bioprototipo puede favorecer la nitrificación del amoníaco en el agua mediante el aumento de la actividad de los microorganismos, lo que permitiría la conversión de amoníaco en nitratos (Kumari & Baudh, 2023). En segundo lugar, es posible que *E. crassipes* haya desarrollado una capacidad selectiva para absorber nutrientes específicos, como el amoníaco (Wang et al., 2013). De hecho, estudios anteriores han sugerido que *E. crassipes* tiene una preferencia por asimilar amoníaco en lugar de los nitratos (Rommens et al., 2003). El análisis comparativo entre las concentraciones de nitratos presentes en el ARD en la C1, C2 y C3 del afluente doméstico sin tratar, mostró que no se presentaron diferencias significativas entre las tres corridas; al igual que entre las concentraciones de nitratos de las tres corridas del efluente final tratado. Tampoco se presentaron diferencias estadísticamente significativas entre las tres corridas de una misma muestra en las etapas intermedias del bioprototipo (efluente control proceso por tanque). La Figura 35. evidencia también la comparación entre corridas de cada muestra analizada para las concentraciones de nitratos.

#### ➤ **Ortofosfato ( $PO_4-P$ )**

En ambientes acuáticos, el Fósforo (P) puede existir en una variedad de formas, incluyendo ortofosfato (Ruttenberg, 2019). El ortofosfato disuelto ( $P-PO_4^{-3}$ ) es la forma que las plantas asimilan más fácilmente (Zhi et al., 2022). Los resultados de los análisis de  $PO_4^{-3}$  de muestras de afluentes y efluentes de cada tanque del bioprototipo (a excepción del tanque 2), se presentan en la Figura 36. El ARD antes del ingreso al bioprototipo, presentó valores promedio de  $PO_4^{-3}$  de  $4,38 \pm 0,90$  mg. L<sup>-1</sup> (C1),  $3,82 \pm 1,18$  mg. L<sup>-1</sup> (C2) y  $4,85 \pm 0,20$  mg. L<sup>-1</sup> (C3); mientras los  $PO_4^{-3}$  se encontraron por debajo en los efluentes finales al sistema con valores promedio de  $0,23 \pm 0,03$  mg. L<sup>-1</sup> (C1),  $0,22 \pm 0,07$  mg. L<sup>-1</sup> (C2) y  $0,28 \pm 0,02$  mg. L<sup>-1</sup> (C3). Se encontraron diferencias significativas entre las concentraciones de  $PO_4^{-3}$  del ARD al ingreso y a la salida del bioprototipo, en las tres corridas.

El bioprototipo utilizado en el tratamiento del ARD logró una remoción de ortofosfatos del 94,75 % (C1), 94,24 % (C2) y 94,23 % (C3). Este estudio obtuvo porcentajes mayores de eliminación de ortofosfatos que el 20 % logrado por Vizcaíno & Fuentes, (2016), al tratar ARD empleando *E. crassipes*. Además, la filtración del afluente doméstico sin tratar logró remover el 62,78 % (C1), 60,47 % (C2) y 61,85 % (C3) de ortofosfatos, presentando diferencias significativas en la C1, C2 y C3 entre el afluente al bioprototipo y el efluente filtrado. Los resultados obtenidos al analizar el efluente del filtro, se relaciona con que el ion fosfato se puede eliminar mediante intercambio iónico o adsorción física (Ahsan et al., 2001). Esta investigación tiene mayor porcentaje de remoción de ortofosfatos si se compara con estudios previos que solo tienen un porcentaje de remoción de 46% mediante filtración rápida del ARD a través de medios porosos (arena y grava) (Tanik & Çomakoğlu, 1996; Hussain et al., 2011)

encontraron que una cantidad pequeña de carbón activado (1,5 kg) para filtrar ARD mostró una disminución significativa en la eliminación de ortofosfato, debido a que el carbón activado generalmente representa la sorción física.



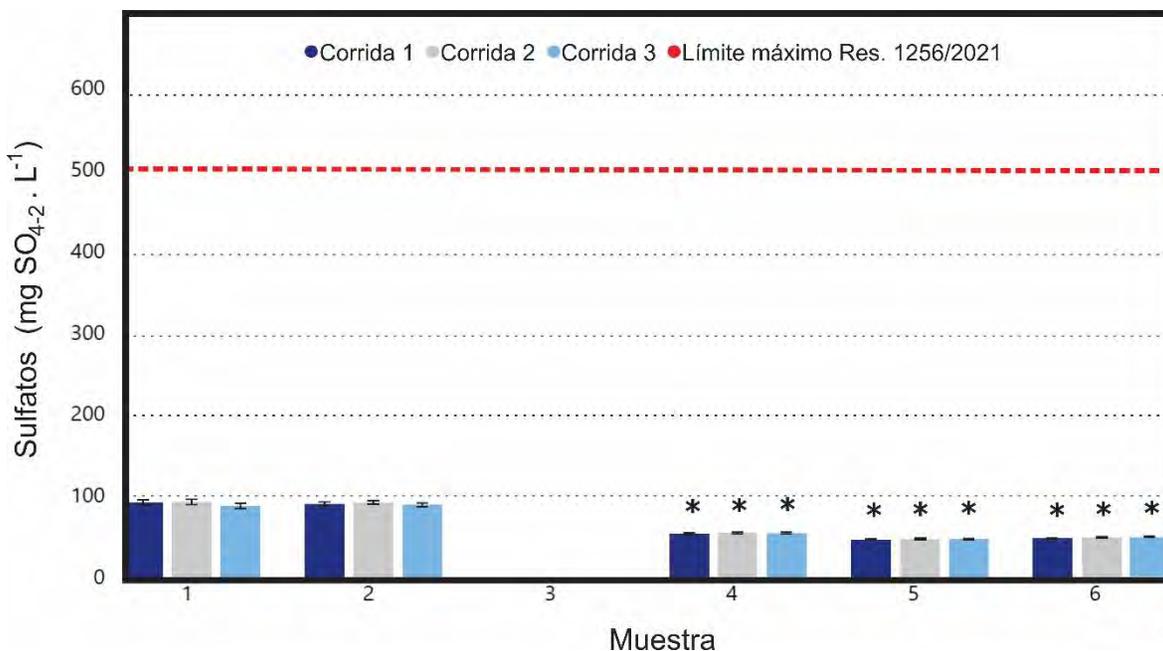
**Figura 36.** Variación en la concentración de Ortofosfatos del ARD en los diferentes puntos de muestreo, 1. Afluyente sin tratar, 2. ARD filtrada, 3. Salida Tto. Bio. I, 4. Salida Tto. Bio. II, 5. Salida Tto. Bio. III, 6. Efluente clorado. Los asteriscos sobre las barras indican la existencia de diferencias estadísticamente significativas ente el grupo M1 y los grupos sometidos a tratamientos biológicos.

Las concentraciones de ortofosfatos del ARD obtenidas después del Tto. Bio. II y Tto. Bio. III, presentaron valores promedio significativamente menores a los obtenidos en los afluentes domésticos sin tratar al bioprototipo, en la C1, C2 y C3. Estos resultados pueden atribuirse a que las plantas tienen la capacidad de absorber fosfato inorgánico ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) de su medio de cultivo que en este caso son las ARD (Perera & Yatawara, 2021), y acumular y almacenarlo en su biomasa (Mazumder, 2013). El jacinto de agua, ha demostrado ser eficaz en la eliminación biológica del fósforo, debido a que uno de los principales mecanismos de eliminación biológica es la absorción por el sistema radicular, después de ser retirado del ARD (Anipeddi et al., 2022). Los microorganismos también pueden haber contribuido a la reducción de  $\text{PO}_4^{3-}$  (Perera & Yatawara, 2021). Los extensos sistemas de raíces de *E. crassipes*, proporcionan un sustrato óptimo para el crecimiento de microorganismos lo que a su vez, mejora la absorción de nutrientes del ARD (Barco & Borin, 2017; Saviolo et al., 2020). Además, las partículas de fósforo pueden adherirse a los sólido suspensión y eliminarse mediante sedimentación (Gikas & Tsihrintzis, 2012). Por otra parte, el análisis comparativo entre las concentraciones de  $\text{PO}_4^{3-}$  presentes en el ARD en la C1, C2 y C3 del afluente doméstico sin tratar, mostró que no se presentaron diferencias significativas entre las tres corridas; al igual que entre las concentraciones de  $\text{PO}_4^{3-}$  de las tres corridas del efluente final

tratado. Tampoco se presentaron diferencias estadísticamente significativas entre las tres corridas de una misma muestra en las etapas intermedias del bioprototipo (efluente control proceso por tanque). La Figura 36 evidencia también la comparación entre corridas de cada muestra analizada para las concentraciones de  $\text{PO}_4^{3-}$ .

### ➤ *Sulfatos*

El sulfato ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) es un componente que se encuentra comúnmente en diversas masas de agua y es considerado no tóxico (Diao et al., 2023). Las plantas utilizan sulfato como uno de los macronutrientes para su crecimiento (Kulshreshtha et al., 2022). Los resultados de los análisis de  $\text{SO}_4^{2-}$  de muestras de afluentes y efluentes de cada tanque del bioprototipo (a excepción del tanque 2), se presentan en la Figura 37. El ARD antes del ingreso al bioprototipo, presentó valores promedio de  $\text{SO}_4^{2-}$  de  $93,33 \pm 5,85 \text{ mg. L}^{-1}$  (C1),  $93,33 \pm 3,67 \text{ mg. L}^{-1}$  (C2) y  $89,0 \pm 4,38 \text{ mg. L}^{-1}$  (C3), mientras los  $\text{SO}_4^{2-}$  se encontraron por debajo en los efluentes finales al sistema con valores promedio de  $49,0 \pm 1,09 \text{ mg. L}^{-1}$  (C1),  $49,73 \pm 1,03 \text{ mg. L}^{-1}$  (C2) y  $49,86 \pm 1,05 \text{ mg. L}^{-1}$  (C3). Se encontraron diferencias significativas entre las concentraciones de  $\text{PO}_4^{3-}$  del ARD al ingreso y a la salida del bioprototipo, en las tres corridas. Los  $\text{SO}_4^{2-}$  del afluente y efluente al bioprototipo en las tres corridas, se encontraron por debajo de  $500 \text{ mg. L}^{-1}$ , límite máximo permisible para el uso de AR tratadas establecido en la Resolución 1256 del 2021 (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2021).



**Figura 37.** Variación de la concentración de sulfatos del ARD en los diferentes puntos de muestreo, 1. Afluente sin tratar, 2. ARD filtrada, 3. Salida Tto. Bio. I, 4. Salida Tto. Bio. II, 5. Salida Tto. Bio. III, 6. Efluente clorado. La línea discontinua en color rojo corresponde al límite máximo permisible de  $500 \text{ mg SO}_4^{2-} \cdot \text{L}^{-1}$ . Los asteriscos sobre las barras indican la existencia de diferencias estadísticamente significativas ente el grupo M1 y los grupos sometidos a tratamientos biológicos.

El tratamiento del ARD a través del bioprototipo logró la remoción de  $\text{SO}_4^{2-}$  en un 47,50 % (C1), 46,71 % (C2) y 43,04 % (C3). Las concentraciones de  $\text{SO}_4^{2-}$  del ARD obtenidas a la salida del Tto. Bio. II y Tto. Bio. III, presentaron valores promedio significativamente menores a los obtenidos en los afluentes domésticos sin tratar al bioprototipo, en la C1, C2 y C3. La disminución de  $\text{SO}_4^{2-}$  en presencia de las macrófitas y la biofórmula bacteriana en el Tto. Bio. II y Tto. Bio. III, puede explicarse por los mecanismos de eliminación de azufre en los HA, como la precipitación y la absorción microbiana (Giordano & Raven, 2014). Es importante destacar que la macrófita *E. crassipes* juega un papel importante en la reducción de los niveles de sulfatos en el ARD, debido a que utiliza el sulfato como uno de los nutrientes esenciales para su crecimiento y reproducción, y lo asimila a través de sus raíces (Kulshreshtha et al., 2022).

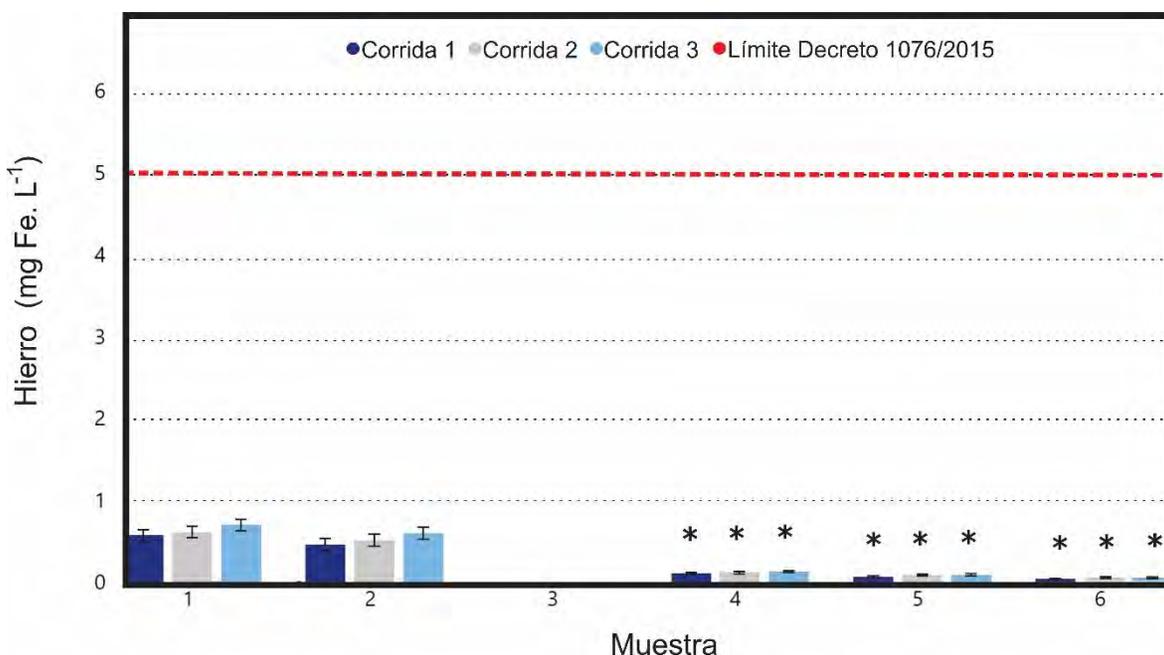
El análisis comparativo entre las concentraciones de  $\text{SO}_4^{2-}$  presentes en el ARD en la C1, C2 y C3 del afluente doméstico sin tratar, mostró que no se presentaron diferencias significativas entre las tres corridas; al igual que entre las concentraciones de  $\text{SO}_4^{2-}$  de las tres corridas del efluente final tratado. Tampoco se presentaron diferencias estadísticamente significativas entre las tres corridas de una misma muestra en las etapas intermedias del bioprototipo (efluente control proceso por tanque). La Figura 37 evidencia también la comparación entre corridas de cada muestra analizada para las concentraciones de  $\text{SO}_4^{2-}$ .

### ➤ Hierro

El hierro (Fe) es el cuarto elemento más abundante de la corteza terrestre (CRA, 2018). A pesar de ser esencial para la fotosíntesis (Roldan & Ramírez, 2008), el exceso de Fe o la formación de complejos orgánicos pueden causar toxicidad (CRA, 2018). Los resultados de los análisis de Fe de muestras de afluentes y efluentes de cada tanque del bioprototipo (a excepción del tanque 2), se presentan en la Figura 38. El ARD antes del ingreso al bioprototipo, presentó valores promedio de Fe de  $0,59 \pm 0,06 \text{ mg. L}^{-1}$  (C1),  $0,63 \pm 0,09 \text{ mg. L}^{-1}$  (C2) y  $0,72 \pm 0,16 \text{ mg. L}^{-1}$  (C3); mientras el Fe se encontró por debajo en los efluentes finales al sistema con valores promedio de  $0,05 \pm 0,02 \text{ mg. L}^{-1}$  (C1),  $0,07 \pm 0,02 \text{ mg. L}^{-1}$  (C2) y  $0,07 \pm 0,01 \text{ mg. L}^{-1}$  (C3). Se encontraron diferencias significativas entre las concentraciones de Fe del ARD al ingreso y a la salida del bioprototipo, en las tres corridas.

El bioprototipo logró remover el Fe en un porcentaje del 91,52 % (C1), 88,89 % (C2) y 90,28 % (C3). Este porcentaje de remoción es mayor en comparación con estudios previos que utilizaron *E. crassipes* y *Pistia stratiotes*, y que solo lograron remover el 80 % y menos del 2%, respectivamente (Gusti et al., 2023). Los valores promedio de concentración de Fe en los efluentes de ARD obtenidas a la salida del Tto. Bio. II y Tto. Bio. III, fueron significativamente menores a los obtenidos en los afluentes domésticos sin tratar al bioprototipo, en la C1, C2 y C3. El jacinto de agua ha sido ampliamente documentado como una opción efectiva para la eliminación de metales pesados (Agasti, 2021; Hu et al., 2020; Mantovi et al., 2003; Minhas et al., 2022; Rai, 2019; Sanità et al., 2007; Ulaganathan et al., 2022), aunque algunos estudios han demostrado que su eficacia es mayor en la fitorremediación de bajas concentraciones de metales pesados (Hasan et al., 2019; Jayaweera et al., 2008). Sin embargo, Ding et al., (2018)

afirmaron que el uso de *E. crassipes* en humedales construidos para la eliminación de Fe de las AR es un opción viable, debido a que el jacinto de agua utiliza el mecanismo de fitoextracción para acumular iones metálicos en las raíces y posteriormente los traslocarlos (Ali et al., 2020). Por otra parte, el análisis comparativo entre las concentraciones de Fe presentes en el ARD en la C1, C2 y C3 del afluente doméstico sin tratar, mostró que no se presentaron diferencias significativas entre las tres corridas; al igual que entre las concentraciones de Fe de las tres corridas del efluente final tratado. Tampoco se presentaron diferencias estadísticamente significativas entre las tres corridas de una misma muestra en las etapas intermedias del bioprototipo (efluente control proceso por tanque). La Figura 38 evidencia también la comparación entre corridas de cada muestra analizada para las concentraciones de Fe.



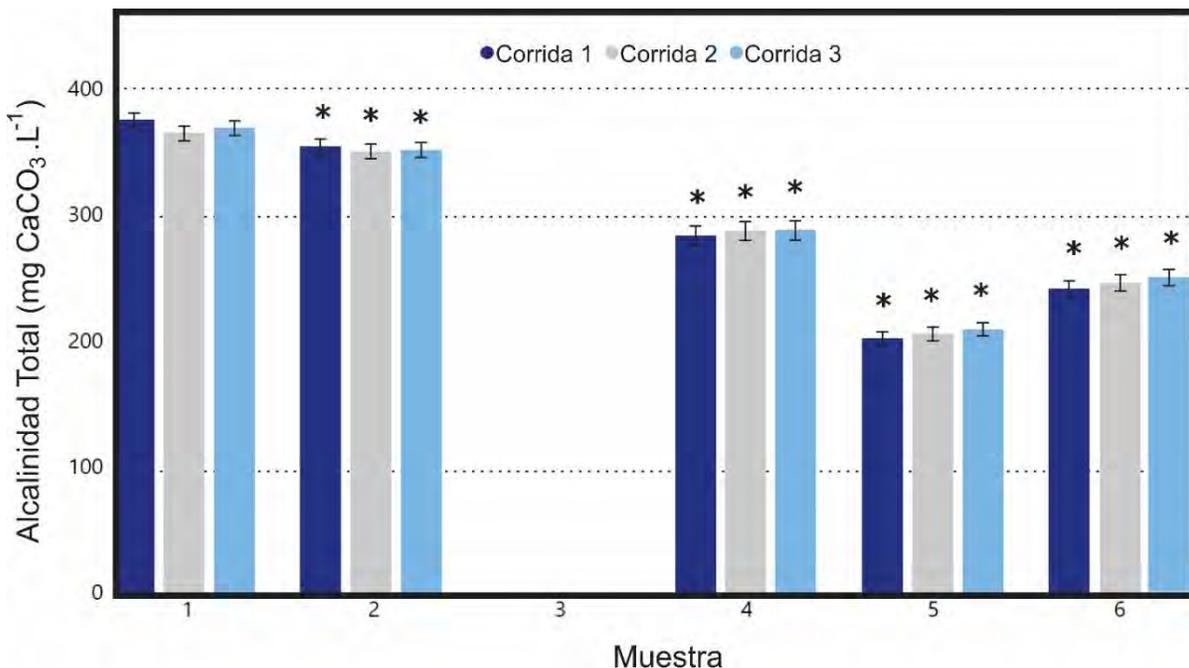
**Figura 38.** Variación de la concentración de Hierro del ARD en los diferentes puntos de muestreo, 1. Afluente sin tratar, 2. ARD filtrada, 3. Salida Tto. Bio. I, 4. Salida Tto. Bio. II, 5. Salida Tto. Bio. III, 6. Efluente clorado. La línea discontinua roja indica el límite máximo permisible de 5,0 mg Fe. L<sup>-1</sup>, del Decreto 1076/2015 citado en la Resolución 1256/2021. Los asteriscos sobre las barras indican la existencia de diferencias estadísticamente significativas ente el grupo M1 y los grupos sometidos a tratamientos biológicos.

#### 4.1.2.6. Otros análisis

##### ➤ *Alcalinidad Total*

La capacidad del agua para neutralizar un ácido fuerte se puede evaluar mediante la medición de su alcalinidad total, que es típicamente proporcionada por las sales de carbonatos, fosfatos y nitratos, así como iones hidroxilo en forma libre (Bo & Wen, 2022). Los resultados de los análisis de la alcalinidad total de las muestras de afluentes y efluentes de cada tanque del

bioprototipo (a excepción del tanque 2), se presentan en la Figura 39. El ARD antes del ingreso al bioprototipo, presentó valores promedio de alcalinidad total de  $363,87 \pm 0,91 \text{ mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$  (C1),  $360,93 \pm 4,06 \text{ mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$  (C2) y  $362,88 \pm 2,88 \text{ mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$  (C3), mientras la alcalinidad total se encontró por debajo en los efluentes finales al sistema con valores promedio de  $241,98 \pm 2,64 \text{ mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$  (C1),  $242,09 \pm 17,19 \text{ mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$  (C2) y  $246,48 \pm 6,44 \text{ mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$  (C3). Se encontraron diferencias significativas entre la alcalinidad total del ARD al ingreso y a la salida del bioprototipo, en las tres corridas. El tratamiento del ARD a través del bioprototipo logró disminuir la alcalinidad total en un 33,50 % (C1), 32,93 % (C2) y 32,08 % (C3).



**Figura 39.** Variación de la alcalinidad total del ARD en los diferentes puntos de muestreo, 1. Afluente sin tratar, 2. ARD filtrada, 3. Salida Tto. Bio. I, 4. Salida Tto. Bio. II, 5. Salida Tto. Bio. III, 6. Efluente clorado. Los asteriscos sobre las barras indican la existencia de diferencias estadísticamente significativas ente el grupo M1 y los grupos sometidos a tratamientos biológicos.

En este estudio, se encontró que los valores de alcalinidad total medidos en los tanques donde se plantó *E. crassipes* (Tto. Bio. II y Tto. Bio. III) se encontraban en el rango adecuado para mantener un sistema amortiguador (basado en el sistema carbonato) que regulara el pH en los niveles deseados (Romero, 2013). Los valores promedio de alcalinidad total a la salida del filtro y de Tto. Bio. II y Tto. Bio. III, fueron significativamente menores a los obtenidos en los afluentes domésticos sin tratar al bioprototipo, en la C1, C2 y C3; lo que sugiere que los tanques con plantas funcionaron como un sistema de amortiguación que ayudó a reducir la alcalinidad total del ARD. Los valores de alcalinidad total y SDT en los tanques plantados con jacinto de agua (Tto. Bio. II y III), presentaron una tendencia similar, lo que indica que a medida que disminuía la alcalinidad total, también disminuían los SDT. Aunque la alcalinidad

en sí no se considera nociva para la salud humana, está asociada generalmente con valores altos de pH, dureza y SDT, que pueden resultar nocivos (Baldovi et al., 2021). Por otra parte, en esta investigación se observó un aumento de la alcalinidad total del ARD tratada con cloro en presentación comercial en el tanque 5 (Muestra 6). Los valores promedio después de la desinfección fueron significativamente mayores que los valores promedio del afluente sin tratar al bioprototipo. La adición de cloro en forma de hipoclorito de sodio pudo haber aumentado la alcalinidad, debido al exceso de hidróxido en los compuestos de cloro (Muñoz et al., 2022).

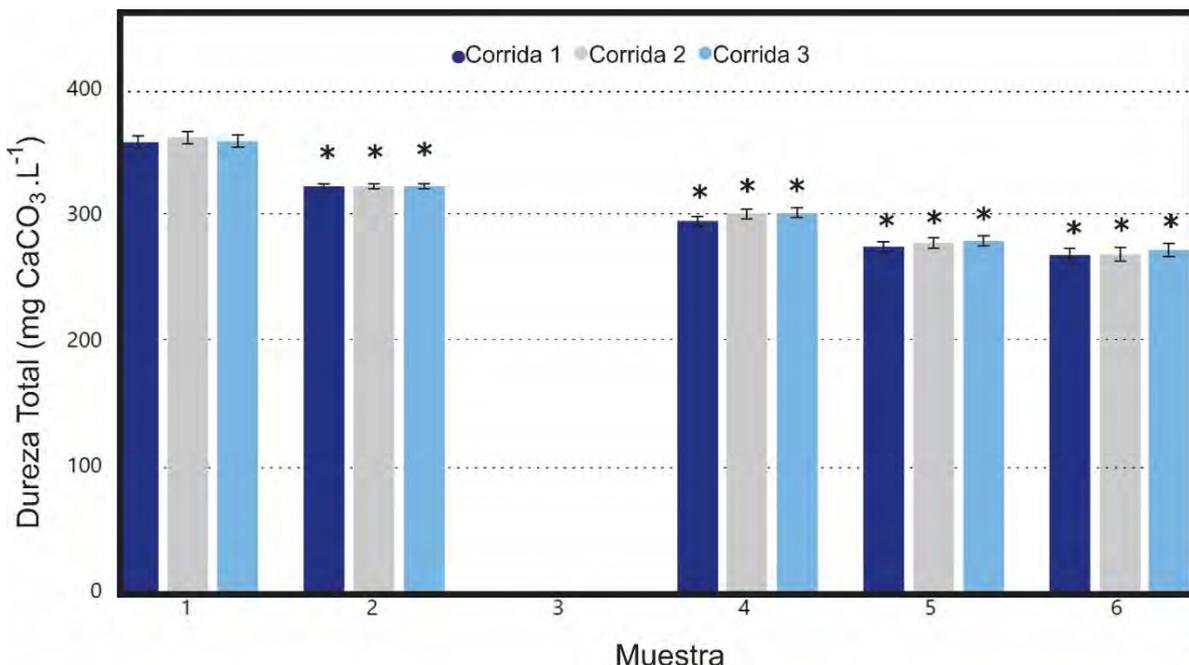
El análisis comparativo de la alcalinidad total presente en el ARD en la C1, C2 y C3 del afluente doméstico sin tratar, mostró que no se presentaron diferencias significativas entre las tres corridas; al igual que entre la alcalinidad total de las tres corridas del efluente final tratado. Tampoco se presentaron diferencias estadísticamente significativas entre las tres corridas de una misma muestra en las etapas intermedias del bioprototipo (efluente control proceso por tanque). La Figura 39 evidencia también la comparación entre corridas de cada muestra analizada para la alcalinidad total.

#### ➤ **Dureza Total**

La Dureza Total (DT) del agua se refiere a la concentración de dos cationes, el calcio y el magnesio (Bo & Wen, 2022; Chakraborty et al., 2021). Los resultados de los análisis de DT de muestras de afluentes y efluentes de cada tanque del bioprototipo (a excepción del tanque 2), se presentan en la Figura 40. El ARD antes del ingreso al bioprototipo, presentó valores promedio de DT de  $360,87 \pm 2,74$  mg  $\text{CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$  (C1),  $361,55 \pm 1,55$  mg  $\text{CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$  (C2) y  $360,32 \pm 0,42$  mg  $\text{CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$  (C3), mientras la DT se encontró por debajo en los efluentes finales al sistema con valores promedio de  $272,55 \pm 5,51$  mg  $\text{CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$  (C1),  $275,72 \pm 4,95$  mg  $\text{CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$  (C2) y  $277,18 \pm 1,64$  mg  $\text{CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$  (C3). Se encontraron diferencias significativas entre la dureza total del ARD al ingreso y a la salida del bioprototipo, en las tres corridas. El tratamiento del ARD a través del bioprototipo logró disminuir la DT en un 24,47 % (C1), 23,74 % (C2) y 23,07 % (C3). Este estudio obtuvo un mayor porcentaje de remoción de DT en comparación con investigaciones previas que emplearon *E. crassipes* para tratar ARD, las cuales solo lograron un porcentaje de remoción del 18,7 % (Farid et al., 2014).

Los valores promedio de DT en la salida del filtro y en la salida del Tto. Bio. II y Tto. Bio. III, fueron significativamente menores que los obtenidos en los afluentes domésticos sin tratar al bioprototipo, en la C1, C2 y C3. Estos resultados concuerdan con los hallazgos de Wang et al., (2020), quienes afirman que la fitorremediación con plantas acuáticas puede ser eficaz para disminuir la DT, en comparación con métodos físicos como la filtración del ARD. Además, Barreno et al., (2020) concluyeron que *E. crassipes* es una planta acuática adecuada para la absorción de minerales, dado que sus raíces son fuertes y albergan un alto número de microorganismos en ellas, en comparación con otras plantas como la lenteja de agua *Lemma* spp. La reducción de la DT encontrado en esta investigación resulta favorable, debido a que el alto nivel de dureza del agua puede afectar negativamente los cultivos (Barreno et al., 2020).

El análisis comparativo de la DT presente en el ARD en la C1, C2 y C3 del afluente doméstico sin tratar, mostró que no se presentaron diferencias significativas entre las tres corridas; al igual que entre la DT de las tres corridas del efluente final tratado. Tampoco se presentaron diferencias estadísticamente significativas entre las tres corridas de una misma muestra en las etapas intermedias del bioprototipo (efluente control proceso por tanque). La Figura 40 evidencia también la comparación entre corridas de cada muestra analizada para la DT.

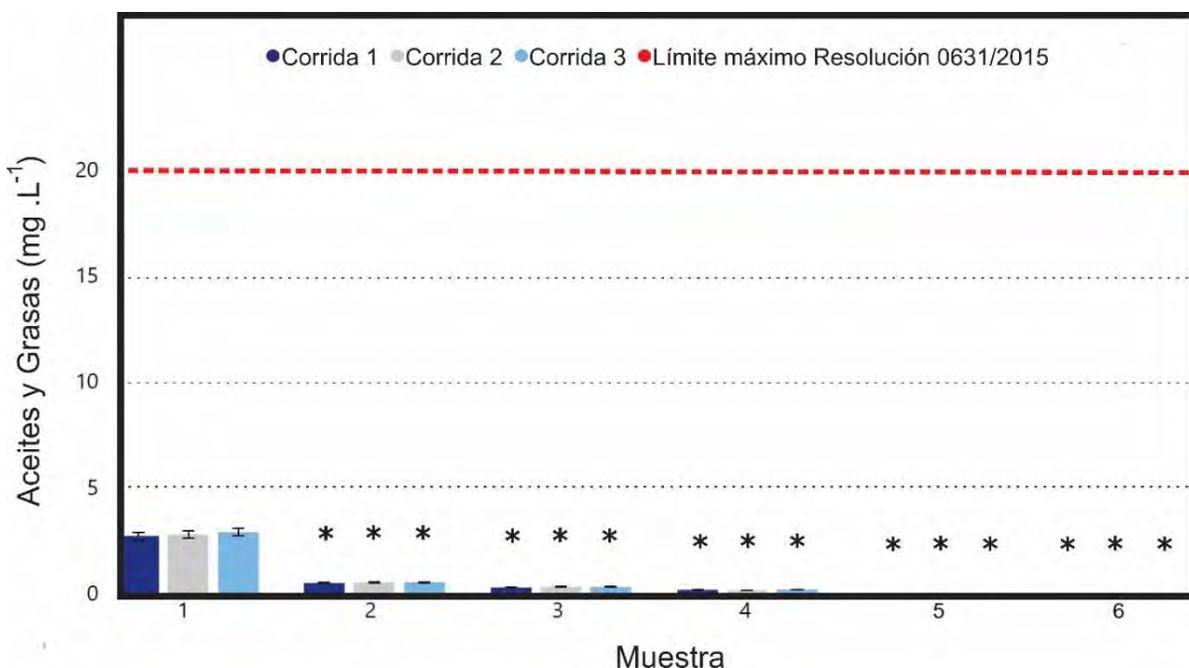


**Figura 40.** Variación de la dureza total del ARD en los diferentes puntos de muestreo, 1. Afluente sin tratar, 2. ARD filtrada, 3. Salida Tto. Bio. I, 4. Salida Tto. Bio. II, 5. Salida Tto. Bio. III, 6. Efluente clorado. Los asteriscos sobre las barras indican la existencia de diferencias estadísticamente significativas ente el grupo M1 y los grupos sometidos a tratamientos biológicos.

### ➤ *Aceites y Grasas*

Las grasas y aceites comprenden cualquier sustancia que se pueda disolver en el solvente (n-hexano) recuperada de la muestra (Ahmad et al., 2023), junto con otros compuestos como compuestos azufrados, algunos colorantes orgánicos y clorofila que no se volatilizan durante el ensayo (IDEAM, 2007a). Los cambios en las concentraciones de grasas y aceites del ARD antes, durante y después del tratamiento en el bioprototipo se muestra en la Figura 41. El ARD antes del ingreso al bioprototipo, presentó valores promedio de grasas y aceites de  $2,67 \pm 0,37$  mg. L<sup>-1</sup> (C1),  $2,74 \pm 0,24$  mg. L<sup>-1</sup> (C2) y  $2,84 \pm 0,13$  mg. L<sup>-1</sup> (C3), alcanzando el efluente final de cada corrida un 100% de eliminación de grasas y aceites. Se encontraron diferencias significativas entre las concentraciones de grasas y aceites del ARD al ingreso y a la salida del bioprototipo, en las tres corridas. El tratamiento del ARD en el bioprototipo logró cumplir con el límite máximo permisible de grasas y aceites establecido en la Resolución 0631 de 2015, que es de 20 mg. L<sup>-1</sup> (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2015).

Según los resultados obtenidos en este estudio, se pudo observar que el filtro utilizado previo al tratamiento con plantas fue eficaz en la reducción de grasas y aceites en un 82,77 % (C1), 82,48 % (C2) y 82,75 % (C3), lo que concuerda con la recomendación de Patel et al., (2022), quienes sugieren el uso de un filtro como pretratamiento para atrapar grasas y aceites antes del antes del tratamiento de las ARD con plantas, con el fin de que el agua sea depurada satisfactoriamente en las siguientes etapas. Las concentraciones de grasas y aceites a la salida del Tto. Bio. II y Tto. Bio. III, fueron significativamente menores que las concentraciones de los afluentes domésticos sin tratar, en la C1, C2 y C3; lo que indica la efectividad del bioprototipo en la eliminación de grasas y aceites. Esto es consistente con la investigación de Huamani et al., (2021), quienes lograron reducir las grasas y aceites del ARD en un 68,35%, al emplear *E. crassipes* en el tratamiento de ARD. El jacinto de agua es una planta adecuada para el tratamiento de ARD, debido a que puede absorber aceites y grasas presentes en diferentes tipos de AR, lo que explicaría la disminución de estos contaminantes en el ARD tratada en los tanques plantados en este estudio (Tan & Foo, 2022).



**Figura 41.** Variación en el contenido de aceites y grasas del ARD en los diferentes puntos de muestreo, 1. Afluente sin tratar, 2. ARD filtrada, 3. Salida Tto. Bio. I, 4. Salida Tto. Bio. II, 5. Salida Tto. Bio. III, 6. Efluente clorado. La línea discontinua en color rojo corresponde al límite máximo permisible de 20 mg. L<sup>-1</sup>. Los asteriscos sobre las barras indican la existencia de diferencias estadísticamente significativas ente el grupo M1 y los grupos sometidos a tratamientos biológicos.

El análisis comparativo entre las concentraciones de grasas y aceites presente en el ARD en la C1, C2 y C3 del afluente doméstico sin tratar, mostró que no se presentaron diferencias significativas entre las tres corridas; al igual que entre las concentraciones de grasas y aceites

de las tres corridas del efluente final tratado. Tampoco se presentaron diferencias estadísticamente significativas entre las tres corridas de una misma muestra en las etapas intermedias del bioprototipo (efluente control proceso por tanque). La Figura 41 evidencia también la comparación entre corridas de cada muestra analizada para el contenido de grasas y aceites.

#### ➤ **Cloro Total Residual (CTR)**

El Cloro Total Residual (CTR) se define como la suma de  $\text{Cl}_2$ , hipoclorito de sodio ( $\text{NaClO}$ ) y ácido hipocloroso ( $\text{HClO}$ ). El ARD tratada en el bioprototipo, después de la desinfección con hipoclorito de sodio ( $\text{NaClO}$ ) comercial (Clorox), presentó valores promedio de CTR de  $0,08 \pm 0,02 \text{ mg Cl}_2 \cdot \text{L}^{-1}$  (C1),  $0,09 \pm 0,01 \text{ mg Cl}_2 \cdot \text{L}^{-1}$  (C2) y  $0,09 \pm 0,01 \text{ mg Cl}_2 \cdot \text{L}^{-1}$  (C3). Estos valores cumplieron con el límite máximo permisible ( $<1,0 \text{ mg Cl}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ ) establecido en la Resolución 1256 del 2021 para el uso del AR. Tras la desinfección del ARD tratada, no se detectaron recuentos de aerobios mesófilos, coliformes totales y coliformes fecales en la Muestra 6. Este resultado se debe a la utilización de hipoclorito de sodio, que tiene una rápida y amplia acción antimicrobiana y actúa contra bacterias, virus y hongos (Perossi et al., 2022). Además, es uno de los principales métodos para inactivar patógenos microbianos (Fahimirad et al., 2021) y uno de los principales desinfectantes utilizados en las Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (EDAR) debido a su alta eficacia (Hrudey, 2009). El análisis comparativo entre las concentraciones de CTR de la C1, C2 y C3 de la Muestra 6, no mostró diferencias significativas entre las tres corridas.

## 4.2. Resultados Objetivo 2

*Evaluar los potenciales efectos fitotóxicos en *Eichhornia crassipes* asociados a su uso en el bioprototipo.*

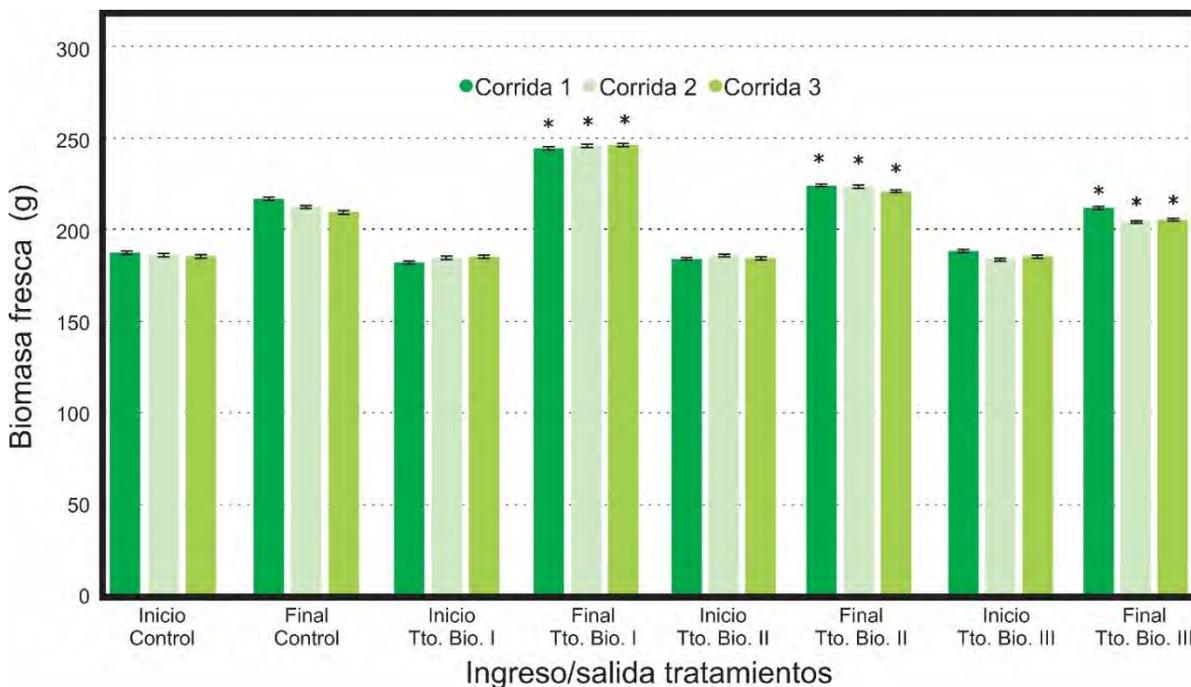
### 4.2.1. Crecimiento de las plantas

#### ➤ **Biomasa fresca de la planta completa**

El análisis del peso fresco en las plantas es la determinación del peso de la muestra vegetal, incluido el peso del agua que contiene (González et al., 2018). Los cambios en el peso fresco en las plantas control y en las plantas en los Tratamientos Biológicos I, II y III, durante el tratamiento del ARD en el bioprototipo, se muestran en la Figura 42. El peso fresco aumentó significativamente en *Eichhornia crassipes* después del Tto. Bio. I, con valores promedio  $244,42 \pm 4,37 \text{ g}$  (C1),  $245,77 \pm 4,15 \text{ g}$  (C2) y  $246,42 \pm 4,25 \text{ g}$  (C3), después del Tto. Bio. II con valores promedio de  $224,04 \pm 5,72 \text{ g}$  (C1),  $223,69 \pm 3,68 \text{ g}$  (C2) y  $221,12 \pm 4,46 \text{ g}$  (C3), y del Tto. Bio. III con valores promedio de  $217,02 \pm 5,19 \text{ g}$  (C1),  $212,6 \pm 4,64 \text{ g}$  (C2) y  $209,53 \pm 4,41 \text{ g}$  (C3), en comparación con las plantas control, que presentaron valores promedio de  $212,09 \pm 5,87 \text{ g}$  (C1),  $204,45 \pm 5,80 \text{ g}$  (C2) y  $205,6 \pm 5,37 \text{ g}$  (C3).

Los pesos frescos más altos en las plantas fueron detectados cuando las macrófitas fueron empleadas para el Tto. Bio. I, seguido por el Tto. Bio. II y Tto. Bio. III. Esta investigación

demostró que a bajos niveles de nutrientes, la ganancia de biomasa fresca se reduce. Coetzee et al., (2003) indicaron que el aumento de la concentración de nutrientes en el agua conduce a una mayor producción de jacintos de agua en términos de biomasa fresca. De igual manera, He et al., (2023), reportaron que el peso fresco de *E. crassipes* aumentó con el aumento de la concentración de nutrientes. Además, Xie et al., (2004) demostraron que la biomasa fresca del jacinto de agua respondió positivamente al aumento de nutrientes en el ARD tratada. Por su parte, Xiao et al., (2021) afirmaron que *E. crassipes* es capaz de absorber los nutrientes y los compuestos orgánicos, utilizarlos y convertirlos en valiosa biomasa vegetal.

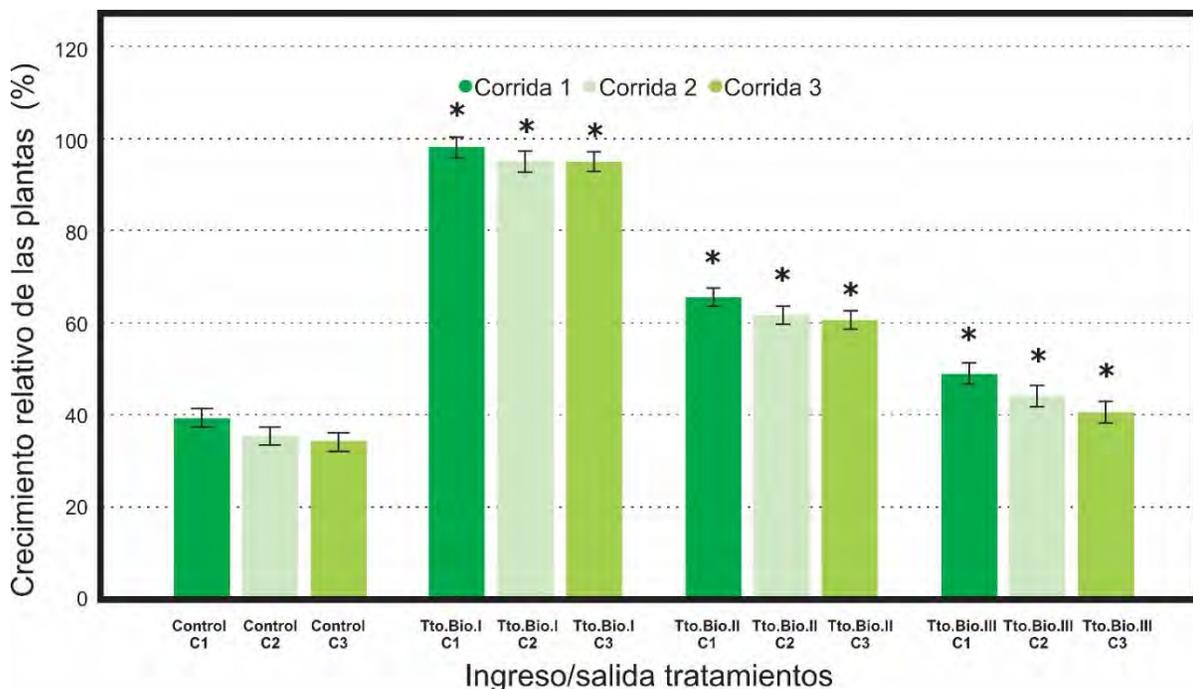


**Figura 42.** Biomasa fresca *Eichhornia crassipes* al ingreso y salida de cada tratamiento en el bioprototipo. Los asteriscos sobre las barras indican grupos estadísticamente diferentes al comparar el control con los tratamientos biológicos.

### ➤ *Crecimiento relativo de las plantas*

El Crecimiento Relativo de las Plantas (CRP) se define como la ganancia de biomasa en el tiempo y es una de las medidas principales para analizar el crecimiento de las plantas (Mayo et al., 2018). El desempeño de las plantas se incrementa a través de adaptaciones morfológicas y fisiológicas cuando están en diferentes ambientes (Alameda & Villar, 2009). Los cambios en el CRP en las plantas control y en las plantas en los Tratamientos Biológicos I, II y III, durante el tratamiento del ARD en el bioprototipo, se muestran en la Figura 43. El CRP incrementó significativamente en *E. crassipes* después del Tto. Bio. I, con valores promedio de  $98,17 \pm 5,89$  (C1),  $95,09 \pm 5,28$  (C2) y  $95,06 \pm 5,23$  (C3), después del Tto. Bio. II con valores promedio de  $65,59 \pm 4,90$  (C1),  $61,68 \pm 4,94$  (C2) y  $60,62 \pm 4,98$  (C3), y del Tto. Bio. III con valores promedio de  $49,01 \pm 4,49$  (C1),  $44,15 \pm 4,46$  (C2) y  $40,67 \pm 4,31$  (C3), en comparación con las plantas control, con valores promedio de  $39,34 \pm 5,87$  (C1),  $35,45 \pm 5,00$  (C2) y

34,28±5,68 (C3). Los resultados indicaron que las plantas empleadas en el Tto. Bio. I tuvieron el mayor CRP, seguidas por las plantas del Tto. Bio. II y Tto. Bio. III. El aumento de la densidad vegetal en los tratamientos biológicos, indicó una adecuada adaptación de la especie a la contaminación del ARD, lo cual es consistente con los resultados reportados por Lima et al., (2018). Además, los resultados obtenidos en esta investigación coinciden con los hallazgos de Oliveira et al., (2018), quienes afirmaron que la disponibilidad de nutrientes determina en gran medida la tasa de crecimiento de *E. crassipes*, y las altas tasas de crecimiento indicaron la capacidad de la especie para movilizar y almacenar nutrientes en los tejidos.

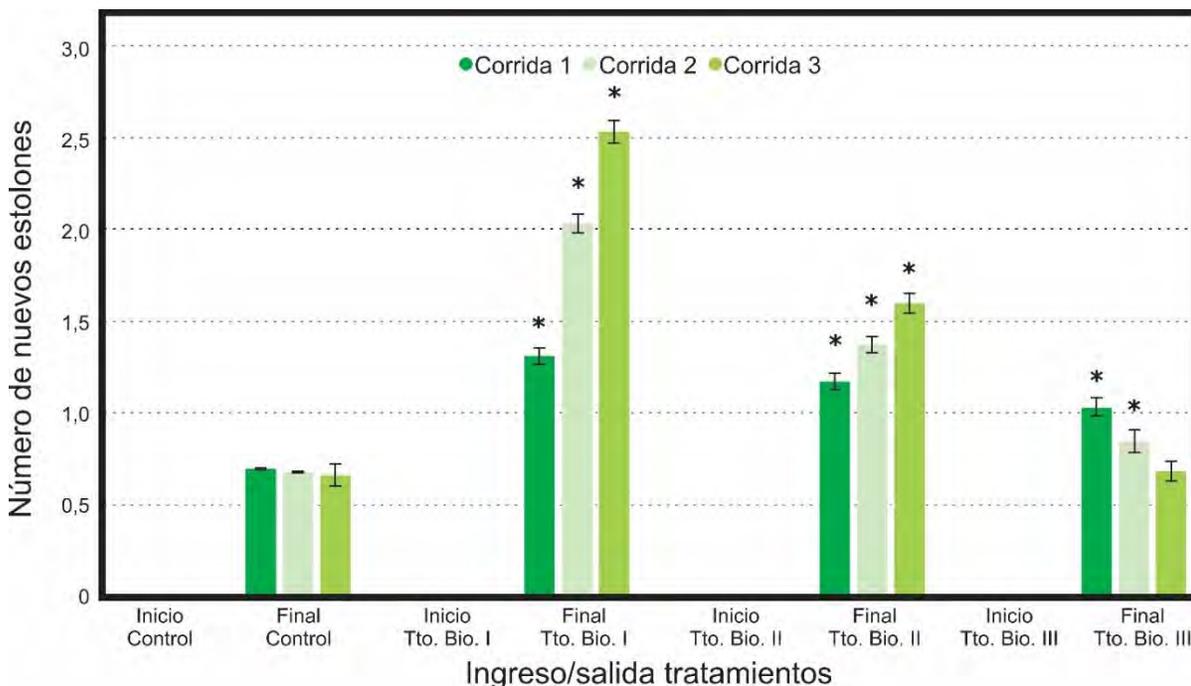


**Figura 43.** Crecimiento Relativo de las Plantas de *Eichhornia crassipes* en cada tratamiento en el bioprototipo. Los asteriscos sobre las barras indican grupos estadísticamente diferentes al comparar el control con los tratamientos biológicos.

#### ➤ *Generación de nuevos estolones*

Los estolones son tallos especializados para la reproducción vegetativa en muchas especies de plantas (Guo et al., 2021). En particular, *E. crassipes* es una planta que se reproduce fácilmente mediante la producción de estolones, que son tallos horizontales provenientes de la planta madre (He et al., 2021). Los cambios en el número de nuevos estolones en las plantas control y en las plantas en los Tratamientos Biológicos I, II y III, durante el tratamiento del ARD en el bioprototipo, se muestran en la Figura 44. Los resultados indicaron que la generación de nuevos estolones aumentó significativamente en *E. crassipes* después del Tto. Bio. I, con valores promedio de 1,31±0,47 (C1), 2,03±0,18 (C2) y 2,53±0,50 (C3), del Tto. Bio. II con valores promedio de 1,17±0,47 (C1), 1,37±0,49 (C2) y 1,6±0,49 (C3), y del Tto. Bio. III con valores promedio de 1,03±0,18 (C1), 0,85±0,36 (C2) y 0,69±0,47 (C3), en comparación con las plantas control, que presentaron valores promedio de 0,7±0,46 (C1), 0,68±0,47 (C2) y

0,67±0,47 (C3). Los resultados indicaron que las plantas empleadas en el Tto. Bio. I mostraron la mayor generación de estolones, seguidas por las plantas del Tto. Bio. II y Tto. Bio. III. Estos hallazgos concuerdan con los resultados de Hill, (2014), quien encontró que la carga de nutrientes tuvo un impacto positivo en la generación de nuevos retoños en *E. crassipes*, en las primeras etapas de tratamiento de AR con altos niveles de contaminación de nutrientes como el nitrógeno.



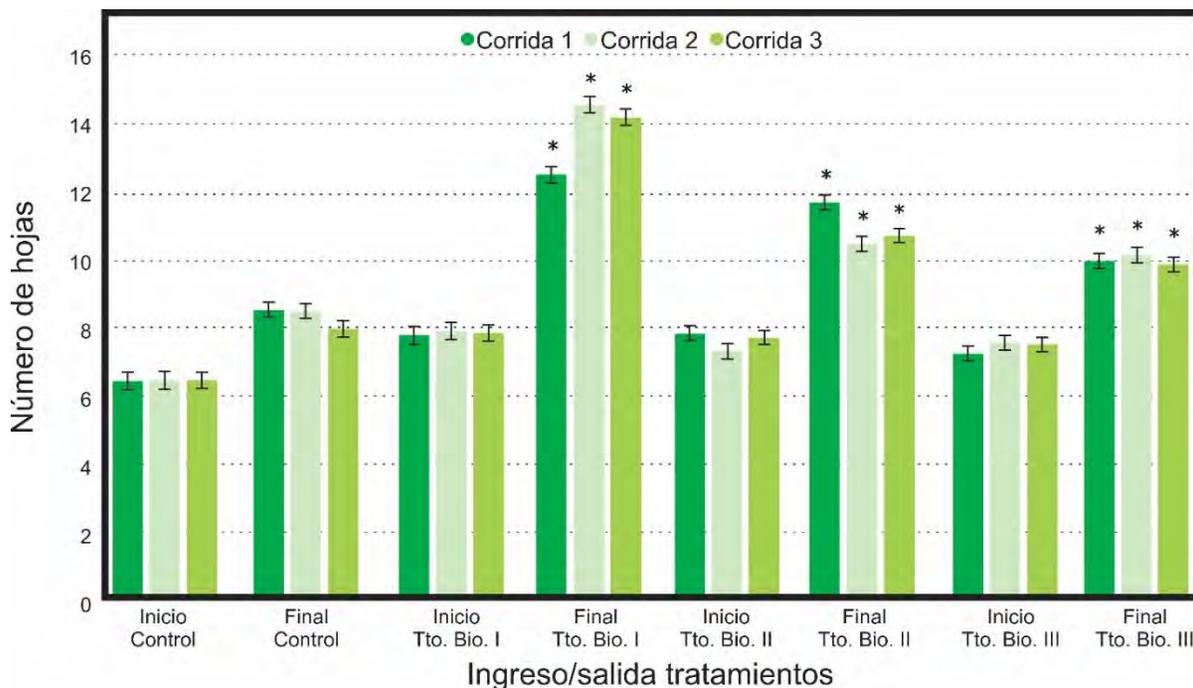
**Figura 44.** Generación de nuevos estolones de *Eichhornia crassipes* en cada tratamiento en el bioprototipo. Los asteriscos sobre las barras indican grupos estadísticamente diferentes al comparar el control con los tratamientos biológicos.

#### ➤ *Número de hojas*

El número de hojas fue utilizado como indicador morfológico de la respuesta al posible estrés causado por el tratamiento biológico del ARD. Los cambios en el número de hojas en las plantas control y en las plantas en los Tratamientos Biológicos I, II y III, durante el tratamiento del ARD en el bioprototipo, se muestran en la Figura 45. El número de hojas aumentó significativamente en *E. crassipes* después del Tto. Bio. I, con valores promedio de 12,5±1,91 (C1), 14,57±2,25 (C2) y 14,2±1,86 (C3), del Tto. Bio. II con valores promedio de 11,67±2,04 (C1), 10,47±1,70 (C2) y 10,72±1,63 (C3), y del Tto. Bio. III con valores promedio de 10,0±1,89 (C1), 10,15±1,61 (C2) y 9,87±1,61 (C3), en comparación con las plantas control, que presentaron valores promedio de 8,53±0,96 (C1), 8,50±1,23 (C2) y 7,98±1,31 (C3).

Los resultados indicaron que las plantas empleadas en el Tto. Bio. I mostraron el mayor número de hojas, seguidas por las plantas del Tto. Bio. II y Tto. Bio. III. Los resultados de este

estudio concuerdan con la afirmación de Shu et al., (2015), quienes señalan que el aumento del crecimiento y biomasa de las macrófitas en un mismo especie puede mejorar la competencia por luz, y por lo tanto, aumentar el follaje en *E. crassipes*. Por su parte, Ajithram et al., (2022), Zhou et al., (2014) y Opia et al., (2022) señalaron que el jacinto de agua, debido a su capacidad para crecer en aguas muy contaminadas y asimilar nutrientes de manera efectiva, puede aumentar su follaje en presencia de AR.



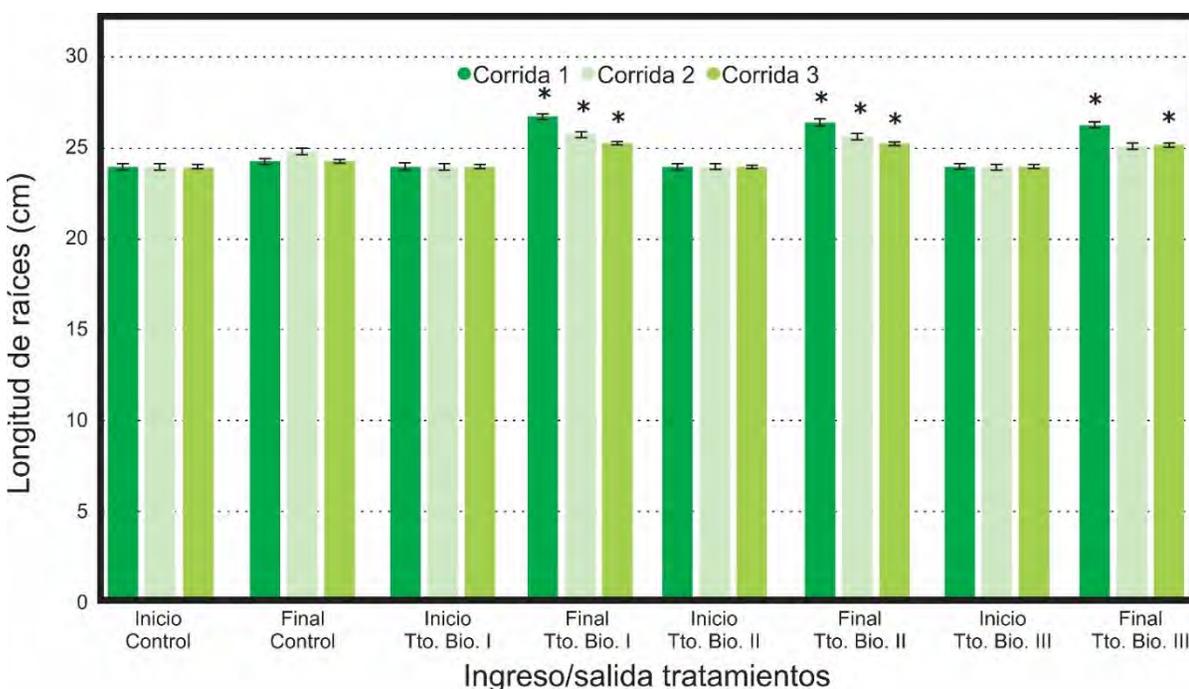
**Figura 45.** Número de hojas de *Eichhornia crassipes* en cada tratamiento en el bioprototipo. Los asteriscos sobre las barras indican grupos estadísticamente diferentes al comparar el control con los tratamientos biológicos.

### ➤ Longitud de raíz

La longitud de la raíz se empleó como un indicador morfológico de la respuesta al posible estrés causado por el tratamiento biológico del ARD. Los cambios en la longitud de las raíces en las plantas control y en las plantas en los Tratamientos Biológicos I, II y III, durante el tratamiento del ARD en el bioprototipo, se muestran en la Figura 46. Se observó que las plantas después del Tto. Bio. I presentaron raíces significativamente más largas con valores promedio de  $26,75 \pm 1,76$  (C1),  $25,78 \pm 1,15$  (C2) y  $25,29 \pm 0,71$  (C3), al igual que después del Tto. Bio. II con valores promedio de  $26,44 \pm 1,63$  (C1),  $25,66 \pm 1,77$  (C2) y  $25,27 \pm 0,88$  (C3), y del Tto. Bio. III con valores promedio de  $26,29 \pm 1,23$  (C1),  $25,13 \pm 1,10$  (C2) y  $25,21 \pm 0,98$  (C3), en comparación con las plantas control, que presentaron valores promedio de  $25,13 \pm 0,66$  (C1),  $24,82 \pm 1,13$  (C2) y  $24,3 \pm 0,44$  (C3).

Los resultados indicaron que las plantas empleadas en el Tto. Bio. I mostraron la mayor longitud de raíz, seguidas por las plantas del Tto. Bio. II y el Tto. Bio. III. Los resultados del

estudio indican que el tratamiento biológico del ARD en el bioprototipo incrementó el CRP y la acumulación de biomasa fresca, así como la generación de nuevos estolones, aumentó en el número de hojas e incrementó la longitud de raíz del jacinto de agua. Este aumento en el rendimiento puede atribuirse a la presencia de géneros clave bacterianos en Firmicute, y Proteobacteria en *E. crassipes* que han mostrado en estudios previos interacciones sintróficas y simbióticas (Manirakiza et al., 2022). En particular las  $\alpha$ -proteobacterias *Rhodopseudomonas palustris*, *Nitrobacter winogradsky* (Serviour & Nielsen, 2010) y las Firmicutes: *Bacillus subtilis*, *Bacillus licheniformis* y *Bacillus amyloliquefaciens* (Lock & Wellehan, 2015), contenidas en la biofórmula microbiana adicionada al tanque 2 para el Tto. Bio. I y al tanque 3 para el Tto. Bio. II, pueden haber contribuido al aumento en el crecimiento del jacinto de agua.



**Figura 46.** Longitud de raíz de *Eichhornia crassipes* en cada tratamiento en el bioprototipo. Los asteriscos sobre las barras indican grupos estadísticamente diferentes al comparar el control con los tratamientos biológicos.

Esto se debe a que *Rhodopseudomonas palustris*, *Bacillus subtilis*, *Bacillus licheniformis* y *Bacillus amyloliquefaciens* son bacterias promotoras del crecimiento vegetal que mejoran la absorción de nutrientes en las plantas (Acurio et al., 2020; Anguiano et al., 2020; Conlan et al., 2005; Lee et al., 2016; Sakpirom et al., 2019), mediante la producción de metabolitos como auxinas, sideróforos, ácidos orgánicos y antibióticos, que estimulan la germinación y el crecimiento de las plantas. (Rojas et al., 2020). Incluso, *Bacillus subtilis* y *Bacillus licheniformis* son usadas para mejorar la calidad de los cultivos de plantas al solubilizar fosfatos, fijar biológicamente nitrógeno y producir sustancias que actúan como antagonistas de patógenos (Tejera et al., 2013). Además, la biofórmula bacteriana ACF-32 empleada en

esta investigación posee una comprobada capacidad de estimulación de la germinación y el crecimiento de las plantas según Dementer-International, (2020).

Según Wang et al., (2024), el jacinto de agua es una planta acuática que tiene una alta tasa de reproducción en aguas contaminadas. Esta especie se utiliza comúnmente en HA con el propósito de mejorar la calidad del agua, tal como se ha sido señalado Sidek et al., (2018). En este sentido, Eid et al., (2019), informaron que el crecimiento del jacinto de agua es más rápido que cualquier otra planta conocida y que puede adaptarse a diversas condiciones ambientales. Además, Eid & Shaltout, (2017) encontraron que el *E. crassipes* tiene la capacidad de acumular contaminantes en sus órganos y que tiene una capacidad reproductiva rápida, como ha señalado Yan et al., (2022). Se observó entonces, que el tratamiento de ARD no inhibió el crecimiento de la planta en el bioprototipo.

#### 4.2.1. Efectos de los tratamientos biológicos sobre los pigmentos fotosintéticos

##### ➤ *Cambios en el contenido de clorofila en las hojas*

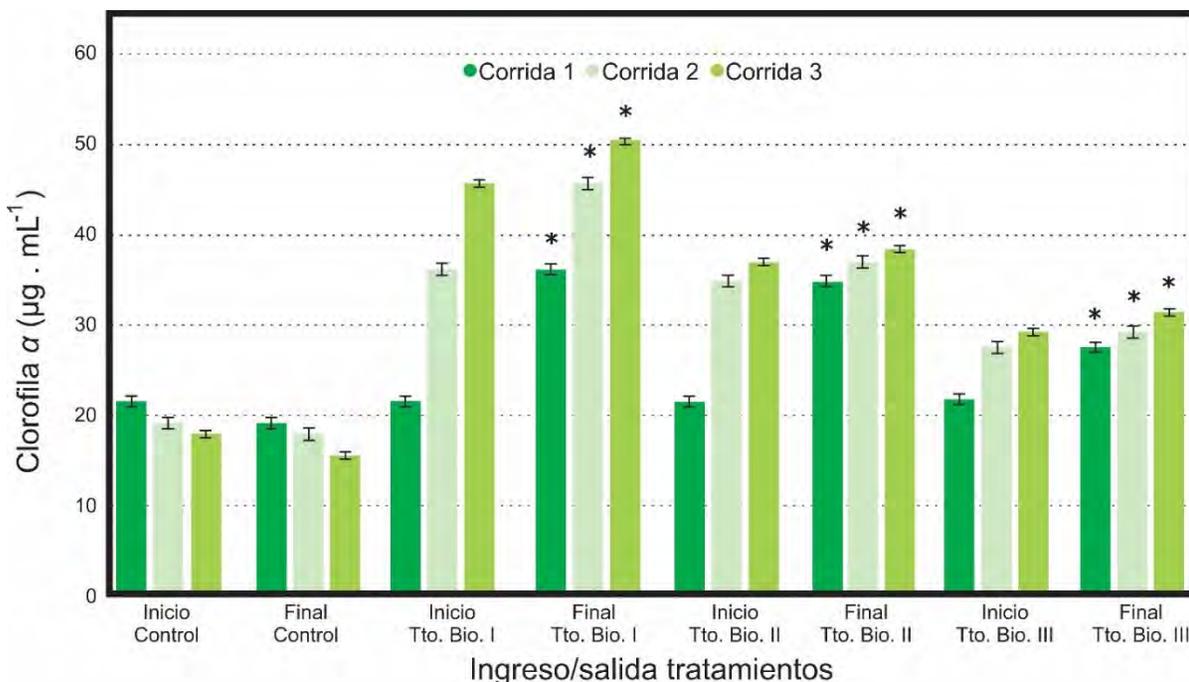
La clorofila es un componente fundamental del cloroplasto, tiene un papel directo en el metabolismo de la glucosa durante la fotosíntesis, lo que la convierte en esencial para el crecimiento y desarrollo de las plantas (Elsayh et al., 2022). Además, se ha demostrado que el incremento de la concentración de clorofila aumenta el crecimiento de las plantas (Xiao et al., 2021). La cuantificación de los pigmentos fotosintéticos, como la clorofila, contribuye a determinar el comportamiento y desarrollo de las plantas en presencia de contaminantes (Li et al., 2020; Correa et al., 2022).

##### ➤ *Clorofila $\alpha$*

Para determinar el efecto de los estresores en las plantas, se puede medir la cantidad de clorofila  $\alpha$ , que es el tipo de clorofila más abundante en la vegetación en general (Muñoz et al., 2017). La cantidad de clorofila  $\alpha$  es de dos a tres veces mayor que la de clorofila  $\beta$  (Jubert & Bailey, 2007). Los cambios en el contenido de clorofila  $\alpha$  en las plantas control y en las plantas en los Tratamientos Biológicos I, II y III, durante el tratamiento del ARD en el bioprototipo, se muestran en la Figura 47. El contenido de clorofila  $\alpha$  en las hojas de *E. crassipes* fue significativamente mayor después del Tto. Bio I con valores promedio de  $36,15 \pm 2,66 \mu\text{g. mL}^{-1}$  (C1),  $45,64 \pm 2,85 \mu\text{g. mL}^{-1}$  (C2) y  $50,27 \pm 0,65 \mu\text{g. mL}^{-1}$  (C3), después del Tto. Bio. II con valores promedio de  $34,84 \pm 1,52 \mu\text{g. mL}^{-1}$  (C1),  $45,64 \pm 2,85 \mu\text{g. mL}^{-1}$  (C2) y  $50,27 \pm 0,65 \mu\text{g. mL}^{-1}$  (C3), y del Tto. Bio. III con valores promedio de  $27,53 \pm 4,10 \mu\text{g. mL}^{-1}$  (C1),  $29,23 \pm 3,12 \mu\text{g. mL}^{-1}$  (C2) y  $31,44 \pm 0,84 \mu\text{g. mL}^{-1}$  (C3), en comparación con las plantas control, que presentaron valores promedio de  $19,13 \pm 4,34 \mu\text{g. mL}^{-1}$  (C1),  $17,94 \pm 0,98 \mu\text{g. mL}^{-1}$  (C2) y  $15,56 \pm 0,85 \mu\text{g. mL}^{-1}$  (C3).

Los resultados indicaron que las hojas de las plantas empleadas en el Tto. Bio. I mostraron el mayor contenido de clorofila  $\alpha$ , seguidas por las plantas del Tto. Bio. II y el Tto. Bio. III. Estos hallazgos permiten inferir que la exposición al ARD puede aumentar el contenido de clorofila  $\alpha$  en las hojas de *E. crassipes* en el tiempo en que se desarrolló este estudio, lo que garantiza la fotosíntesis (Jaramillo et al., 2018). Además, los resultados obtenidos en los tanques

plantados, coinciden con los resultados obtenidos por Dray et al., (2012), quienes encontraron que la exposición de *E. crassipes* al ARD provocó un aumento en el contenido de clorofila  $\alpha$ .



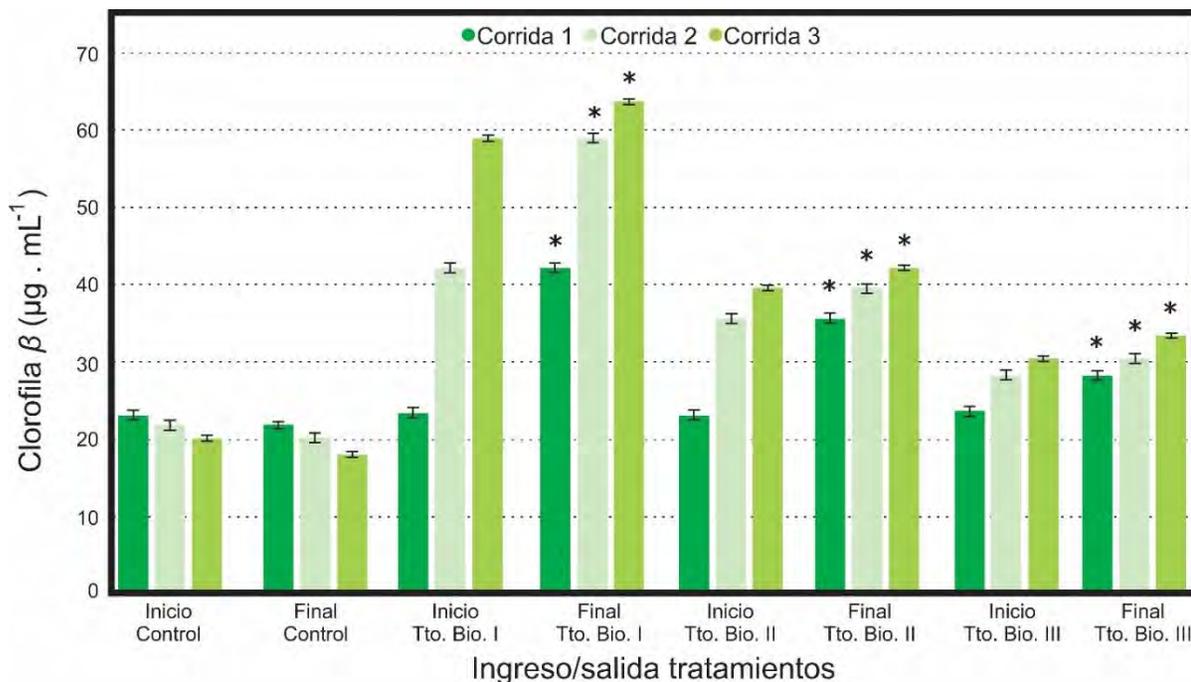
**Figura 47.** Contenido de clorofila  $\alpha$  en las hojas de *Eichhornia crassipes* al inicio y al final de los tratamientos biológicos en el bioprototipo. Los asteriscos sobre las barras indican grupos estadísticamente diferentes al comparar el control con los tratamientos biológicos.

### ➤ Clorofila $\beta$

La clorofila  $\beta$  capta la luz solar y la trasfiere a la clorofila  $\alpha$ . Los cambios en el contenido de clorofila  $\beta$  en las plantas control y en las plantas en los Tratamientos Biológicos I, II y III, durante el tratamiento del ARD en el bioprototipo, se muestran en la Figura 48. El contenido de clorofila  $\beta$  en las hojas de *E. crassipes* fue significativamente mayor después del Tto. Bio. I presentaron un contenido de clorofila  $\beta$  significativamente más alto, con valores promedio de  $42,21 \pm 4,37 \mu\text{g} \cdot \text{mL}^{-1}$  (C1),  $59,02 \pm 1,23 \mu\text{g} \cdot \text{mL}^{-1}$  (C2) y  $63,71 \pm 2,15 \mu\text{g} \cdot \text{mL}^{-1}$  (C3), después del Tto. Bio. II con valores promedio de  $35,66 \pm 2,09 \mu\text{g} \cdot \text{mL}^{-1}$  (C1),  $39,60 \pm 2,55 \mu\text{g} \cdot \text{mL}^{-1}$  (C2) y  $42,19 \pm 1,80 \mu\text{g} \cdot \text{mL}^{-1}$  (C3), y del Tto. Bio. III con valores promedio de  $28,26 \pm 2,80 \mu\text{g} \cdot \text{mL}^{-1}$  (C1),  $30,48 \pm 2,55 \mu\text{g} \cdot \text{mL}^{-1}$  (C2) y  $33,48 \pm 1,45 \mu\text{g} \cdot \text{mL}^{-1}$  (C3), en comparación con las plantas control que presentaron valores promedio de  $21,88 \pm 4,85 \mu\text{g} \cdot \text{mL}^{-1}$  (C1),  $20,15 \pm 1,32 \mu\text{g} \cdot \text{mL}^{-1}$  (C2) y  $18,06 \pm 1,19 \mu\text{g} \cdot \text{mL}^{-1}$  (C3). Los resultados indicaron que las hojas de las plantas empleadas en el Tto. Bio. I mostraron el mayor contenido de clorofila  $\beta$ , seguidas por las plantas del Tto. Bio. II y el Tto. Bio. III.

Los resultados de la investigación indicaron que, en comparación con el control, se observó un aumento en el contenido de clorofila  $\alpha$  y  $\beta$  después de los tratamientos biológicos. Este incremento se debió posiblemente a la presencia de contaminantes como nitrógeno amoniacal,

nitritos, nitratos y ortofosfatos presentes en el ARD, que podrían favorecer la nutrición de las macrófitas acuáticas flotantes dentro de un cierto rango de concentración y tiempo de exposición, lo que a su vez resultó en un aumento del contenido de clorofila (Wang et al., 2008). Estos hallazgos, indicaron que la exposición a ARD en el bioprototipo tuvo un efecto positivo en la producción de clorofila  $\alpha$  y  $\beta$  en *E. crassipes*.

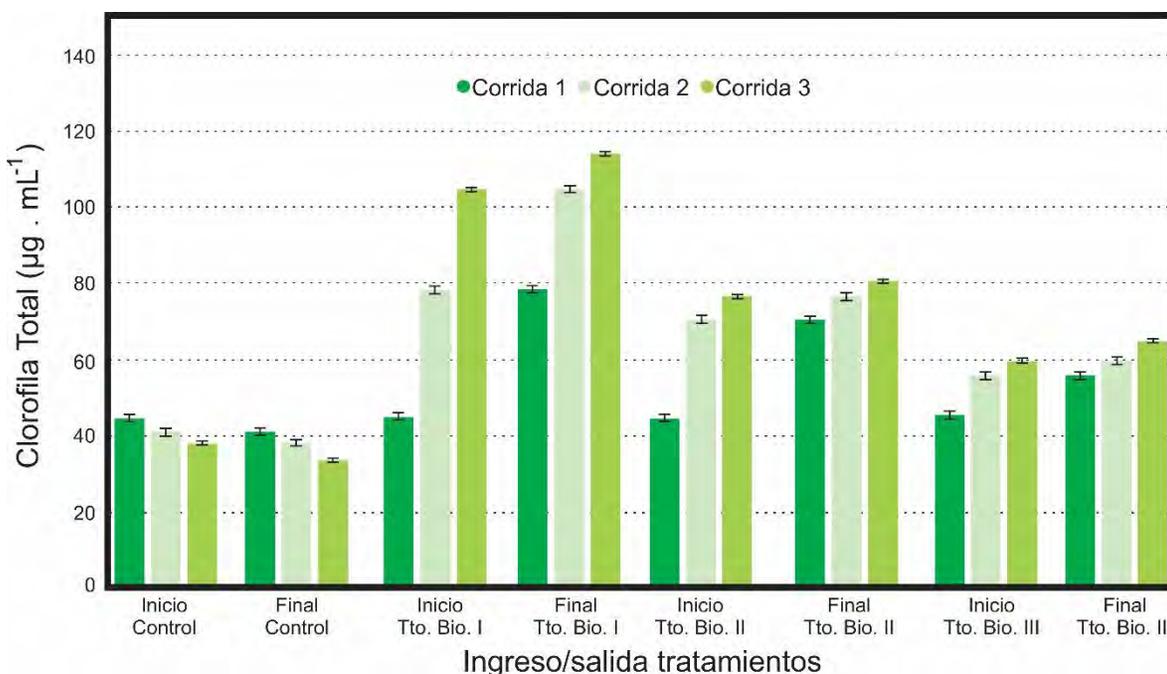


**Figura 48.** Contenido de clorofila  $\beta$  en las hojas de *Eichhornia crassipes* al inicio y al final de los tratamientos biológicos en el bioprototipo. Los asteriscos sobre las barras indican grupos estadísticamente diferentes al comparar el control con los tratamientos biológicos.

### ➤ *Clorofila total*

La clorofila total es la suma de las clorofilas  $\alpha$  y  $\beta$  (Yin et al., 2024). Los cambios en el contenido de clorofila total en las plantas control y en las plantas en los Tratamientos Biológicos I, II y III, durante el tratamiento del ARD en el bioprototipo, se muestran en la Figura 49. Al igual que la clorofila  $\alpha$  y  $\beta$ , el contenido de clorofila total fue significativamente mayor después del Tto. Bio. I con valores promedio de  $78,36 \pm 4,36 \mu\text{g} \cdot \text{mL}^{-1}$  (C1),  $104,66 \pm 2,91 \mu\text{g} \cdot \text{mL}^{-1}$  (C2) y  $113,99 \pm 2,25 \mu\text{g} \cdot \text{mL}^{-1}$  (C3), después del Tto. Bio. II con valores promedios de  $70,50 \pm 3,26 \mu\text{g} \cdot \text{mL}^{-1}$  (C1),  $76,57 \pm 4,19 \mu\text{g} \cdot \text{mL}^{-1}$  (C2) y  $80,57 \pm 1,95 \mu\text{g} \cdot \text{mL}^{-1}$  (C3), y del Tto. Bio. III con valores promedio de  $55,79 \pm 5,12 \mu\text{g} \cdot \text{mL}^{-1}$  (C1),  $59,71 \pm 3,53 \mu\text{g} \cdot \text{mL}^{-1}$  (C2) y  $64,92 \pm 1,85 \mu\text{g} \cdot \text{mL}^{-1}$  (C3), en comparación con el contenido de clorofila total en las hojas de las plantas control con valores de  $41,01 \pm 4,05 \mu\text{g} \cdot \text{mL}^{-1}$  (C1),  $38,09 \pm 1,79 \mu\text{g} \cdot \text{mL}^{-1}$  (C2) y  $33,63 \pm 1,75 \mu\text{g} \cdot \text{mL}^{-1}$  (C3). Los resultados indicaron que las hojas de las plantas empleadas en el Tto. Bio. I mostraron el mayor contenido de clorofila total, seguidas por las plantas del Tto. Bio. II y el Tto. Bio. III.

Los resultados de la investigación indicaron que, en comparación con el control, se observó un aumento en el contenido de clorofila total después de los tratamientos biológicos. Este aumento podría deberse a que la fotosíntesis se ve mejorada en la abundancia de nutrientes (Wareen et al., 2023; Widharyanti et al., 2021). Los resultados de esta investigación concuerdan con los hallazgos reportados por Ripley et al., (2006), quienes afirmaron que en las etapas de tratamiento del ARD en donde el contenido de nutrientes era bajo, las plantas se vieron afectadas y las hojas presentaron una disminución del contenido de clorofila. Así mismo, según Ahmad et al., (2023) entre los factores que pueden causar un bajo contenido de clorofila se encuentra la falta de nutrientes de nitrógeno, por lo que las plantas no podrán utilizar luz del sol como fuente de energía para realizar funciones esenciales como la absorción de nutrientes (Ariza et al., 2020). En línea con estos hallazgos, Li et al., (2020) concluyeron que la síntesis de clorofila de las hojas de *E. crassipes* se ve inhibida cuando la carga contaminante del agua disminuye, lo que indica que la formación de complejos captadores de luz en las plantas podría verse alterada.

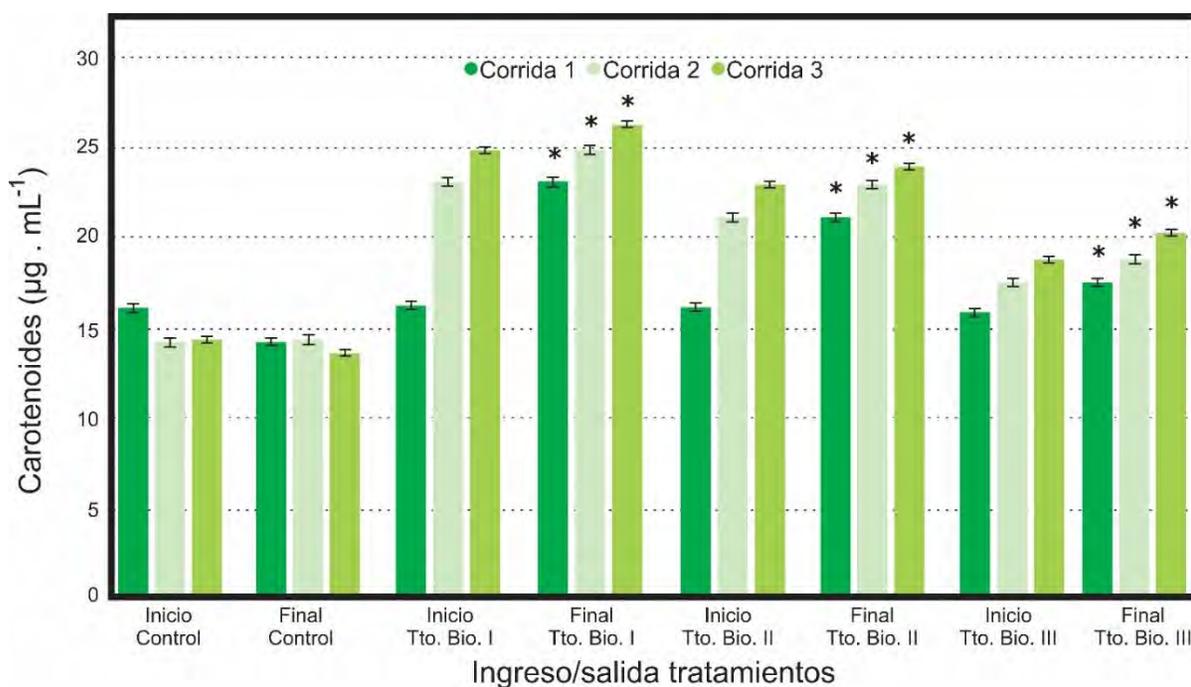


**Figura 49.** Contenido de clorofila total en las hojas de *Eichhornia crassipes* al inicio y al final de los tratamientos biológicos en el bioprototipo. Los asteriscos sobre las barras indican grupos estadísticamente diferentes al comparar el control con los tratamientos biológicos.

#### ➤ *Cambios en el contenido de carotenoides en las hojas*

Los carotenoides son pigmentos naturales que proporcionan color a una gran cantidad de plantas y vegetales (Shilpa et al., 2020). Los pigmentos carotenoides son particularmente abundantes en flores y frutos de las plantas (Ravichandran & Philip, 2022). Los cambios en el

contenido de carotenoides en las plantas control y en las plantas en los Tratamientos Biológicos I, II y III, durante el tratamiento del ARD en el bioprototipo, se muestran en la Figura 50. El contenido de carotenoides aumentó significativamente en las hojas de *E. crassipes* después del Tto. Bio. I, con valores promedio de  $23,12 \pm 1,26 \mu\text{g. mL}^{-1}$  (C1),  $24,86 \pm 0,82 \mu\text{g. mL}^{-1}$  (C2) y  $26,29 \pm 0,93 \mu\text{g. mL}^{-1}$  (C3), después del Tto. Bio. II con valores promedio de  $21,15 \pm 1,44 \mu\text{g. mL}^{-1}$  (C1),  $22,96 \pm 1,15 \mu\text{g. mL}^{-1}$  (C2) y  $23,95 \pm 0,97 \mu\text{g. mL}^{-1}$  (C3), y del Tto. Bio. III con valores promedio de  $17,56 \pm 1,28 \mu\text{g. mL}^{-1}$  (C1),  $18,82 \pm 1,03 \mu\text{g. mL}^{-1}$  (C2) y  $20,31 \pm 0,87 \mu\text{g. mL}^{-1}$  (C3), en comparación con las plantas control, que presentaron valores promedio de  $14,23 \pm 1,63 \mu\text{g. mL}^{-1}$  (C1),  $13,38 \pm 1,47 \mu\text{g. mL}^{-1}$  (C2) y  $13,66 \pm 0,56 \mu\text{g. mL}^{-1}$  (C3). El mayor contenido carotenoides se presentó después del Tto. Bio. I, seguido por el Tto. Bio. II y el Tto. Bio. III, en la C1, C2 y C3. Los resultados indicaron que las hojas de las plantas empleadas en el Tto. Bio. I mostraron el mayor contenido de carotenoides, seguidas por las plantas del Tto. Bio. II y el Tto. Bio. III. Fan et al., (2022) obtuvo resultados similares en las hojas del jacinto de agua después de 48 horas de exposición al ARD.



**Figura 50.** Contenido de carotenoides en las hojas de *Eichhornia crassipes* al inicio y al final de los tratamientos biológicos en el bioprototipo. Los asteriscos sobre las barras indican grupos estadísticamente diferentes al comparar el control con los tratamientos biológicos.

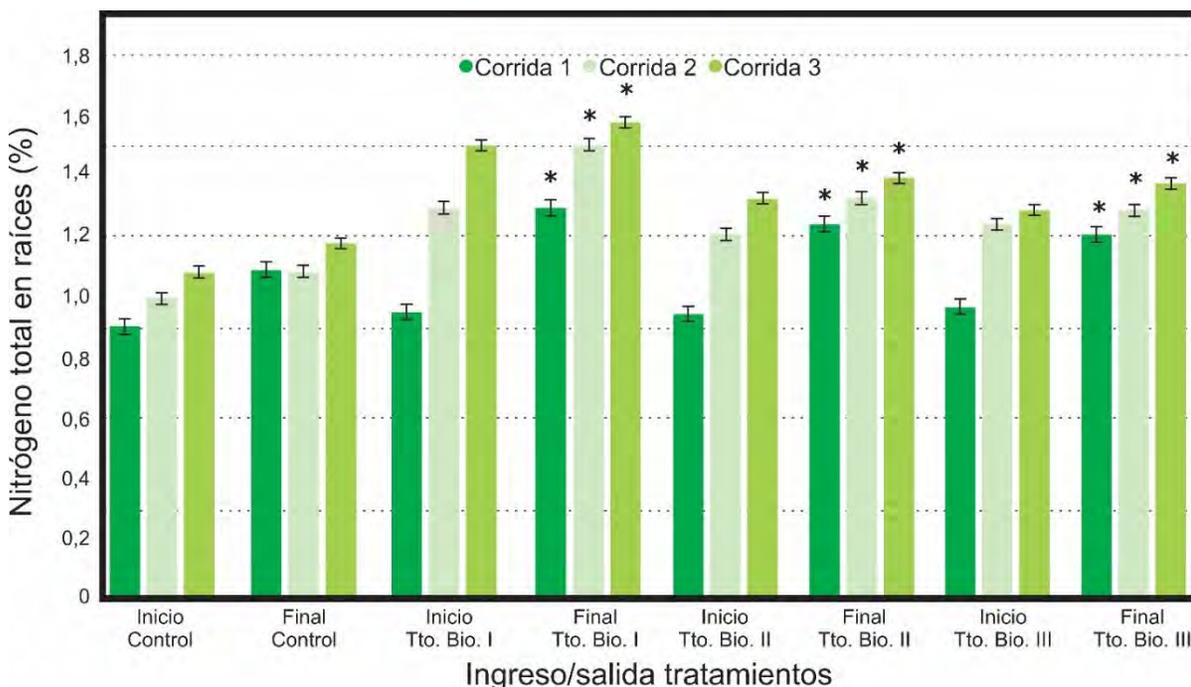
Los hallazgos en este estudio son coherentes con lo descrito por Thevarajah et al., (2023), quienes señalaron que los carotenoides no solo son componentes esenciales del aparato fotosintético de las plantas, sino que también son protectores esenciales contra el daño fotooxidativo al eliminar radicales libres, evitando la peroxidación de lípidos. La disminución en la concentración de carotenoides que se observó en función de la reducción de la contaminación del agua, podría deberse a un aumento en la degradación oxidativa de este

pigmento por el estrés oxidativo causado por la disminución de nutrientes en las ARD, tal como sugiere Abdelkrim et al., (2018). La deficiencia de nutrientes es un factor ambiental nocivo que puede inhibir el crecimiento de las plantas y disminuir el contenido de clorofila y carotenoides en las hojas (Borker et al., 2017).

#### 4.2.2. Nutrientes acumulados en los tejidos de la raíz

##### ➤ *Acumulación de Nitrógeno Total en las raíces*

El exceso de nitrógeno y fósforo puede resultar en eutrofización, lo que a su vez resulta en el agotamiento del oxígeno y la muerte de los organismos (Sudiarto et al., 2019). El nitrógeno es reconocido como el nutriente más esencial para el crecimiento de las plantas (Khuong et al., 2020). Los cambios en el porcentaje de nitrógeno total (%NT) en las raíces de las plantas control y en las plantas en los Tratamientos Biológicos I, II y III, durante el tratamiento del ARD en el bioprototipo, se muestran en la Figura 51. El %NT aumentó significativamente en las raíces de *E. crassipes* después del Tto. Bio. I, con valores promedio de  $1,29 \pm 0,09$  % (C1),  $1,50 \pm 0,10$  % (C2) y  $1,58 \pm 0,10$  % (C3), después del Tto. Bio. II con valores promedio de  $1,24 \pm 0,09$  % (C1),  $1,33 \pm 0,09$  % (C2) y  $1,39 \pm 0,09$  % (C3), y del Tto. Bio. III con valores promedio de  $1,21 \pm 0,12$  % (C1),  $1,29 \pm 0,08$  % (C2) y  $1,37 \pm 0,09$  % (C3), en comparación con las plantas control, que presentaron valores promedio de  $1,09 \pm 0,16$  % (C1),  $1,08 \pm 0,12$  % (C2) y  $1,18 \pm 0,09$  % (C3). En este sentido, el mayor %NT se presentó después del Tto. Bio. I, seguido por el Tto. Bio. II y el Tto. Bio. III, en la C1, C2 y C3.



**Figura 51.** Acumulación de nitrógeno total en las raíces de *Eichhornia crassipes*.

Los asteriscos sobre las barras indican grupos estadísticamente diferentes al comparar el control con los tratamientos biológicos.

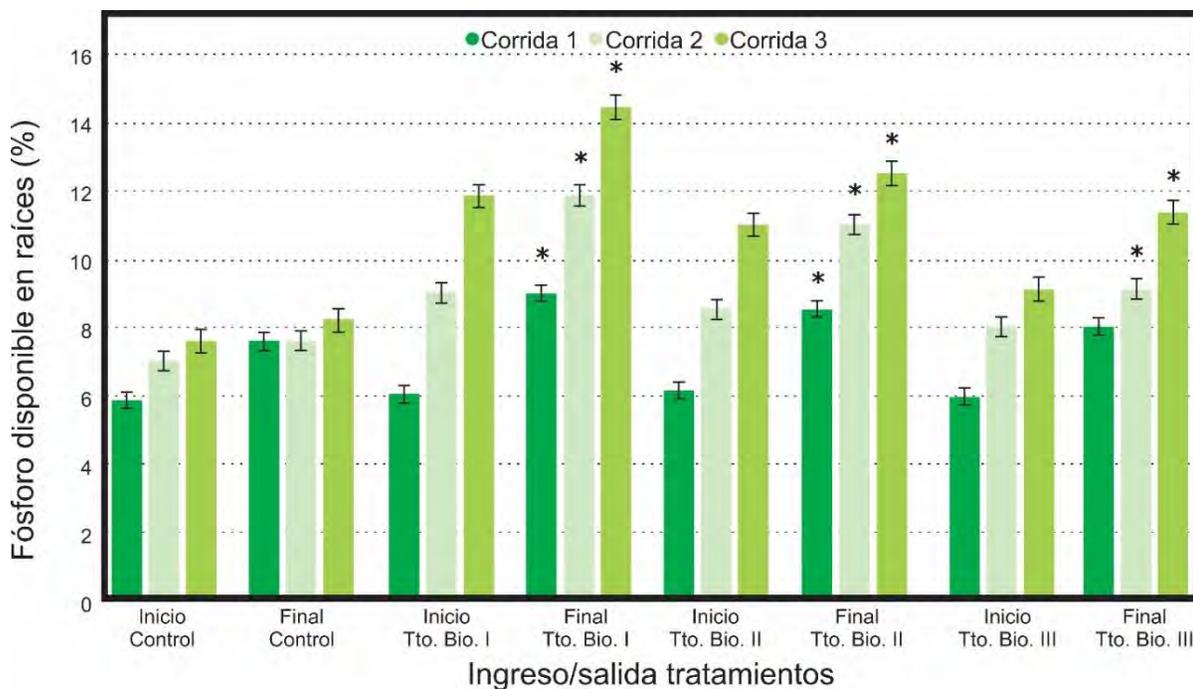
El aumento del %NT en los tratamientos biológicos en comparación con el control, pudo estar relacionado con la presencia en la biofórmula comercial de la bacteria fijadora de nitrógeno *Rhodopseudomonas palustris*, que se distribuye naturalmente alrededor de la rizósfera de las plantas y puede fijar N<sub>2</sub> en condiciones de luz microaeróbica y anaeróbica (Brenner et al., 2005; Sakpirom et al., 2017). La rizósfera de las plantas se encuentra en condiciones microaeróbicas debido a la liberación de oxígeno de la fotosíntesis durante el día (Larsen et al., 2015). Estudios previos demostraron que *R. palustris* puede fijar N<sub>2</sub> como fuente de nitrógeno para las plantas (Sakpirom et al., 2019). La adición de *Nitrosomonas europaea* y *Nitrobacter winogradskyi*, probablemente desempeñaron un papel beneficioso en la mayor acumulación de %NT en las raíces de las plantas, debido a que *Nitrosomonas europaea* es capaz de convertir el amoníaco en nitritos (Fujita et al., 2020), mientras que *Nitrobacter winogradskyi*, convierte los nitritos en nitratos, que son fácilmente absorbidos por las plantas (Ramos et al., 2023). Por lo tanto, la utilización de estas bacterias en los tratamientos biológicos del bioprototipo, pudo haber favorecido la acumulación de %NT en las raíces de *E. crassipes*.

#### ➤ **Acumulación de Fósforo Disponible en las raíces**

El fósforo, después del nitrógeno, es el elemento más crítico para el crecimiento de las plantas (Sun et al., 2019). Los cambios en el porcentaje de fósforo disponible (%PD) en las raíces de las plantas control y en las plantas en los Tratamientos Biológicos I, II y III, durante el tratamiento del ARD en el bioprototipo, se muestran en la Figura 52. Al igual que el %NT el %PD fue significativamente mayor después del Tto. Bio. I con valores promedio de 0,22±0,04 % (C1), 0,30±0,04 % (C2) y 0,36±0,06 % (C3), después del Tto. Bio. II con valores promedios de 0,21±0,04 % (C1), 0,27±0,05 % (C2) y 0,31±0,06 % (C3), y del Tto. Bio. III con valores promedio de 0,20±0,04 % (C1), 0,23±0,04 % (C2) y 0,28±0,04 % (C3), en comparación con el %PD en las raíces de las plantas control con valores de 0,19±0,04 % (C1), 0,19±0,03 % (C2) y 0,21±0,04 % (C3). El mayor %PD se presentó después del Tto. Bio. I, seguido por el Tto. Bio. II y el Tto. Bio. III.

El incremento del %PD observado en los tratamientos biológicos en comparación con el control, podría explicarse por el hecho de que la eliminación de fósforo en los HA y arroyos ocurre comúnmente debido a procesos que incluyen la asimilación por macrófitos como el jacinto de agua y microorganismos (Sudiarto et al., 2019). Además, es importante considerar la adición de la biofórmula microbiana en el tanque 2 para el Tto. Bio. I y tanque 3 para el Tto. Bio. II, debido a que es posible que las bacterias se hayan adherido a las raíces y rizomas de las macrófitas, contribuyendo en la remoción de nutrientes como el P (Vymazal, 2010). En este sentido, la presencia de *Rhodopseudomonas palustris*, *Bacillus subtilis*, *Bacillus licheniformis* y *Bacillus amyloliquefaciens* en la biofórmula bacteriana, puede haber contribuido a la acumulación de PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> en las raíces de la macrófita, debido estas bacterias solubilizan eficazmente el fosfato y promueven el crecimiento de las plantas (Dementer-International, 2020; Khuong et al., 2020). El fósforo es uno de los nutrientes requeridos por

estos microorganismos (Tanya & Leiva, 2019), y se encuentra en forma de ortofosfatos, que son formas inorgánicas solubles (Shi et al., 2023). Las plantas obtienen el P principalmente del agua, en forma de ortofosfato (Pradhan et al., 2023). Estos resultados sugieren que la presencia de *R. palustris*, *B. subtilis*, *B. licheniformis* y *B. amyloliquefaciens* en la biofórmula, probablemente condujo a una transformación de formas orgánicas a inorgánicas de P, es decir ortofosfatos (Raguet et al., 2023). Estas bacterias solubilizadoras de fosfato, están implicadas en la hidrólisis del P orgánico para liberar ortofosfatos que se quedan en la rizósfera de las plantas como fósforo disponible y son absorbidos por las raíces (Hussain et al., 2023; Naz, 2023; Zhang et al., 2023). Las plantas, a su vez, les suministran compuestos carbonados que se metabolizan para el crecimiento microbiano (Campos et al., 2023).



**Figura 52.** Acumulación de fósforo disponible en las raíces de *Eichhornia crassipes*.

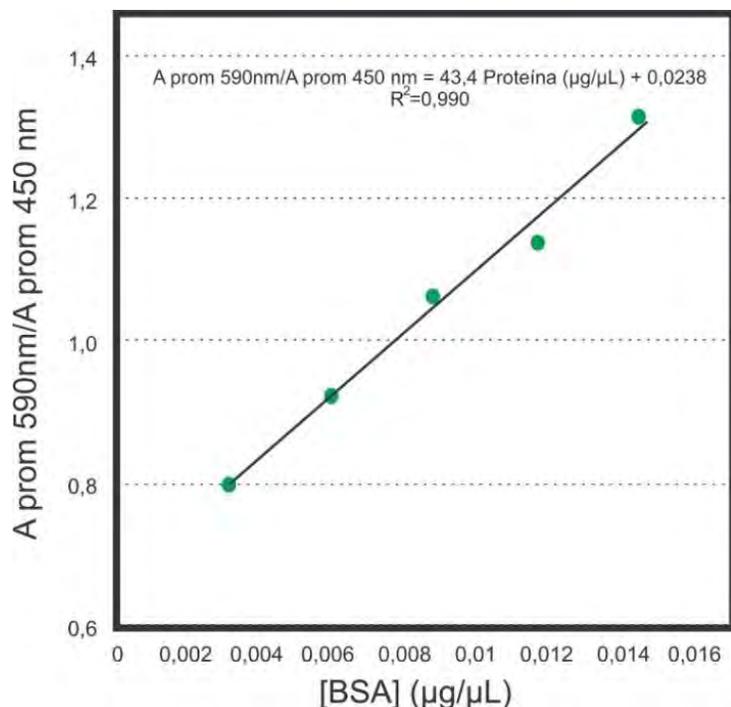
Los asteriscos sobre las barras indican grupos estadísticamente diferentes al comparar el control con los tratamientos biológicos.

En este estudio se observó que la acumulación de NT y PD en el tejido de la raíz del jacinto de agua aumentó a medida que los niveles de nutrientes en el ARD eran mayores. Los porcentajes de NT y PD acumulados en las raíces de *E. crassipes* en este estudio, fueron similares a los reportados en HA y naturales en Queensland (Australia), que también trataban ARD, según lo informado por Awad et al., (2022). Además, se encontró que los porcentajes de acumulación de PD en esta investigación a los tres días del Tto. Bio. I en la C1, fue similar al informado por Sricoth et al., (2018), al tratar ARD con *E. crassipes* durante 7 días. He et al., (2023) afirmaron que la acumulación de nutrientes en las raíces de jacinto de agua se relaciona con la actividad microbiana en los HA y el crecimiento de las plantas, lo que puede contribuir a la eliminación de nutrientes. Además, se ha observado que los macrófitos tienden

a recolectar nutrientes adicionales de los que se requieren para el desarrollo, una vez que están expuestos a efluentes ricos en nutrientes (Valipour et al., 2015). Kulshreshtha et al., (2022) afirmaron que la absorción de nutrientes por parte de las plantas está controlada por el suministro de nutrientes (N y P), lo que podría explicar el mayor porcentaje de acumulación NT y PD en el Tto. Bio. I seguido del Tto. Bio. II. Adicionalmente, Anipeddi et al., (2022) demostraron que el jacinto de agua es eficaz para absorber y adsorber nutrientes como nitrógeno y fósforo presentes en las AR. Por su parte, Xie & Yu, (2003) y You et al., (2014) reportaron que la eutrofización de P mejoró la acumulación de biomasa de *E. crassipes*, lo que concuerda con el aumento de biomasa vegetal en esta investigación conforme aumentó el %PD en las raíces de las plantas.

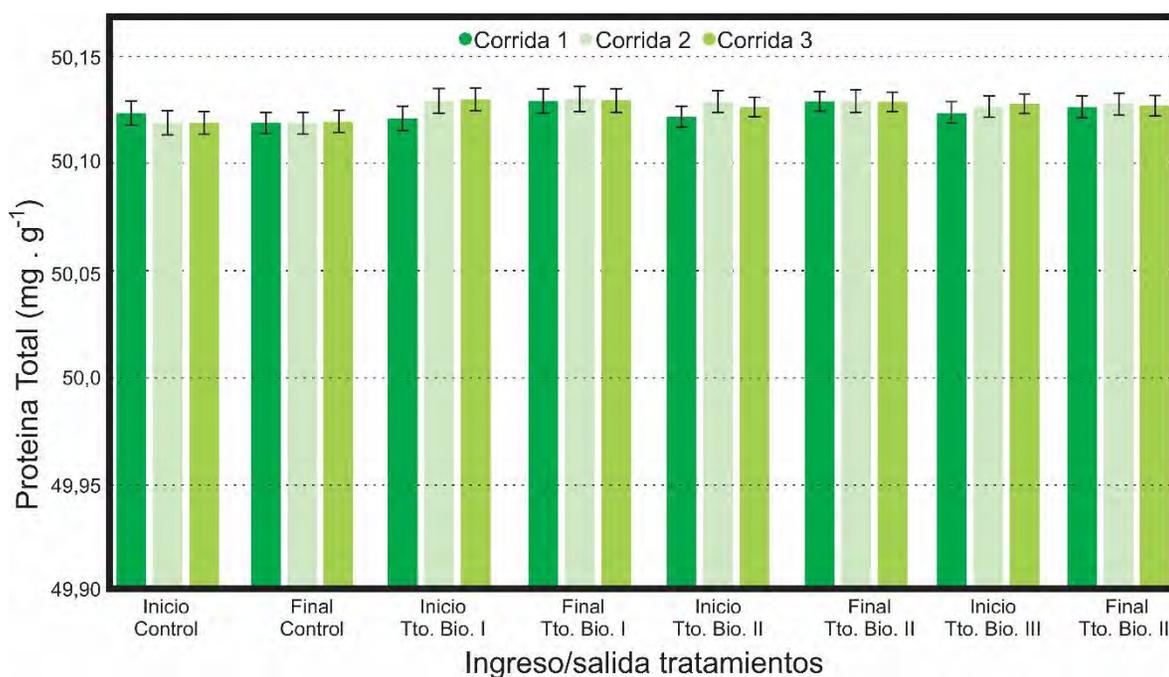
#### 4.2.3. Cambios en el contenido de proteína total en las hojas

Las proteínas son sintetizadas como componentes estructurales y catalíticos de la mayoría de las reacciones celulares, la cuantificación de estas proteínas puede realizarse por diferentes métodos, muchos de los cuales se basan en la propiedad intrínseca de las proteínas para absorber la luz UV, formar derivados químicos o unirse a ciertos colorantes (Moreno et al., 2010). En este estudio, se construyó una curva de calibración, que se presenta en la Figura 53, para determinar la ecuación de corrección de los datos experimentales. La ecuación de la recta de regresión fue  $A_{\text{promedio } 590 \text{ nm}} / A_{\text{promedio } 450 \text{ nm}} = 43,4 x + 0,0238$  y el coeficiente de determinación fue  $R^2=0,990$ . Un valor cercano a 1 sugiere la relación lineal entre la absorbancia y la concentración de proteínas. El  $R^2$  calculado indicó que el 99 % de la información se ajustó a la variable Y (absorbancia), lo que confirma además que el grado de relación entre las variables es alto (Pateiro & González, 2006).



**Figura 53.** Curva de calibración para proteínas totales por el método de Bradford.

Los cambios en la concentración de proteína total en las hojas de las plantas control y en las plantas en los Tratamientos Biológicos I, II y III, durante el tratamiento del ARD en el bioprototipo, se muestran en la Figura 54. Los resultados obtenidos no presentaron diferencias significativas en el contenido de proteína total al comparar los tratamientos biológicos con las plantas control. Por lo tanto, los hallazgos encontrados en este estudio en cuando a la cantidad de proteína total presente en las hojas de las plantas no permitieron llegar una conclusión definitiva.



**Figura 54.** Cuantificación de proteínas totales en las hojas de *Eichhornia crassipes* al inicio y al final de los tratamientos biológicos en el bioprototipo.

### 4.3. Resultados Objetivo 3

*Identificar potenciales usos para el aprovechamiento sostenible de la biomasa de Eichhornia crassipes empleada durante el tratamiento de ARD.*

La utilización de plantas acuáticas para la remediación de aguas contaminadas es una técnica cada vez más extendida debido a su eficacia y bajo costo. En este sentido, *Eichhornia crassipes*, se ha utilizado ampliamente en la fitorremediación de aguas residuales domésticas. A pesar de que esta planta ha demostrado ser eficiente en la eliminación de contaminantes en el agua, su rápido crecimiento y propagación pueden generar problemas ecológicos en los cuerpos de agua donde se encuentra. Sin embargo, el empleo sostenible de la biomasa de esta

planta, que es rica en lignocelulosa, podría ser una solución para aprovechar este recurso y reducir el impacto ambiental de su destrucción. En este sentido, se han propuesto diversos métodos para la obtención y aprovechamiento de la biomasa de *E. crassipes*, con el objetivo de convertirla en materia prima para la producción de biocombustibles, productos químicos, incluida la síntesis de materiales derivados de celulosa, producción innovadora de bioenergía y otros usos industriales (Feng et al., 2017).

Esta sección, propone identificar oportunidades para el aprovechamiento de residuos y usos potenciales de biomasa de *E. crassipes*, además de identificar valiosas contribuciones fundamentales para comprender cómo establecer sistemas ambientales más sostenibles y amigables. La investigación se desarrolla mediante el análisis de artículos, producto de una revisión de la literatura sobre el tema. La revisión de la literatura permite la identificación, clasificación, evaluación, interpretación, selección y análisis de investigaciones relevantes en el área de aprovechamiento de residuos y usos potenciales de biomasa de *E. crassipes*. Además, permite obtener información de manera transparente, minimizando errores propios de los autores que puedan afectar los resultados de la investigación.

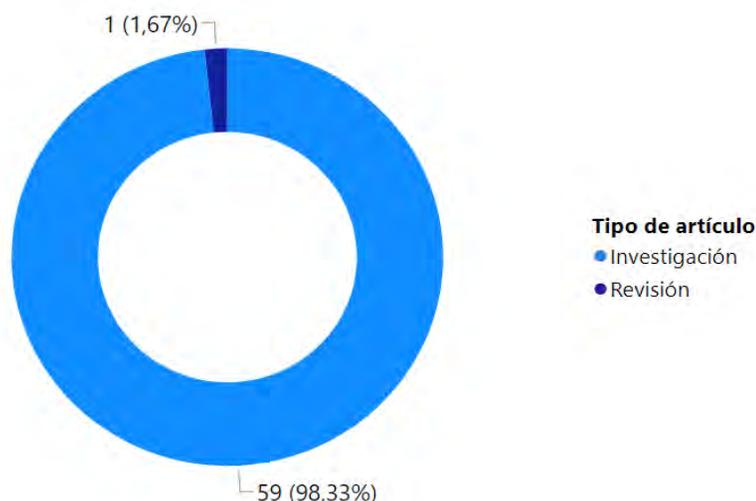
#### **4.3.1. Muestreo primario y proceso de selección**

Para la identificación de oportunidades para el aprovechamiento de residuos y usos potenciales de biomasa de *E. crassipes*, en primer lugar, se realizó una búsqueda bibliográfica. El análisis se realizó entre junio y septiembre de 2022 y los datos se recuperaron de Scopus (un servicio de búsqueda académica e indexación de citas de Elsevier) y Web of Science. La palabra clave de investigación "*Eichhornia crassipes*" se ha aplicado al título, el resumen y las palabras clave de los artículos.

Se recopilaron los artículos sobre *E. crassipes* disponibles en la literatura que se ajustaran al alcance y enfoque de esta investigación. Con una revisión sistemática del resumen y del artículo completo se verificó que los estudios abordaran investigaciones desarrolladas en el área de usos potenciales de biomasa de *E. crassipes*. Para la selección de artículos a analizar se seleccionaron estudios realizados entre 2016 y 2022, los artículos fueron clasificados por continente, país y tipo de contenido. Para los estudios cuyos autores reportaron más de un país, estos se clasificaron, tomando en cuenta la nacionalidad del mayor número de autores. Como resultado, la muestra analizada está compuesta por 60 artículos. Se obtuvo una representación cuantitativa de la distribución de las publicaciones y su evolución, los datos principales de los artículos seleccionados, como el año de publicación, palabras clave, tipo de contenido, el origen de la biomasa, partes de la planta utilizada, potenciales usos y el tipo de artículo.

#### **4.3.2. Evolución de las publicaciones por tipo de contenido**

Se realizó un análisis sistemático de los artículos seleccionados sobre usos potenciales de biomasa de *E. crassipes* con el propósito de clasificar las publicaciones de acuerdo al tipo de contenido y la evolución de las investigaciones. Se elaboró un análisis, clasificación y distribución cuidadosa de los artículos seleccionados, de acuerdo a dos tipos de contenido: Investigación o revisión. En la Figura 55 se presenta la categorización de las publicaciones seleccionadas referente al tipo de contenido, según las categorías descritas anteriormente.



**Figura 55.** Distribución del número de publicaciones por tipo de artículo

Del análisis de la Figura 55 se identifica que la distribución de las publicaciones por tipo de contenido es mayoritariamente de artículos de investigación. De esta categoría, se publicaron un total de 59 casos, con un alcance variado y diferenciado. Algunos ejemplos son los artículos en los que se produce gas hidrógeno a partir de biomasa de *E. crassipes* a través del proceso de pirólisis (Tran et al., 2021), en los que la planta se utiliza como materia prima para la producción de bioenergía de segunda generación (biohidrógeno) (Karthikeyan et al., 2020), como materia prima para la producción de biogás debido a que la proporción de carbono a nitrógeno de la planta es alta (Bote et al., 2020), para la producción de biocombustible sólido (Alves et al., 2019) y la fabricación de biobriquetas de combustible hechas de una combinación de jacinto de agua y fibra de racimo de fruta vacía (Rezania et al., 2016).

El menor número de publicaciones, 1 artículo, se encuentra en la categoría Revisión enfocado a la remoción de contaminantes orgánicos utilizando jacinto de agua (Madikizela, 2021). La distribución temporal de los artículos se muestra en la Figura 56 teniendo en cuenta el tipo de contenido, que presenta la evolución del número de artículos publicados desde 2016 hasta 2022. Del análisis de la Figura 56 se desprende claramente que el número de artículos ha crecido, lo que refleja el creciente interés de la comunidad científica en estos países con respecto a este tema. A partir de 2019 se identifica un crecimiento prolongado, refiriéndose a años anteriores, alcanzando el mayor número de publicaciones en 2021 con 28 casos. Se debe tener en cuenta que el número de publicaciones en 2022 representa los artículos de los primeros seis meses del año. El interés internacional en este tema de estudio también puede ser un factor importante en el crecimiento del número de publicaciones.



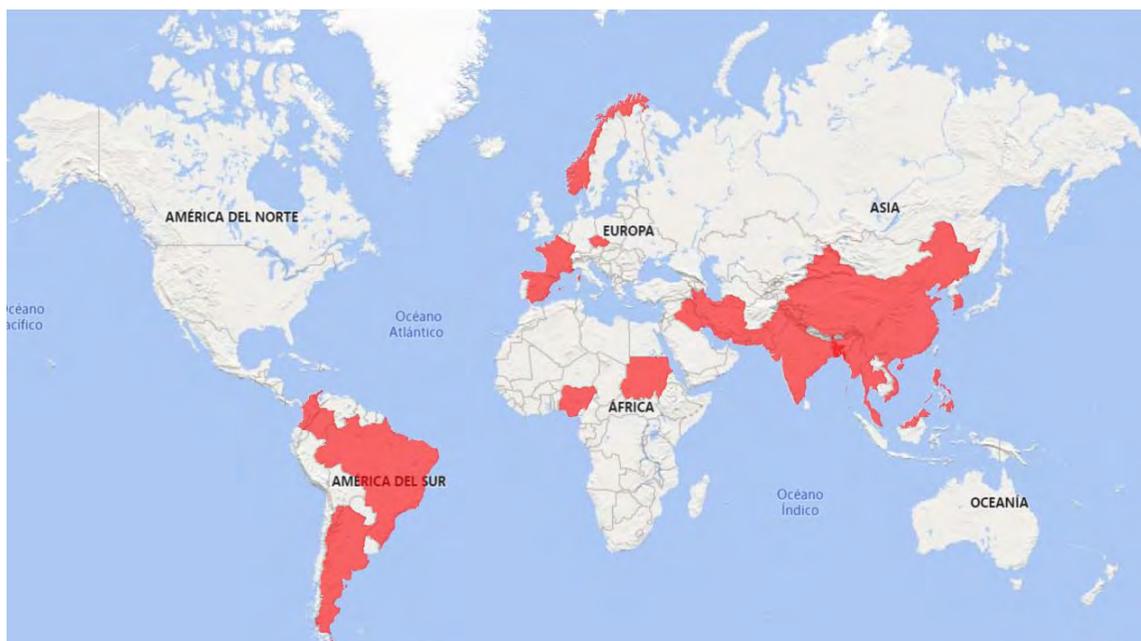
**Figura 56.** Evolución de las publicaciones teniendo en cuenta el año y tipo de contenido

### 4.3.3. Distribución geográfica

Los casos de oportunidades para el aprovechamiento de residuos y usos potenciales de biomasa de *E. crassipes* informados en la literatura y considerados en este documento cubren varios países de América, Asia, Europa y África. Los registros estadísticos de casos publicados que se identifican en este trabajo son los siguientes:

Asia con 43 estudios, correspondientes al 71,66% del total de casos, seguida de América con 10 estudios, correspondientes al 16,66%, Europa, con 5 casos, lo que equivale al 8,33%, y África tiene el 3,33% restante, con 2 casos. La Figura 57 muestra la distribución geográfica de los casos de estudio, India tiene la mayor cantidad de casos informados en la literatura, seguido de otros países como China, y Brasil.

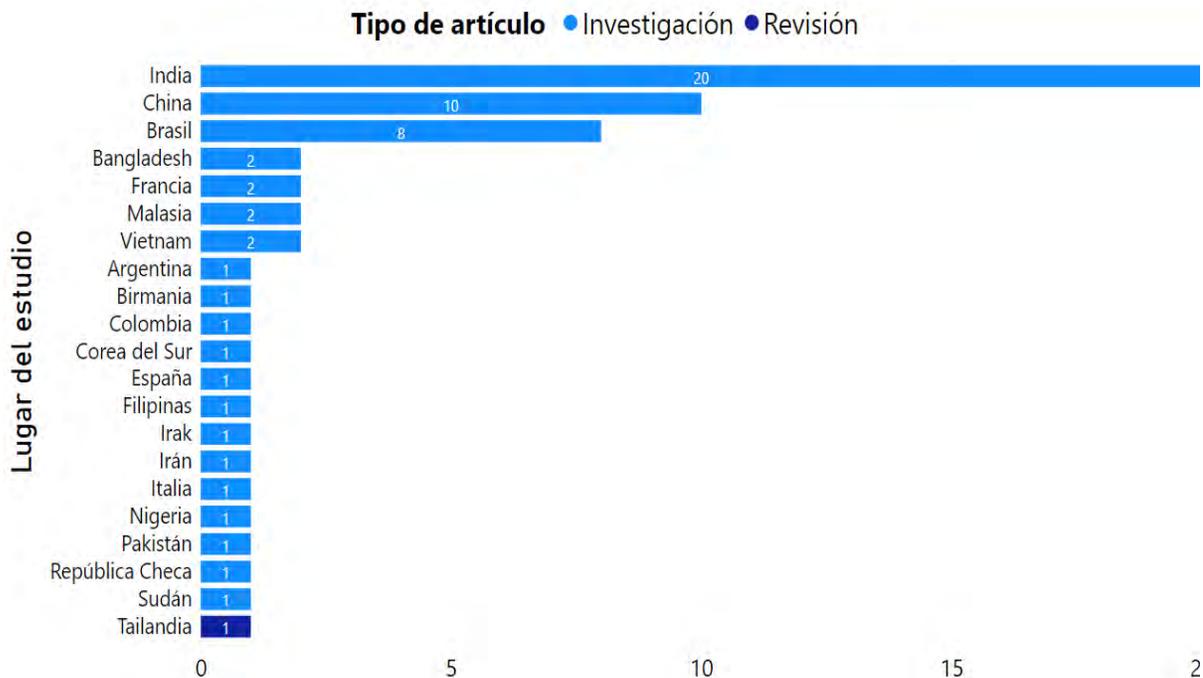
El análisis reveló que India lidera el ranking de países que más han contribuido a las publicaciones científicas sobre aprovechamiento de residuos de *E. crassipes*, representando el 33,33% de todas las publicaciones, valor mucho más alto que en los otros países y representando el 46,51% del número total de estudios publicados en Asia. Se analizaron 20 estudios realizados en India, destacándose como el país con más investigaciones relacionadas con la identificación de oportunidades y usos potenciales de biomasa de *E. crassipes*. En India se destaca la coproducción de etanol y metano con biomasa seca al sol y pulverizada (Kaur et al., 2019), la producción de compuesto reforzado con fibra de jacinto de agua con la combinación de material de matriz epoxi y fibra (Ajithram et al., 2022) y la preparación de compost de residuos de *E. crassipes* para el manejo de la invasión de malezas, la sedimentación, la eutrofización y la pérdida de fertilidad del suelo en los campos agrícolas (Shyam et al., 2022).



**Figura 57.** Distribución geográfica de los casos de estudio sobre aprovechamiento de *Eichhornia crassipes*

China aporta el 23,25% de los estudios identificados en el continente asiático, es claro que la economía China ha crecido en los últimos años, producto del esfuerzo nacional y la alta diversificación dominada por los sectores manufacturero y agrícola. En China se ha realizado la síntesis de biocarbón magnético utilizando *E. crassipes*, para la degradación de antibióticos de tipo fenton (metronidazol) (Yi et al., 2021), la síntesis de biocarbón derivado de *E. crassipes* mediante carbonización, grabado y calcinación, para para la degradación del Bisfenol-A mediante el proceso de oxidación avanzada de radicales sulfato (Chen et al., 2021) y la síntesis de biocarbón oxidado utilizando *E. crassipes* de raíz larga a través de una calcinación híbrida aeróbica/anaeróbica para reciclar sus plantas de desecho después de los tratamientos eutróficos (Lin et al., 2020).

Brasil aporta el 80% de la totalidad de los casos identificados en América, constituyéndose en el líder indiscutible y el país que ha implementado y desarrollado más investigaciones sobre esta temática de manera más extensa en esta región, al ser la nación con mayor proyección económica en América del Sur. En Brasil es importante resaltar los estudios enfocados en utilizar extractos vegetales de *E. crassipes* como aditivo biotecnológico para procesos de remediación ambiental (Selva et al., 2021), la síntesis de biocarbón derivado de *E. crassipes* (Sant'Anna et al., 2022) y la obtención de biocarbón activado con  $\text{HNO}_3$  a partir de biocarbón de *E. crassipes* (Sant'Anna et al., 2022). En la Figura 58 se presenta la distribución del número de estudios realizados por tipo de contenido y país.



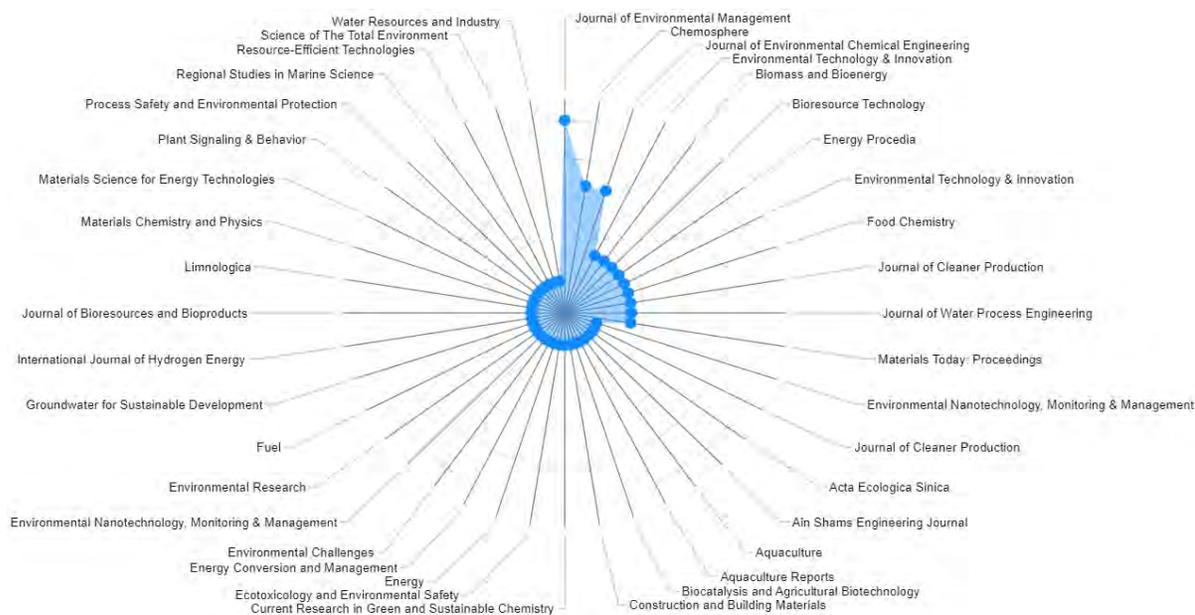
**Figura 58.** Distribución del número de estudios realizados por tipo de contenido y país

#### 4.3.4. Contribución de las revistas en la evolución de los artículos publicados.

Los artículos seleccionados se recopilaron de diferentes revistas. Estas revistas desempeñan un papel fundamental al proporcionar una plataforma para que los investigadores compartan sus descubrimientos, avances y conocimientos sobre esta especie acuática y brindan un medio para la difusión y divulgación de la investigación relacionada con *Eichhornia crassipes*. Al publicar los resultados de los estudios, los investigadores pueden compartir sus hallazgos con la comunidad científica y la sociedad en general. Esto permite que el conocimiento se amplíe y se actualice constantemente, fomentando así el avance en la comprensión de los usos de esta planta y sus implicaciones en diversos campos, como la ecología, la agricultura, la gestión de recursos hídricos y la biotecnología.

La distribución por revistas no es uniforme, como se puede observar en la Figura 59, en la cual se identifica la distribución de artículos por revistas con mayor número de publicaciones en el área de sobre aprovechamiento de *E. crassipes*. Se identifica que las revistas con más publicaciones sobre esta temática son Journal of Environmental Management con 6 casos, seguida de Chemosphere con 4 y Journal of Environmental Chemical Engineering con 4 estudios. En el universo de 60 fuentes, estas 3 revistas aportan el 23,3% de todas las publicaciones, del total de artículos, de los cuales el 10% se publicaron en el Journal of Environmental Management y el 6,66% en Chemosphere, siendo estas dos revistas principales, responsables del 16,66% de los estudios. La gran cantidad de revistas que reportan estudios

relacionados con el aprovechamiento de residuos de *Eichhornia crassipes*, resaltan la importancia de esta temática y que es de importancia a nivel científico y académico.



**Figura 59.** Gráfico radial de revistas con mayor número de artículos publicados

#### 4.3.5. Usos potenciales de biomasa de *Eichhornia crassipes* en los casos analizados

A través de una revisión sistemática de la literatura existente sobre usos potenciales de biomasa de *E. crassipes*, se mapeó la evolución de la investigación a lo largo de los años desde diversas perspectivas. Las principales razones para aprovechar la biomasa pueden ser diversas y van desde la producción de bioenergía, la síntesis de biocarbón, la coproducción de etanol y metano, el manejo de la invasión de malezas hasta la elaboración de aditivo biotecnológico para procesos de remediación ambiental.

La investigación identificó muchos criterios, como el ahorro de costos económicos, las aplicaciones potenciales, la utilización de desechos y la reducción del impacto ambiental. A nivel mundial, se identifican algunos casos exitosos que han demostrado beneficios económicos, ambientales y sociales para la comunidad circundante, lo que puede haber aumentado el interés por estudiar esta práctica.

##### 4.3.5.1. Países de África

En este continente se identifican pocos estudios desarrollados sobre los usos potenciales de biomasa de *E. crassipes*. Se destaca en Nigeria el uso como materia prima para la fabricación de bioplásticos para el envasado de alimentos para llevar y que además son biodegradables

(Oyeoka et al., 2021) y en Sudán el uso como agente antiparasitario económico y eficaz (Aboul et al., 2011). La Tabla 11 presenta los casos identificados en países africanos.

**Tabla 11.** Usos potenciales de biomasa de *Eichhornia crassipes* en países de África

País	Tipo de uso	Procedencia de la planta	Potencial uso/uso	Parte de la planta	Referencia
Nigeria	Producción de materiales/artículos	No específica	Materia prima para la fabricación de bioplásticos para el envasado de alimentos para llevar y además que sea biodegradable.	No específica	(Oyeoka et al., 2021)
Sudán	Salud	Agua dulce	Agente antiparasitario económico y eficaz.	Hojas	(Aboul et al., 2011)

#### 4.3.5.2. Países de América

Con excepción de Brasil, según la revisión bibliográfica realizada, los estudios sobre *usos potenciales de biomasa de Eichhornia crassipes* son escasos en este continente. Se identificó un estudio desarrollado en Colombia que se enfocó en la elaboración de un fertilizante rico en fosfato a partir de los desechos de la planta y la recuperación y reciclaje de fósforo presente en el jacinto de agua mediante transformación térmica (calcinación) de la macrófita. Los materiales obtenidos a partir de *E. crassipes* calcinado se pueden utilizar como enmienda para suelos ácidos y para aliviar la escasez de suministro de fósforo (Ramirez et al., 2021).

En Argentina se realizó rehabilitación de pequeños estanques urbanos eutróficos (agua subterránea enriquecida con sal) mediante el uso de estructuras flotantes con *E. crassipes* y biobolas de acuario (Fontanarrosa et al., 2019). Brasil, como potencia económica en América Latina, es el país con más casos detectados en esta investigación y los temas abordados van desde la reducción de la carga de Nitrógeno y Fósforo de estanques de tilapia del Nilo (*Oreochromis niloticus*) (Saviolo et al., 2020) a la eliminación y reciclaje de fósforo mediante un sistema de ingeniería ecológica de bajo costo (Baldovi et al., 2021). La Tabla 12 presenta los estudios realizados en países de América.

**Tabla 12.** Usos potenciales de biomasa de *Eichhornia crassipes* en países de América

País	Tipo de uso	Procedencia de la planta	Potencial uso/uso	Parte de la planta	Referencia
Argentina	Fitorremediación de aguas naturales	No específica	Rehabilitación de pequeños estanques urbanos eutróficos (agua subterránea enriquecida con sal) mediante el uso de estructuras flotantes con <i>E. crassipes</i> y biobolas de acuario.	No específica	(Fontanarrosa et al., 2019)
Colombia	Producción de fertilizantes	Agua dulce	Fertilizante rico en fosfato (los desechos de jacinto de agua): Recuperación y reciclaje de fósforo presente en el jacinto de agua mediante transformación térmica (calcinación) de la	Planta entera	(Ramirez et al., 2021)

País	Tipo de uso	Procedencia de la planta	Potencial uso/uso	Parte de la planta	Referencia
			macrófita. Los materiales obtenidos a partir del jacinto de agua calcinado se pueden utilizar como enmienda para suelos ácidos, para aliviar la escasez de suministro de P en el futuro.		
Brasil	Síntesis de biocarbón	No específica	Obtención de biocarbón activado con HNO <sub>3</sub> a partir de biocarbón de <i>Eichhornia crassipes</i> (400°C).	No específica	(Sant'Anna et al., 2022)
	Síntesis de biocarbón	No específica	Síntesis de biocarbón derivado de <i>Eichhornia crassipes</i>	No específica	(Sant'Anna et al., 2022)
	Fines analíticos	Agua dulce	Fase sólida para la preconcentración de plomo	Hojas	(de Almeida et al., 2021)
	Biorremediación ambiental	Lago	Aditivo biotecnológico para procesos de remediación ambiental (extracto vegetal).	Hojas, tallos, raíces	(Selva et al., 2021)
	Fitorremediación de aguas residuales	Agua residual	Remoción de Fósforo Total	Planta entera	(Baldovi et al., 2021)
	Fitorremediación de aguas residuales	No específica	Eliminación y reciclaje de fósforo (P) mediante un sistema de ingeniería ecológica de bajo costo: humedal artificial a escala piloto (remoción de Fósforo total).	Planta entera	(Baldovi et al., 2021)
	Fitorremediación de efluentes de cría de animales	No específica	Reducción de la carga de Nitrógeno y Fósforo de estanques de tilapia del Nilo ( <i>Oreochromis niloticus</i> ), mediante islas flotantes artificiales colonizadas por <i>Eichhornia crassipes</i> .	No específica	(Saviolo et al., 2020)
	Producción de energía	Agua dulce	Biomasa abundante de bajo costo para la producción de biocombustible sólido (muestras secadas en estufa a 105°C x 8 h, molidas y tamizadas).	Hojas y tallos	(Alves et al., 2019)

#### 4.3.5.3. Países de Asia

Los países del continente asiático aportan el mayor número de publicaciones a nivel mundial sobre usos potenciales de biomasa de *E. crassipes*, razón por la cual se constituye en una referencia en este campo de estudio. Dentro de los países que han realizado estudios sobre el aprovechamiento de *E. crassipes* en Asia se identifican India, China Bangladesh, Birmania, Corea del Sur, Irak, Irán, Malasia, Pakistán, Tailandia y Vietnam. La Tabla 13 presenta los estudios realizados en países asiáticos, en el cual se identifica a India como líder en esta temática.

**Tabla 13.** Usos potenciales de biomasa de *Eichhornia crassipes* en países de Asia

País	Tipo de uso	Procedencia de la planta	Potencial uso/uso	Parte de la planta	Referencia
Bangladesh	Producción de materiales/artículos	Agua dulce	Materia prima para la producción de papel y compost hechos a mano. El jacinto de agua se puede utilizar como materia prima para la fabricación de papel hecho a mano, mientras que el subproducto del proceso se puede complementar para mejorar la calidad nutricional del compost.	No específica	(Islam et al., 2021)
	Fitorremediación de aguas residuales	Agua dulce	Remoción del polvo de brotes de jacinto de agua de Cromo (Cr) y Cobre (Cu) de aguas residuales domésticas.	Brotes	(Sarkar et al., 2017)
Birmania	Fitorremediación de aguas residuales	Agua dulce	Eliminación de metales pesados (Fe, Cu, Cd, Cr, Zn, Ni) y As (un metaloide) del agua del efluente que se une al lago Loktak.	No específica	(Rai, 2019)
China	Fitorremediación de aguas residuales	No específica	Absorción de Nitrógeno (N) y fósforo (P)	Planta entera	(Li et al., 2021)
	Fitorremediación de aguas residuales	Agua dulce	Absorción de antibióticos presentes en aguas contaminadas residuales.	Planta entera	(Yan et al., 2021)
	Fitorremediación de aguas residuales	No específica	Eliminación mediante la absorción de Nitrógeno (N) y Fósforo (P) de las aguas residuales con altas concentraciones de N y P.	Planta entera	(Li et al., 2021)
	Fitorremediación de aguas naturales	No específica	Eliminación de cuatro plaguicidas de triazina (simazina, atrazina, terbutilazina y metribuzina)	No específica	(Wang et al., 2021)
	Síntesis de biocarbón	No específica	Síntesis de biocarbón magnético utilizando <i>E. crassipes</i> , para la degradación de antibióticos de tipo Fenton (metronidazol).	No específica	(Yi et al., 2021)
	Síntesis de biocarbón	No específica	Síntesis de biocarbón derivado de <i>E. crassipes</i> , para una eliminación eficiente de Cr (VI).	No específica	(Liang et al., 2021)
	Síntesis de biocarbón	No específica	Síntesis de biocarbón derivado de <i>E. crassipes</i> (mediante la carbonización de <i>E. crassipes</i> , grabado y calcinación), para la degradación del bisfenol A mediante el proceso de oxidación avanzada de radicales sulfatos.	No específica	(Chen et al., 2021)

País	Tipo de uso	Procedencia de la planta	Potencial uso/uso	Parte de la planta	Referencia
	Uso de la biomasa de <i>Eichhornia crassipes</i> postratamiento de aguas residuales	Lago	Síntesis de biocarbón oxidado utilizando <i>E. crassipes</i> de raíz larga a través de una calcinación híbrida aeróbica/anaeróbica para reciclar sus plantas de desecho después de los tratamientos eutróficos.	Planta entera (desecho)	(Lin et al., 2020)
	Uso de la biomasa de <i>Eichhornia crassipes</i> postratamiento de aguas residuales	No específica	Producción de alimento para animales.	Planta entera	(Queiroz et al., 2020)
	Producción de energía	No específica	Producción de hidrógeno gracias a la liberación de carbohidratos de <i>E. crassipes</i> .	Planta entera	(Wazeri et al., 2018)
Corea del Sur	Fitorremediación de efluentes de cría de animales	No específica	Tratamiento de aguas residuales porcinas para la eliminación de nitrógeno y fósforo.	No específica	(Sudiarto et al., 2019)
Filipinas	Producción de materiales/artículos	No específica	Uso de fibras naturales de jacinto de agua mezcladas con telas de poliéster como material base para compuestos de electrodos de un supercondensador	No específica	(Alzate et al., 2022)
India	Fitorremediación de aguas naturales	Agua dulce	Remoción de Pb, As, Hg, Cd y Ni.	Planta entera	(Ulaganathan et al., 2022)
	Producción de materiales/artículos	No específica	Producción de compuesto reforzado con fibra de jacinto de agua. Con la combinación de material de matriz epoxi y fibra 30:70 se logra más resistencia.	Tallo	(Ajithram et al., 2022)
	Producción de materiales/artículos	Agua dulce	Preparación de compost de residuos de <i>E. crassipes</i> para el manejo de la invasión de malezas, la sedimentación, la eutrofización y la pérdida de fertilidad del suelo en los campos agrícolas.	No específica	(Shyam et al., 2022)
	Extracción de compuestos valiosos que se encuentran en el jacinto de agua	Agua dulce	Extracción de ácido shikímico del jacinto de agua mediante sonicación, debido a que es un precursor para la síntesis del medicamento antiviral fosfato de oseltamivir (Tamiflu®) que se usa para tratar la influenza aviar H5N1.	Tallo, hojas y raíces	(Ganorkar et al., 2022b)
	Producción de energía	No específica	Materia prima para la pirólisis.	Planta entera	(Hihu et al., 2021)
	Fitorremediación de aguas residuales	No específica	Tratamiento de aguas residuales domésticas utilizando macrófitas emergentes, flotantes y sumergidas.	Planta entera	(Selvaraj & Velvizhi, 2021)

<b>País</b>	<b>Tipo de uso</b>	<b>Procedencia de la planta</b>	<b>Potencial uso/uso</b>	<b>Parte de la planta</b>	<b>Referencia</b>
	Otros usos potenciales	No específica	Uso de <i>E. crassipes</i> (de desecho) junto con inóculos microbianos y adición de minerales de roca (es decir, fosfato de roca, dolomita y mica, para la producción de vermicompost.	No específica	(Das et al., 2021)
	Otros usos potenciales	No específica	Fabricación de compuestos epoxi reforzados con fibra de basalto, cáscara de huevo y material particulado de jacinto de agua.	No específica	(Manikandan et al., 2021)
	Síntesis de biocarbón	No específica	Síntesis de nanocompuesto de biocarbón derivado de <i>E. crassipes</i> (biomasa de desecho), para la eliminación de iones de metales pesados del agua residual.	No específica	(Agasti, 2021)
	Síntesis de biocarbón	Agua dulce	Producción de biocarbón se obtenida a partir de biomasa de jacinto de agua seca a 350°C con 60 min, para el tratamiento del agua del lago Chandramkudi, lago de agua dulce contaminado por la mezcla de efluentes industriales mal tratados, desechos médicos, desechos municipales, emisiones de automóviles, etc	No específica	(Narayanan et al., 2021)
	Producción de energía	Aguas residuales	Materia prima para la producción de bioenergía de segunda generación (biohidrógeno).	Planta entera	(Karthikeya et al., 2020)
	Producción de energía	Agua dulce	Materia prima para la producción de biogás con jacinto de agua (ya que la proporción de carbono a nitrógeno de la planta es alta, puede usarse para la producción de biogás).	Planta entera	(Bote et al., 2020)
	Fitorremediación de aguas residuales	No específica	Adsorción del tinte cristal violeta utilizando raíces vivas de <i>E. crassipes</i> . Tratamiento de aguas residuales.	Planta entera	(Patil et al., 2020)
	Otros usos potenciales	Agua de mar	Uso de <i>E. crassipes</i> en descomposición en la dinámica de nutrientes del sistema de remanso de Cochin, Kerala-India.	No específica	(Imchen et al., 2020)
	Otros usos potenciales	Agua dulce	Producción de compost empleando desecho de <i>E. crassipes</i> .	Planta entera (desecho)	(Mazumder et al., 2020)
	Producción de energía	Aguas residuales	Coproducción de etanol y metano con biomasa seca al sol y pulverizada.	Planta entera	(Kaur et al., 2019)

<b>País</b>	<b>Tipo de uso</b>	<b>Procedencia de la planta</b>	<b>Potencial uso/uso</b>	<b>Parte de la planta</b>	<b>Referencia</b>
	Producción de energía	Agua dulce	Producción de biogás a partir de jacinto de agua.	Hojas, tallo, raíz	(Barua & Kalamdhad, 2019)
	Fitorremediación de aguas residuales	Agua dulce	Remoción del tinte rojo congo de las aguas residuales, mediante el uso de la biomasa de brotes quemados de <i>E. crassipes</i> .	Brotes quemados	(Roy & Mondal, 2019)
	Producción de energía	Agua salobre	Producción de biogás. La codigestión de la biomasa de <i>E. crassipes</i> con lodos residuales y desechos de alimentos produce más biogás.	Planta entera	(Priya et al., 2018)
	Fitorremediación de aguas residuales	Agua dulce	Eliminación del tinte cristal violeta mediante la absorción de raíces en polvo de jacinto de agua para la decoloración del tinte cristal violeta.	Raíces	(Kulkarni et al., 2017)
Irak	Fitorremediación de aguas residuales	Lago y río	Biosíntesis de nanopartículas de plata mediante el uso de extractos de <i>E. crassipes</i> .	Planta entera	(Abdulqahar et al., 2021)
Irán	Otros usos potenciales	Agua de mar	Extracto dietético de jacinto de agua como inmunoestimulante sobre parámetros inmunitarios no específicos, defensa antioxidante y resistencia contra <i>Streptococcus iniae</i> en alevines de trucha arcoíris ( <i>Oncorhynchus mykiss</i> ).	Hojas	(Rufchaei et al., 2020)
Malasia	Fitorremediación de aguas residuales	No específica	Tratamiento de aguas residuales de la industria del café a través de un sistema continuo de humedales construidos en dos etapas.	Planta entera	(Said et al., 2020)
	Producción de energía	Aguas residuales	Fabricación de biobriquetas de combustible hechas de una combinación de jacinto de agua y fibra de racimo de fruta vacía (residuo de molino de aceite de palma).	Planta entera	(Rezania et al., 2016)
Pakistán	Fitorremediación de aguas residuales	Agua dulce	Tratamiento de aguas residuales industriales en humedales construidos, para la eliminación de metales pesados (Cd, Cu, Pb).	No específica	(Ayaz et al., 2020)
Tailandia	Fitorremediación de aguas naturales	No específica	Remoción de contaminantes orgánicos utilizando jacinto de agua (colorantes orgánicos del agua).	No específica	(Madikizela, 2021)
Vietnam	Producción de energía	Agua dulce	Producción de gas hidrógeno a partir de biomasa de jacinto de agua modificado ( <i>E. crassipes</i> ) a través del proceso de pirólisis.	Planta entera	(Tran et al., 2021)

País	Tipo de uso	Procedencia de la planta	Potencial uso/uso	Parte de la planta	Referencia
	Síntesis de biocarbón	Río	Síntesis de biocarbón magnético utilizando tallos de <i>Eichhornia crassipes</i> , para la adsorción de colorantes catiónicos y aniónicos por nanomagnetita.	No específica	(Doan et al., 2021)

#### 4.3.5.4. Países de Europa

Los países del continente europeo no presentan numerosos estudios sobre usos potenciales de biomasa de *Eichhornia crassipes*, destacan las investigaciones relacionadas con la biosorción de compuestos químicos y el aprovechamiento energético de biomasa. Dentro de los países que han realizado estudios sobre el aprovechamiento de *E. crassipes* en Europa se encuentran Francia, Italia, España y República Checa. La Tabla 14 presenta los estudios realizados en países de Europa.

**Tabla 14.** Usos potenciales de biomasa de *Eichhornia crassipes* en países de Europa

País	Tipo de uso	Procedencia de la planta	Potencial uso/uso	Parte de la planta	Referencia
Italia	Producción de energía	No específica	Aprovechamiento energético de la biomasa de <i>E. crassipes</i> pretatada química y térmicamente en procesos de digestión anaerobia.	Planta entera	(Carlini et al., 2018)
Francia	Reciclaje ecológico de metales	No específica	Biosorción de paladio (Pd)	Planta entera	(García et al., 2021)
	Reciclaje ecológico de metales	No específica	Biosorción de paladio (Pd) en humedales	Raíces	(Adler et al., 2021)
República Checa	Fitorremediación de aguas naturales	No específica	Bioacumulación de mercurio	No específica	(Pelcová et al., 2021)
España	Producción de materiales/artículos	Agua dulce	Fabricación de un material de construcción de aislamiento térmico, basado en pecíolos de <i>E. crassipes</i> y mezclado con cemento.	No específica	(Salas & Barbero, 2019)

Después de años de exploración y mejora, ha habido avances significativos en esta área de investigación, incluida la síntesis de excelentes materiales derivados de celulosa *E. crassipes*, producción innovadora de bioenergía, etc. (Feng et al., 2017). Aunque el jacinto de agua se considera una planta acuática nociva, tiene algunas desventajas y ventajas en varias perspectivas.

En las perspectivas positivas, el jacinto de agua es una planta de fitorremediación debido a su capacidad para acumular concentraciones más altas de iones metálicos y crecer en AR muy contaminadas y ricas en nutrientes (Auchterlonie et al., 2021). Las plantas de *E. crassipes* han

realizado con éxito la fitorremediación de varios iones metálicos tóxicos como Zn, Co, Fe, Ni, Cu, Pb, Cr (Ibezim & Ihunwo, 2020). Además, las materias orgánicas de *E. crassipes*, como las hojas y los tallos de las plantas, se utilizan como materia prima para biogás, piensos para animales y biocompost (Rezania et al., 2015).

En un enfoque positivo, esta planta crea algunos aspectos comerciales para los pueblos de las masas de agua cercanas. De esta planta, el pecíolo se utiliza para diferentes tratamientos médicos como el picor y algunos otros. El tallo de la planta se usa como fertilizante natural con algunas proporciones de mezcla. Las flores de las plantas se utilizan para cocinar y artículos estéticos. Las flores y partes secas de esta planta se utilizan para producir artículos comerciales como productos decorativos, bolsas, alimentos para animales, vasos de papel y la fabricación de algunos artículos ornamentales (Kim et al., 2008).

A medida que se han realizado más estudios sobre la *E. crassipes*, ha aumentado el número de posibles vías de utilización. Sin embargo, los beneficios económicos de las tecnologías de utilización para *E. crassipes*, que se detallan en esta revisión son limitados. Es de vital importancia acelerar el desarrollo de una utilización integral y factible de la biomasa *E. crassipes*.

## 5. Conclusiones

Las características de los afluentes al bioprototipo provenientes del arroyo León en este estudio, se encontraron en su mayoría dentro de los rangos típicos para las aguas residuales domésticas, en todos los parámetros fisicoquímicos *in situ* analizados (temperatura, pH, conductividad eléctrica y oxígeno disuelto), así como en la concentración de DQO, sólidos suspendidos totales y sólidos sedimentables, color aparente, turbiedad, coliformes totales y fecales, concentración de nitrógeno amoniacal, sulfatos y hierro. Estos resultados destacaron la importancia de tratar las aguas residuales domésticas antes de liberarlas en las aguas superficiales para evitar daños a la vida acuática y la salud humana, o antes de su reutilización. La eficacia del bioprototipo de varias etapas que utilizó *Eichhornia crassipes* para tratar afluentes domésticos, se evaluó mediante el análisis de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos seleccionados.

La evaluación del desempeño del bioprototipo, mostró en términos de resultados que el tratamiento biológico logró reducir significativamente la carga orgánica e inorgánica en el agua del arroyo León. Los resultados del estudio demostraron que después de una exposición de tres días en cada corrida, se logró reducir la DBO<sub>5</sub> en un 96,18 %, la DQO en un 82,76 %, los ST en un 66,59 %, los SST en un 96,02 %, los SDT en un 64,25 %, los Ssed en un 100 %, la turbiedad en un 98,73 %, los aerobios mesófilos en un 100 %, los CT y CF en un 100 %, el nitrógeno amoniacal en un 99,49 %, los nitritos en un 96,34 %, los nitratos en un 54,70 %, los ortofosfatos en un 94,41 % y los aceites y grasas en un 100%. Por tanto, el bioprototipo evaluado demostró ser altamente efectivo en la eliminación de contaminantes del agua del arroyo León en este estudio.

Después del tratamiento biológico del agua del arroyo León en el bioprototipo, se observaron diferencias significativas en la carga orgánica entre el afluente sin tratar y el efluente tratado, de acuerdo a los análisis de DBO<sub>5</sub> y DQO. Después de someter el agua del arroyo León al tratamiento en el bioprototipo, se obtuvieron valores promedio consistentes en los análisis fisicoquímicos y microbiológicos realizados en las tres corridas. No se observaron diferencias significativas entre la corrida 1, corrida 2 y corrida 3.

La evaluación de los posibles efectos fitotóxicos en las plantas de *Eichhornia crassipes* utilizadas en el bioprototipo mostró que, basándose en los resultados obtenidos, no se observaron impactos negativos en términos del aumento de la biomasa fresca, el crecimiento relativo de las plantas, la generación de nuevos estolones, el número de hojas y la longitud de raíz en la Corrida 1, Corrida 2 y Corrida 3. No obstante, se destacó un efecto estimulante en la concentración de clorofila  $\alpha$ ,  $\beta$  y total, así como los carotenoides, los cuales aumentaron después de los tratamientos biológicos en el bioprototipo. También se observó un aumento en la acumulación de nutrientes, como nitrógeno total y fósforo disponible, en los tejidos radiculares. Los Tratamientos Biológicos I, II y III tuvieron efectos positivos en el aumento de estos parámetros, siendo el Tratamiento Biológico I el que obtuvo mejores resultados, seguido por el Tratamiento Biológico II y finalmente el Tratamiento Biológico III.

La identificación de usos potenciales de la biomasa de *Eichhornia crassipes* basándose en las referencias bibliográficas consultadas, permitió identificar varios usos frecuentes. De acuerdo a las referencias consultadas, la fitorremediación de aguas contaminadas es uno de los usos más frecuentes, evidenciado en un 35% de los estudios consultados. Le sigue, la producción de energía con un 18%, y la producción de materiales/artículos (17%). En menor medida, se encontraron otros usos potenciales como la síntesis de biocarbón (15%) y la producción de abono y/o fertilizantes (7%). Los resultados del estudio indicaron que el bioprototipo desarrollado, que combina el jacinto de agua con bacterias comerciales, podría ser una alternativa viable para la fitorremediación de aguas residuales domésticas en áreas rurales donde no existe una conexión a alcantarillado. Los hallazgos sugieren que esta solución puede contribuir significativamente a una reutilización más segura del agua residual doméstica tratada o a su vertimiento más seguro en fuentes de agua superficial natural.

## 6. Perspectivas Futuras

Según los hallazgos de este estudio, existen varias posibilidades para futuras investigaciones, que se detallan a continuación:

- La primera opción implica llevar a cabo lo siguiente:
  - a) Estudiar e identificar de los microorganismos o comunidades microbianas asociadas a las raíces de las plantas de *E. crassipes* durante el tratamiento del ARD en los tratamientos biológicos que componen el bioprototipo.
  - b) Estudiar los cambios en las concentraciones de enzimas antioxidantes, como la superóxido dismutasa (SOD) y la catalasa (CAT), en las plantas de *E. crassipes* utilizadas durante el tratamiento del ARD en el bioprototipo.
  - c) Probar el bioprototipo durante la temporada de lluvias.
  - d) Probar el bioprototipo en condiciones de clima frío.
  
- La segunda opción es llevar a cabo un estudio con la implementación del bioprototipo para el tratamiento de ARD en una comunidad rural. En esta opción, se sugiere poner en marcha el sistema de la mano con el aprovechamiento de la biomasa de la *E. crassipes* para fabricar un artículo o producto que beneficie económicamente a la comunidad involucrada.

## Referencias

- Abdelkrim, S., Jebara, S., & Jebara, M. (2018). Antioxidant systems responses and the compatible solutes as contributing factors to lead accumulation and tolerance in *Lathyrus sativus* inoculated by plant growth promoting rhizobacteria. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *166*, 427–436. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.09.115>
- Abdulqahar, F., Almuhamady, A., & Al Taei, M. (2021). Characterization and antibacterial activity of silver nanoparticles biosynthesized by using aquatic weeds extracts. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, *15*, 100406. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.enmm.2020.100406>
- Abouelsaad, O., Matta, E., Omar, M., & Hinkelmann, R. (2022). Numerical simulation of Dissolved Oxygen as a water quality indicator in artificial lagoons—Case study El Gouna, Egypt. *Regional Studies in Marine Science*, *56*, 102697. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.rsma.2022.102697>
- Aboul, A., Al, A., Shalaby, E., Abul, F., Nasr, A., Mahmoud, A., & Shemy, H. (2011). *Eichhornia crassipes* (Mart) solms. *Plant Signaling & Behavior*, *6*(6), 834–836. <https://doi.org/10.4161/psb.6.6.15166>
- Achak, M., Mandi, L., & Ouazzani, N. (2009). Removal of organic pollutants and nutrients from olive mill wastewater by a sand filter. *Journal of Environmental Management*, *90*(8), 2771–2779. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.03.012>
- Achak, M., Mandi, L., & Ouazzani, N. (2011). Elimination des polluants organiques des effluents de l'industrie oléicole par combinaison d'un filtre à sable et un lit planté. *Sciences de l'Eau*, *24*, 35–51. <https://doi.org/10.7202/045826ar>
- Acurio, R., Mamarandi, J., Ojeda, A., Tenorio, E., Chiluisa, V., & Vaca, I. (2020). Evaluación de *Bacillus* spp. como rizobacterias promotoras del crecimiento vegetal (RPCV) en brócoli (*Brassica oleracea* var. *italica*) y lechuga (*Lactuca sativa*). *Ciencia y Tecnología Agropecuaria*. [https://doi.org/https://doi.org/10.21930/rcta.vol21\\_num3\\_art:1465](https://doi.org/https://doi.org/10.21930/rcta.vol21_num3_art:1465)
- Adler, P., Dumas, T., Deyris, P., Petit, E., Diliberto, S., Boulanger, C., & Grison, C. (2021). II- from ecological recycling of Pd to greener sonogashira cross-coupling reactions. *Journal of Cleaner Production*, *293*, 126164. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126164>
- Agasti, N. (2021). Decontamination of heavy metal ions from water by composites prepared from waste. *Current Research in Green and Sustainable Chemistry*, *4*, 100088. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.crgsc.2021.100088>
- Agrawal, A., Sharma, N., & Sharma, P. (2021). Designing an economical slow sand filter for households to improve water quality parameters. *Materials Today: Proceedings*, *43*, 1582–1586. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.matpr.2020.09.450>
- Ahmad, I., Abdullah, N., Koji, I., Yuzir, A., Ahmad, M., Rachmadona, N., Al-Dailami, A., Show, P. L., & Khoo, K. S. (2023). Micro and macro analysis of restaurant wastewater containing fat, oil, grease (FOG): An approach based on prevention, control, and sustainable management. *Chemosphere*, *325*, 138236. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138236>
- Ahmad, N., Muttalib, M., Uda, M., Arsat, Z., Abdullah, F., Hashim, M., Azizan, F., Jusoh, M., Kamaruzaman, S., & Nordin, A. (2023). Measurement of leaf chlorophyll content in

- Harumanis mango cultivated in a greenhouse using SPAD meter. *Materials Today: Proceedings*. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.matpr.2023.01.174>
- Ahsan, S., Kaneco, S., Ohta, K., Mizuno, T., & Kani, K. (2001). Use of some natural and waste materials for waste water treatment. *Water Research*, 35(15), 3738–3742. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00047-1](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00047-1)
- Ait, A., Ouazzani, N., Latrach, L., Hejjaj, A., Assabbane, A., Belkouadssi, M., & Mandi, L. (2018). Feasibility of olive mill wastewater treatment by multi-soil-layering ecotechnology. *J. Mater. Environ. Sci.*, 9(4), 1223–1233. <https://doi.org/10.26872/jmes.2017.9.4.134>
- Ajithram, A., Winowlin, J., Siva, I., & Brintha, N. (2022). Utilizing the aquatic waste and investigation on water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) natural plant in to the fibre composite: Waste recycling. *Materials Today: Proceedings*. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.matpr.2022.02.301>
- Alameda, D., & Villar, R. (2009). Moderate soil compaction: Implications on growth and architecture in seedlings of 17 woody plant species. *Soil Tillage Research*, 103(2), 325–331. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.still.2008.10.029>
- Ali, F., Jilani, G., Fahim, R., Bai, L., Wang, C., Tian, L., & Jiang, H. (2019). Functional and structural roles of wiry and sturdy rooted emerged macrophytes root functional traits in the abatement of nutrients and metals. *Journal of Environmental Management*, 249, 109330. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109330>
- Ali, M., Rousseau, D., & Ahmed, S. (2018). A full-scale comparison of two hybrid constructed wetlands treating domestic wastewater in Pakistan. *Journal of Environmental Management*, 210, 349–358. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.01.040>
- Ali, S., Abbas, Z., Rizwan, M., Zaheer, I., Yavaş, I., Ünay, A., Abdel, M., Bin, M., Hasanuzzaman, M., & Kalderis, D. (2020). Application of Floating Aquatic Plants in Phytoremediation of Heavy Metals Polluted Water: A Review. *Sustainability*, 12(5), 1927. <https://doi.org/https://doi.org/10.3390/su12051927>
- Ali, Y., & Khedr, I. (2018). Estimation of water losses through evapotranspiration of aquatic weeds in the Nile River (Case study: Rosetta Branch). *Water Science*, 32(2), 259–275. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.wsj.2018.08.002>
- Alisawi, H. (2020). Performance of wastewater treatment during variable temperature. *Applied Water Science*, 10(4), 89. <https://doi.org/10.1007/s13201-020-1171-x>
- Alves, J., da Silva, J., da Silva, V., Alves, R., de Araujo, W., & De Sena, R. (2019). Kinetics and thermodynamics parameters evaluation of pyrolysis of invasive aquatic macrophytes to determine their bioenergy potentials. *Biomass and Bioenergy*, 121, 28–40. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2018.12.015>
- Alves, O., Araújo, J., Silva, P., Magnus, B., Gavazza, S., Florencio, L., & Kato, M. (2022). Formation and stability of aerobic granular sludge in a sequential batch reactor for the simultaneous removal of organic matter and nutrients from low-strength domestic wastewater. *Science of The Total Environment*, 843, 156988. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156988>
- Alzate, D., Peñafiel, F., & Binag, C. (2022). Polypyrrole on pineapple (*Ananas comosus*) and water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) polyester blended textiles as promising electrode materials for supercapacitor applications. *Materials Chemistry and Physics*, 279, 125774.

- <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.matchemphys.2022.125774>
- Anguiano, J., Flores, A., Olalde, V., Arredondo, R., & Laredo, E. (2020). Evaluación de cepas de *Bacillus subtilis* como promotoras de crecimiento vegetal. *Revista Bio Ciencias*, 6. <https://doi.org/https://doi.org/10.15741/revbio.06.e418>
- Anipeddi, M., Begum, S., & Anupoju, G. (2022). *Chapter 13 - Integrated technologies for the treatment of and resource recovery from sewage and wastewater using water hyacinth* (pp. 293–314). Elsevier. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-323-88511-9.00019-7>
- Anjum, M., Al-Makishah, N., & Barakat, M. (2016). Wastewater sludge stabilization using pre-treatment methods. *Process Safety and Environmental Protection*, 102, 615–632. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.psep.2016.05.022>
- ANLA - Autoridad Nacional de Licencias Ambientales. (2010). *Decreto 3930 del 25 de octubre del 2010*. [https://www.anla.gov.co/documentos/normativa/decretos/dec\\_3930-2010\\_reglamenta\\_agua\\_y\\_residuos\\_liquidados.pdf](https://www.anla.gov.co/documentos/normativa/decretos/dec_3930-2010_reglamenta_agua_y_residuos_liquidados.pdf)
- Ansari, A., Naeem, M., Gill, S., & AlZuaibr, F. (2020). Phytoremediation of contaminated waters: An eco-friendly technology based on aquatic macrophytes application. *The Egyptian Journal of Aquatic Research*. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ejar.2020.03.002>
- Arcentales, R., Carrión, A., Cipriani, I., Acosta, S., Capparelli, M., Moulatlet, G., & Pinos, V. (2022). Assessment of metals, emerging contaminants, and physicochemical characteristics in the drinking water and wastewater of Cuenca, Ecuador. *Journal of Trace Elements and Minerals*, 2, 100030. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jtemin.2022.100030>
- Arias, M., & Brown, M. (2009). Feasibility of using constructed treatment wetlands for municipal wastewater treatment in the Bogotá Savannah, Colombia. *Ecological Engineering*, 35(7), 1070–1078. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2009.03.017>
- Ariza, S., González, O., & López, J. (2020). Evaluación de fijadores biológicos de nitrógeno libres sobre el crecimiento de gramíneas en suelo degradado. *Revista Colombiana de Biotecnología*, 12(1), 87–97. <https://doi.org/10.15446/rev.colomb.biote.v22n1.78019>
- Auchterlonie, J., Eden, C., & Sheridan, C. (2021). The phytoremediation potential of water hyacinth: A case study from Hartbeespoort Dam, South Africa. *South African Journal of Chemical Engineering*, 37, 31–36. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.sajce.2021.03.002>
- Ávila, C., Salas, J., Martín, I., Aragón, C., & García, J. (2013). Integrated treatment of combined sewer wastewater and stormwater in a hybrid constructed wetland system in southern Spain and its further reuse. *Ecological Engineering*, 50, 13–20. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.08.009>
- Awad, J., Hewa, G., Myers, B., Walker, C., Lucke, T., Akyol, B., & Duan, X. (2022). Investigation of the potential of native wetland plants for removal of nutrients from synthetic stormwater and domestic wastewater. *Ecological Engineering*, 179, 106642. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2022.106642>
- Ayaz, T., Khan, S., Khan, A., Lei, M., & Alam, M. (2020). Remediation of industrial wastewater using four hydrophyte species: A comparison of individual (pot experiments) and mix plants (constructed wetland). *Journal of Environmental Management*, 255,

109833. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109833>
- Badillo, L., Carvajal, C., Plata, D., & Fernández, D. (2016). Construcción y evaluación de la eficiencia de dos prototipos de humedal artificial para el tratamiento de aguas residuales domésticas provenientes de la Universidad El Bosque. *Revista de Tecnología Journal of Technology*, 15(2), 61–170. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=6232803>
- Baird, R., Eaton, A., & Rice, E. (2017). *Standard Methods for the examination of water and wastewater* (23RD ed.). <https://doi.org/10.2105/SMWW.2882.216>
- Baldovi, A., de Barros, A., Benassi, R., Vymazal, J., & de Jesus, T. (2021). Phosphorus removal in a pilot scale free water surface constructed wetland: hydraulic retention time, seasonality and standing stock evaluation. *Chemosphere*, 266, 128939. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128939>
- Banu, H. A. T., Karthikeyan, P., Vigneshwaran, S., & Meenakshi, S. (2020). Adsorptive performance of lanthanum encapsulated biopolymer chitosan-kaolin clay hybrid composite for the recovery of nitrate and phosphate from water. *International Journal of Biological Macromolecules*, 154, 188–197. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2020.03.074>
- Barco, A., & Borin, M. (2017). Treatment performance and macrophytes growth in a restored hybrid constructed wetland for municipal wastewater treatment. *Ecological Engineering*, 107, 160–171. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.07.004>
- Barreiro, S., González, C., & de Godos, I. (2021). Characterization of communities in a microalgae-bacteria system treating domestic wastewater reveals dominance of phototrophic and pigmented bacteria. *Algal Research*, 59, 102447. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.algal.2021.102447>
- Barreno, E., Córdova, M., Vargas, J., & Calderón, M. (2020). Lechuguín (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms) y lenteja de agua (*Lemna* Spp.) en la reducción de la dureza del agua de riego. *Conciencia Digital*, 3(11), 133–146. <https://doi.org/https://doi.org/10.33262/concienciadigital.v3i1.1.1136>
- Barua, V., & Kalamdhad, A. (2019). Biogas production from water hyacinth in a novel anaerobic digester: A continuous study. *Process Safety and Environmental Protection*, 127, 82–89. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.psep.2019.05.007>
- Batool, A., & Saleh, T. (2020). Removal of toxic metals from wastewater in constructed wetlands as a green technology; catalyst role of substrates and chelators. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 189, 109924. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109924>
- Benavides, L. (2019). *Análisis de la influencia de la calidad del agua del Arroyo León en la calidad del agua de la ciénaga de Mallorca* [Universidad del Norte]. <http://manglar.uninorte.edu.co/bitstream/handle/10584/8693/137136.pdf?sequence=1>
- Bi, R., Zhou, C., Jia, Y., Wang, S., Li, P., Reichwaldt, E., & Liu, W. (2019). Giving waterbodies the treatment they need: A critical review of the application of constructed floating wetlands. *Journal of Environmental Management*, 238, 484–498. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.02.064>
- Bid, S., & Siddique, G. (2019). Identification of seasonal variation of water turbidity using NDTI method in Panchet Hill Dam, India. *Modeling Earth Systems and Environment*, 5(4), 1179–1200. <https://doi.org/10.1007/s40808-019-00609-8>

- Bo, Y., & Wen, W. (2022). Treatment and technology of domestic sewage for improvement of rural environment in China. *Journal of King Saud University - Science*, 34(7), 102181. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jksus.2022.102181>
- Boonsaner, M., & Hawker, D. (2015). Transfer of oxytetracycline from swine manure to three different aquatic plants: Implications for human exposure. *Chemosphere*, 122, 176–182. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.11.045>
- Borker, A., Mane, A., Saratale, G., & Pathade, G. (2013). Phytoremediation potential of *Eichhornia crassipes* for the treatment of cadmium in relation with biochemical and water parameters. *Emirates Journal of Food and Agriculture*, 25(6). <https://doi.org/10.9755/ejfa.v25i6.13970>
- Borker, A., Mane, A., Saratale, G., & Pathade, G. (2017). Potencial de fitoremediación de *Eichhornia crassipes* para el tratamiento de cadmio en relación con parámetros bioquímicos y hídricos. *Emirates Journal of Food and Agriculture*, 25(6), 443–456. <https://doi.org/https://doi.org/10.9755/ejfa.v25i6.13970>
- Borne, K., Fassman, E., & Tanner, C. (2013). Floating treatment wetland retrofit to improve stormwater pond performance for suspended solids, copper and zinc. *Ecological Engineering*, 54, 173–182. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.01.031>
- Bote, M., Naik, V., & Jagdeeshgouda, K. (2020). Production of biogas with aquatic weed water hyacinth and development of briquette making machine. *Materials Science for Energy Technologies*, 3, 64–71. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.mset.2019.09.001>
- Boutillier, L., Jamieson, R., Gordon, R., Lake, C., & Hart, W. (2009). Adsorption, sedimentation, and inactivation of E. coli within wastewater treatment wetlands. *Water Research*, 43(17), 4370–4380. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.06.039>
- Bradford, M. (1976). A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding. *Analytical Biochemistry*, 72(1), 248–254. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0003-2697\(76\)90527-3](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0003-2697(76)90527-3)
- Brenner, D., Krieg, N., Staley, J., & Garrity, G. (2005). *Bergey's Manual of Systematic Bacteriology. Volumen dos: Las proteobacterias (Parte C)* (2nd ed.). <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/0-387-29298-5>
- Cadeado, A., Machado, C., Costa, M., & Silva, S. (2022). A palm-sized wireless device for colorimetric nitrite determination in water. *Microchemical Journal*, 183, 108138. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.microc.2022.108138>
- Cai, H., Mei, Y., Chen, J., Wu, Z., Lan, L., & Zhu, D. (2020). An analysis of the relation between water pollution and economic growth in China by considering the contemporaneous correlation of water pollutants. *Journal of Cleaner Production*, 276, 122783. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122783>
- Callahan, J., Pfluger, A., Figueroa, L., & Munakata, J. (2022). BioWin® modeling of anaerobic sludge blanket treatment of domestic wastewater. *Bioresource Technology Reports*, 20, 101231. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biteb.2022.101231>
- Campos, E., Pereira, A., Aleksieienko, I., do Carmo, G., Gohari, G., Santaella, C., Fraceto, L., & Oliveira, H. (2023). Encapsulated plant growth regulators and associative microorganisms: nature-based solutions to mitigate the effects of climate change on plants. *Plant Science*, 111688.

- <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.plantsci.2023.111688>
- Carlini, M., Castellucci, S., & Mennuni, A. (2018). Water hyacinth biomass: chemical and thermal pre-treatment for energetic utilization in anaerobic digestion process. *Energy Procedia*, 148, 431–438. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.egypro.2018.08.106>
- Castaño, J. (2005). Humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales en el corregimiento de la Florida, Municipio de Pereira-Risaralda. *Actas de La Conferencia Sobre Ecotecnología Aplicada a Las Aguas Residuales (Formato CD)*, Universidad Politécnica de Risaralda, Pereira, Colombia.
- Castro, H., Torres, D., & Gallardo, N. (2020). Análisis de la intervención antrópica en cuerpos de agua: caso caño Banderas, en el municipio Puerto López (Meta, Colombia). *Tecnura*, 24(65). <https://doi.org/10.14483/22487638.15772v>
- CEPAL - Comisión Económica para América Latina y el Caribe. (2022). *Recursos naturales y desarrollo. Oportunidades de la economía circular en el tratamiento de aguas residuales en América Latina y el Caribe*. [https://repositorio.cepal.org/bitstream/handle/11362/48613/1/S2200923\\_es.pdf](https://repositorio.cepal.org/bitstream/handle/11362/48613/1/S2200923_es.pdf)
- CGR - Contraloría General de la República. (2019). *Informe de auditoria de desempeño. Gestión del ministerio de ambiente y desarrollo sostenible - MADS y autoridades ambientales en la implementación de la política nacional de humedales interiores de Colombia - PNHIC*. <https://www.ica.gov.co/areas/control-interno/vigencias/2021/informe-aud-cumplimiento-v2011-2018-laguna-de-tota.aspx>
- Chaali, M., Rivera, H., Cano, B., Brar, S., Ramirez, A., Arriaga, S., & Heitz, M. (2021). Immobilization of nitrifying bacteria on composite based on polymers and eggshells for nitrate production. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 131(6), 663–670. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jbiosc.2021.01.010>
- Chakraborty, B., Roy, S., Bera, A., Adhikary, P., Bera, B., Sengupta, D., Bhunia, G., & Shit, P. (2021). Eco-restoration of river water quality during COVID-19 lockdown in the industrial belt of eastern India. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(20), 25514–25528. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-12461-4>
- Chavan, B., & Dhulap, V. (2012). Treatment of sewage through phytotechnological studies with constructed wetland using *Eichhornia crassipes*. *Environmental Research and Development*, 7(2), 660–667.
- Chen, P., Liu, Y., & Sun, G.-X. (2024). Evaluation of water management on arsenic methylation and volatilization in arsenic-contaminated soils strengthened by bioaugmentation and biostimulation. *Journal of Environmental Sciences*, 137, 515–526. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jes.2023.02.023>
- Chen, S., Xie, J., & Wen, Z. (2021). *Chapter Four - Microalgae-based wastewater treatment and utilization of microalgae biomass* (Y. Li & W. B. T.-A. in B. Zhou (eds.); Vol. 6, Issue 1, pp. 165–198). Elsevier. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/bs.aibe.2021.05.002>
- Chen, X, Li, F., Zhang, M., Liu, B., Chen, H., & Wang, H. (2021). Highly dispersed and stabilized Co<sub>3</sub>O<sub>4</sub>/C anchored on porous biochar for bisphenol A degradation by sulfate radical advanced oxidation process. *Science of The Total Environment*, 777, 145794. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145794>
- Chen, Xi, Chen, X., Wan, X., Weng, B., & Huang, Q. (2010). Water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) waste as an adsorbent for phosphorus removal from swine wastewater.

- Bioresource Technology*, 101(23), 9025–9030.  
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.07.013>
- Chen, Y., Cai, X., Tang, B., Xie, Q., Chen, G., Chen, X., & Hu, Z. (2023). SIERF.J2 reduces chlorophyll accumulation and inhibits chloroplast biogenesis and development in tomato leaves. *Plant Science*, 328, 111578.  
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.plantsci.2022.111578>
- Chunkao, K., Nimpee, C., & Duangmal, K. (2012). The King's initiatives using water hyacinth to remove heavy metals and plant nutrients from wastewater through Bueng Makkasan in Bangkok, Thailand. *Ecological Engineering*, 39, 40–52.  
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.09.006>
- CIOH - Centro de Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas. (2007). *Panorama de la contaminación del Caribe colombiano*. 64.  
[https://www.cioh.org.co/dev/publicaciones/pdf/panorama\\_de\\_la\\_contaminacion\\_libro.pdf](https://www.cioh.org.co/dev/publicaciones/pdf/panorama_de_la_contaminacion_libro.pdf)
- Cocozza, C., Di Iaconi, C., Murgolo, S., Traversa, A., De Mastro, F., De Sanctis, M., Altieri, V., Cacace, C., Brunetti, G., & Mascolo, G. (2023). Use of constructed wetlands to prevent overloading of wastewater treatment plants. *Chemosphere*, 311, 137126.  
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.137126>
- Coetzee, J., Byrne, M., & Hill, M. (2003). Failure of *Eccritotarsus catarinensis*, a biological control agent of waterhyacinth, to persist on pickerelweed, a non-target host in South Africa, after forced establishment. *Biological Control*, 28(2), 229–236.  
[https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S1049-9644\(03\)00090-2](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S1049-9644(03)00090-2)
- Colares, G., Dell'Osbel, N., Wiesel, P., Oliveira, G., Lemos, P., da Silva, F., Lutterbeck, C., Kist, L., & Machado, Ê. (2020). Floating treatment wetlands: A review and bibliometric analysis. *Science of The Total Environment*, 714, 136776.  
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136776>
- Confederación hidrográfica del Guadiana. (2019). *Infografía jacinto de agua*. Ministerio Para La Transición Ecológica. Gobierno de España.  
[https://twitter.com/CH\\_Guadiana/status/1121029440543383554/photo/1](https://twitter.com/CH_Guadiana/status/1121029440543383554/photo/1)
- Conlan, S., Lawrence, C., & McCue, L. (2005). *Rhodopseudomonas palustris* Regulons Detected by Cross-Species Analysis of Alphaproteobacterial Genomes. *Applied Environmental Microbiology*, 71(11), 7442–7452.  
<https://doi.org/10.1128/AEM.71.11.7442-7452.2005>
- CONPES - Consejo Nacional de Política Económica y Social. (2020). *Economía circular en la gestión de los servicios de agua potable y manejo de aguas residuales*.  
<https://colaboracion.dnp.gov.co/CDT/Conpes/Económicos/4004.pdf>
- Correa, N., Monteiro, P., Ferreira, E., Alencar, B., Cabral, C., & dos Santos, J. (2022). Use of *Eichhornia crassipes* and *Pistia stratiotes* for environmental services: Decontamination of aquatic environments with atrazine residues. *Aquatic Botany*, 176, 103470.  
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2021.103470>
- Correia, R., Oliveira, D., & Guimarães, J. (2013). Mercury methylation in mesocosms with and without the aquatic macrophyte *Eichhornia crassipes* (mart.) Solms. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 96, 124–130.  
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2013.06.002>
- Corroto, C., Iriel, A., Cirelli, A., & Carrera, A. (2019). Constructed wetlands as an alternative

- for arsenic removal from reverse osmosis effluent. *Science of The Total Environment*, 691, 1242–1250. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.234>
- Costa, B. (1998). Preliminary investigation of an integrated aquaculture–wetland ecosystem using tertiary-treated municipal wastewater in Los Angeles County, California. *Ecological Engineering*, 10(4), 341–354. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(98\)00003-2](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0925-8574(98)00003-2)
- CRA - Corporación Autónoma Regional del Atlántico. (2016). *Plan de acción cuatrienal, síntesis ambiental. Barranquilla.*
- CRA - Corporación Autónoma Regional del Atlántico. (2018). *Caracterización fisicoquímica, microbiológica e hidrobiológica de tres lagunas costeras en el departamento del Atlántico y desarrollo de un índice de calidad del agua para su gestión.* [https://www.crautonomia.gov.co/documentos/Monitoreos de calidad de agua/INFORME Caracterizacion ICA C 000294.pdf](https://www.crautonomia.gov.co/documentos/Monitoreos%20de%20calidad%20de%20agua/INFORME%20Caracterizacion%20ICA%20C%20000294.pdf)
- CRA - Corporación Autónoma Regional del Atlántico. (2020). *Perfiles y objetivos de calidad de los cuerpos de agua pertenecientes a las cuencas hidrográficas en jurisdicción de la Corporación Autónoma Regional del Atlántico.* 67. <https://www.crautonomia.gov.co/documentos/recursohidrico/35-2020022712412244030700.pdf>
- D’Annibale, A., Quaratino, D., Federici, F., & Fenice, M. (2006). Effect of agitation and aeration on the reduction of pollutant load of olive mill wastewater by the white-rot fungus *Panus tigrinus*. *Biochemical Engineering Journal*, 29(3), 243–249. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.bej.2006.01.002>
- D’Inverno, G., Carosi, L., Romano, G., & Guerrini, A. (2018). Water pollution in wastewater treatment plants: An efficiency analysis with undesirable output. *European Journal of Operational Research*, 269(1), 24–34. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ejor.2017.08.028>
- DANE, & CEPAL. (2019). *Informe de Medio Ambiente. Barranquilla, Soledad y Puerto Colombia.* <https://barranquillacomovamos.org/wp-content/uploads/2021/01/Informe-de-Calidad-de-Vida-BQCV.pdf>
- Das, D., Abhishek, K., Banik, P., & Bhattacharya, P. (2021). A valorisation approach in recycling of organic wastes using low-grade rock minerals and microbial culture through vermicomposting. *Environmental Challenges*, 5, 100225. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envc.2021.100225>
- de Almeida, O., Menezes, R., Nunes, L., Lemos, V., Luzardo, F., & Velasco, F. (2021). Conversion of an invasive plant into a new solid phase for lead preconcentration for analytical purpose. *Environmental Technology & Innovation*, 21, 101336. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.101336>
- Dementer-International. (2020). *Input list 2020 for Dementer-International.* [https://www.inputs.eu/fileadmin/bml-eu/documents/BML\\_Demeter\\_International\\_Verbandsliste\\_2020.pdf](https://www.inputs.eu/fileadmin/bml-eu/documents/BML_Demeter_International_Verbandsliste_2020.pdf)
- Deng, Y., & Fuquan, N. (2013). Review of Ecological Floating Bed Restoration in Polluted Water. *Journal of Water Resource and Protection*, 5(12). <https://doi.org/10.4236/jwarp.2013.512128>
- Departamento Nacional de Planeación. (2019). *Bases del plan nacional de desarrollo 2018-2022. Pacto por Colombia, pacto por la equidad.*

- <https://colaboracion.dnp.gov.co/CDT/Prensa/Plan-Nacional-Desarrollo-2018-2022-Bases.pdf>
- Dey, S., Uppala, P., Sambangi, A., Haripavan, N., & Veerendra, G. (2022). Recycling of solid waste biosorbents for removal of nitrates from contaminated water. *Cleaner and Circular Bioeconomy*, 2, 100014. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.clcb.2022.100014>
- Diao, C., Ye, W., Yan, J., Hao, T., Huang, L., Chen, Y., Long, J., Xiao, T., & Zhang, H. (2023). Application of microbial sulfate-reduction process for sulfate-laden wastewater treatment: A review. *Journal of Water Process Engineering*, 52, 103537. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.103537>
- Ding, X., Xue, Y., Zhao, Y., Xiao, W., Liu, Y., & Liu, J. (2018). Effects of different covering systems and carbon nitrogen ratios on nitrogen removal in surface flow constructed wetlands. *Journal of Cleaner Production*, 172, 541–551. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.170>
- Doan, V., Tran, T., Nguyen, A., Tran, V., Nguyen, T., & Le, V. (2021). Comparative study on adsorption of cationic and anionic dyes by nanomagnetite supported on biochar derived from *Eichhornia crassipes* and *Phragmites australis* stems. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, 16, 100569. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.enmm.2021.100569>
- Dorji, U., Dorji, P., Shon, H., Badeti, U., Dorji, C., Wangmo, C., Tijing, L., Kandasamy, J., Vigneswaran, S., Chanan, A., & Phuntsho, S. (2022). On-site domestic wastewater treatment system using shredded waste plastic bottles as biofilter media: Pilot-scale study on effluent standards in Bhutan. *Chemosphere*, 286, 131729. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131729>
- Dray, F., Center, T., & Mattison, E. (2012). In situ estimates of waterhyacinth leaf tissue nitrogen using a SPAD-502 chlorophyll meter. *Aquatic Botany*, 100, 72–75. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2012.03.005>
- Effendi, H., Margaretha, J., & Krisanti, M. (2018). Reducing ammonia and chromium concentration in batik wastewater by vetiver (*Chrysopogon zizanioides* L.) grown in floating wetland. *Applied Ecology and Environmental Research*, 16(3), 2947–2956. [http://www.aloki.hu/pdf/1603\\_29472956.pdf](http://www.aloki.hu/pdf/1603_29472956.pdf)
- Eid, E., & Shaltout, K. (2017). Population dynamics of *Eichhornia crassipes* (C. Mart.) Solms in the Nile Delta, Egypt. *Plant Species Biology*, 32(4), 279–291. <https://doi.org/10.1111/1442-1984.12154>
- Eid, E., Shaltout, K., Moghanm, F., Youssef, M., El-Mohsnawy, E., & Haroun, S. (2019). Bioaccumulation and translocation of nine heavy metals by *Eichhornia crassipes* in Nile delta, Egypt: Perspectives for phytoremediation. *International Journal of Phytoremediation*, 21(8), 821–830. <https://doi.org/10.1080/15226514.2019.1566885>
- Elagib, S. (2020). Antiparasitic activity of *Eichhornia crassipes* leaves extract. *Biocatalysis and Agricultural Biotechnology*, 24, 101556. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.bcab.2020.101556>
- Elsayh, S., Arafa, R., Ali, G., Abdelaal, W., Sidky, R., & Ragab, T. (2022). Impact of silver nanoparticles on multiplication, rooting of shoots and biochemical analyses of date palm Hayani cv. by in vitro. *Biocatalysis and Agricultural Biotechnology*, 43, 102400. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.bcab.2022.102400>
- EPA - Environmental Protection Agency. (2001). Parameters of water quality. Interpretation

- and Standards. *Irlanda: Environmental Protection Agency*.  
[https://www.epa.ie/pubs/advice/water/quality/Water\\_Quality.pdf](https://www.epa.ie/pubs/advice/water/quality/Water_Quality.pdf)
- Espinosa, T., & Rodriguez, C. (2016). Tech note: Determination of water quality index (WQI) of Moron river ' and Patanemo river of Carabobo state in Venezuela. *Revista Ingenieria UC*, 23(2), 204–215. <https://www.redalyc.org/pdf/707/70746634011.pdf>
- Fahimirad, S., Fahimirad, Z., & Sillanpää, M. (2021). Efficient removal of water bacteria and viruses using electrospun nanofibers. *Science of The Total Environment*, 751, 141673. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141673>
- Fan, P., Liu, C., Ke, Z., Zhou, W., & Wu, Z. (2022). Growth and physiological responses in a submerged clonal aquatic plant and multiple-endpoint assessment under prolonged exposure to ciprofloxacin. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 239, 113690. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2022.113690>
- Fan, Z., Zeng, W., Liu, H., Jia, Y., & Peng, Y. (2022). A novel partial denitrification, anammox-biological phosphorus removal, fermentation and partial nitrification (PDA-PFPN) process for real domestic wastewater and waste activated sludge treatment. *Water Research*, 217, 118376. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118376>
- Farid, M., Irshad, M., Fawad, M., Ali, Z., Eneji, A. E., Aurangzeb, N., Mohammad, A., & Ali, B. (2014). Effect of Cyclic Phytoremediation with Different Wetland Plants on Municipal Wastewater. *International Journal of Phytoremediation*, 16(6), 572–581. <https://doi.org/10.1080/15226514.2013.798623>
- Fazal, S., Zhang, B., & Mehmood, Q. (2015). Biological treatment of combined industrial wastewater. *Ecological Engineering*, 84, 551–558. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.09.014>
- Feng, W., Xiao, K., Zhou, W., Zhu, D., Zhou, Y., Yuan, Y., Xiao, N., Wan, X., Hua, Y., & Zhao, J. (2017). Analysis of utilization technologies for *Eichhornia crassipes* biomass harvested after restoration of wastewater. *Bioresource Technology*, 223, 287–295. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.10.047>
- Fontanarrosa, M., Allende, L., Rennella, A., Boveri, M., & Sinistro, R. (2019). A novel device with macrophytes and bio balls as a rehabilitation tool for small eutrophic urban ponds: a mesocosm approximation. *Limnologica*, 74, 61–72. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.limno.2018.11.005>
- Fuentes, F., Pinedo, J., Gutiérrez, E., Marrugo, J., & Díez, S. (2021). Heavy metal pollution and toxicity assessment in Mallorquin swamp: A natural protected heritage in the Caribbean Sea, Colombia. *Marine Pollution Bulletin*, 167, 112271. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112271>
- Fujibayashi, M., Takakai, F., Masuda, S., Okano, K., & Miyata, N. (2020). Effects of restoration of emergent macrophytes on the benthic environment of the littoral zone of a eutrophic lake. *Ecological Engineering*, 155, 105960. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105960>
- Fujita, Y., Walton, M., Das, G., Dohnalkova, A., Vanzin, G., & Anderko, A. (2020). Impacts of anthropogenic gadolinium on the activity of the ammonia oxidizing bacterium *Nitrosomonas europaea*. *Chemosphere*, 257, 127250. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127250>
- Galiba, G., Kocsy, G., Kaur, R., Sutka, J., & Galston, A. (1993). Chromosomal localization of osmotic and salt stress-induced differential alterations in polyamine content in wheat.

- Plant Science*, 92(2), 203–211. [https://doi.org/10.1016/0168-9452\(93\)90207-g](https://doi.org/10.1016/0168-9452(93)90207-g)
- Ganorkar, P., Jadeja, G., & Desai, M. (2022a). Extraction of shikimic acid from water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) using sonication: An approach towards waste valorization. *Journal of Environmental Management*, 305, 114419. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.114419>
- Ganorkar, P., Jadeja, G., & Desai, M. (2022b). Extraction of shikimic acid from water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) using sonication: An approach towards waste valorization. *Journal of Environmental Management*, 305, 114419. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.114419>
- Gao, X., Wang, Y., Sun, B., & Li, N. (2019). Nitrogen and phosphorus removal comparison between periphyton on artificial substrates and plant-periphyton complex in floating treatment wetlands. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(21), 21161–21171. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-05455-w>
- Gao, Y., Yi, N., Zhang, Z., Liu, H., & Yan, S. (2012). Fate of  $15\text{NO}_3^-$  and  $15\text{NH}_4^+$  in the Treatment of Eutrophic Water Using the Floating Macrophyte, *Eichhornia crassipes*. *Journal of Environmental Quality*, 41(5), 1653–1660. <https://doi.org/https://doi.org/10.2134/jeq2011.0324>
- Garcia, A., Deyris, P., Adler, P., Pelissier, F., Dumas, T., Legrand, Y., & Grison, C. (2021). I - Ecologically responsible and efficient recycling of Pd from aqueous effluents using biosorption on biomass feedstock. *Journal of Cleaner Production*, 126895. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126895>
- García, C., Blanch, A., Campos, C., Jofre, J., & Lucena, F. (2019). Pathogens, faecal indicators and human-specific microbial source-tracking markers in sewage. *Journal of Applied Microbiology*, 126(3). <https://doi.org/10.1111/jam.14112>
- García, E., & Lidueñez, Y. (2022). *Microbiología de alimentos recuento de los microorganismos aerobios mesófilos*.
- García, G., Sandoval, M., Corona, E., De la Rosa, R., Martínez, B., García, E., & García, E. (2021). Aplicación de dos metodologías para la evaluación de la calidad del agua de cuerpos superficiales destinados a la pesca en el sur del estado de Veracruz, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 37, 89–107. <https://doi.org/10.20937/RICA.5368>
- Gebregiorgis, F. (2017). *Management of water hyacinth (Eichhornia crassipes [Mart.] Solms) using bioagents in the Rift Valley of Ethiopia* [Wageningen University & Research]. <https://doi.org/10.18174/401611>
- Ghaly, A., Kamal, M., & Mahmoud, N. (2005). Phytoremediation of aquaculture wastewater for water recycling and production of fish feed. *Environment International*, 31(1), 1–13. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envint.2004.05.011>
- Ghorbanpour, S., Farzadkia, M., Kermani, M., Kalantary, R., & Pasalari, H. (2023). Hydraulic feasibility of discharging sludge from a local WWTP to a centralized WWTP through sewage network lines. *Heliyon*, 9(4), e15574. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e15574>
- Ghosh, S., Saha, S., & Bera, B. (2023). Dynamics of total suspended solid concentrations in the lower Raidak river (Himalayan foreland Basin), India. *Advances in Space Research*, 71(6), 2846–2861. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.asr.2022.11.012>
- Gikas, G., & Tsihrintzis, V. (2012). A small-size vertical flow constructed wetland for on-site

- treatment of household wastewater. *Ecological Engineering*, 44, 337–343. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.04.016>
- Giordano, M., & Raven, J. (2014). Nitrogen and sulfur assimilation in plants and algae. *Aquatic Botany*, 118, 45–61. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2014.06.012>
- González, D., Álvarez, U., & Lima, R. (2018). Acumulación de biomasa fresca y materia seca por planta en el cultivo intercalado caupí - sorgo. *Centro Agrícola*, 45(2). [http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0253-57852018000200011](http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0253-57852018000200011)
- González, R., Gerritsen, P., & Malischke, T. (2007). Percepciones sobre la degradación ambiental de agricultores orgánicos y convencionales en el ejido La Ciénega, municipio de El Limón, Jalisco, México. *Economía, Sociedad y Territorio*, 7(25), 215–239. <https://www.redalyc.org/pdf/111/11102508.pdf>
- Goswami, S., & Das, S. (2018). *Eichhornia crassipes* mediated copper phytoremediation and its success using catfish bioassay. *Chemosphere*, 210, 440–448. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.07.044>
- Grabicová, K., Grabic, R., Fedorova, G., Vojs Staňová, A., Bláha, M., Randák, T., Brooks, B. W., & Žlábek, V. (2020). Water reuse and aquaculture: Pharmaceutical bioaccumulation by fish during tertiary treatment in a wastewater stabilization pond. *Environmental Pollution*, 267, 115593. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115593>
- Grajales, H., Aguirre, N., Toro, F., Marxsen, J., & Pohlen, E. (2020). Root-associated biofilms of *Eichhornia heterosperma* Alexander, 1939 contribute to the remediation of the tropical reservoir Porce II, Colombia. *Limnologica*, 80, 125745. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.limno.2019.125745>
- Greenway, M. (2005). The role of constructed wetlands in secondary effluent treatment and water reuse in subtropical and arid Australia. *Ecological Engineering*, 25(5), 501–509. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2005.07.008>
- Grossmann, M. (2012). Economic value of the nutrient retention function of restored floodplain wetlands in the Elbe River basin. *Ecological Economics*, 83, 108–117. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.03.008>
- Guadie, A., Yesigat, A., Gatew, S., Worku, A., Liu, W., Minale, M., & Wang, A. (2021). Effluent quality and reuse potential of urban wastewater treated with aerobic-anoxic system: A practical illustration for environmental contamination and human health risk assessment. *Journal of Water Process Engineering*, 40. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101891>
- Gunnarsson, C., & Petersen, C. (2007). Water hyacinths as a resource in agriculture and energy production: a literature review. *Waste Management (New York, N.Y.)*, 27(1), 117–129. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2005.12.011>
- Guo, L., Plunkert, M., Luo, X., & Liu, Z. (2021). Developmental regulation of stolon and rhizome. *Current Opinion in Plant Biology*, 59, 101970. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.pbi.2020.10.003>
- Guo, X., Cui, X., & Li, H. (2020). Effects of fillers combined with biosorbents on nutrient and heavy metal removal from biogas slurry in constructed wetlands. *Science of The Total Environment*, 703, 134788. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134788>
- Gupta, S., Roy, S., & Mahindrakar, A. (2021). Treatment of water using water hyacinth, water lettuce and vetiver grass—a review. *Resourc. Environ.*, 2, 202–215.

- Gusti, Y., Tyaz, A., & Rohman, A. (2023). Phytoremediation of several wastewater sources using *Pistia stratiotes* and *Eichhornia crassipes* in Indonesia. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, 20, 100781. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.enmm.2023.100781>
- Habib, M., Cociolo, S., Haque, M., Raihan, M., Bhattacharya, P., & Tompsett, A. (2023). How to clean a tubewell: the effectiveness of three approaches in reducing coliform bacteria. *Science of The Total Environment*, 872, 161932. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.161932>
- Hamid, S., Lananan, F., Noor, N., & Endut, A. (2022). Physical filtration of nutrients utilizing gravel-based and lightweight expanded clay aggregate (LECA) as growing media in aquaponic recirculation system (ARS). *Aquacultural Engineering*, 98, 102261. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2022.102261>
- Han, B., Chen, L., Xiao, K., Liu, Y., Cao, D., Yu, L., Li, Y., Tao, S., & Liu, W. (2024). Spatial heterogeneity and compositional profiles of dissolved organic matter in farmland soils across mainland China. *Journal of Environmental Sciences*, 137, 593–603. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jes.2023.02.042>
- Haroon, A. (2022). Review on aquatic macrophytes in Lake Manzala, Egypt. *The Egyptian Journal of Aquatic Research*. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ejar.2022.02.002>
- Harrington, G., & Xagorarakis, P. Assavasilasukul, I. (2003). Effect of Filtration Conditions on Removal of Emerging Waterborne Pathogens. *American Water Works Association Journal*, 95(12), 95–104. <https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.2003.tb10514.x>
- Hasan, M., Shahriar, A., & Jim, K. (2019). Water pollution in Bangladesh and its impact on public health. *Heliyon*, 5(8), e02145. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2019.e02145>
- Harpenslager, S. F., Thiemer, K., Levertz, C., Misteli, B., Sebola, K. M., Schneider, S. C., Hilt, S., & Köhler, J. (2022). Short-term effects of macrophyte removal on emission of CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> in shallow lakes. *Aquatic Botany*, 182, 103555. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2022.103555>
- He, L., Xiao, X., Zhang, X., Jin, Y., Pu, Z., Lei, N., He, X., & Chen, J. (2021). Clonal fragments of stoloniferous invasive plants benefit more from stolon storage than their congeneric native species. *Flora*, 281, 151877. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.flora.2021.151877>
- He, X., Zhang, S., Lv, X., Liu, M., Ma, Y., & Guo, S. (2023). *Eichhornia crassipes*-rhizospheric biofilms contribute to nutrients removal and methane oxidization in wastewater stabilization ponds receiving simulative sewage treatment plants effluents. *Chemosphere*, 322, 138100. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138100>
- Hernández, N. (2018). El río y su territorio. Espacio de libertad: un concepto de gestión. *Terra Nueva Etapa*, 34(56). <https://www.redalyc.org/journal/721/72157132006/72157132006.pdf>
- Hihu, H., Choudhury, B., Kalita, P., & Moholkar, V. (2021). Physico-chemical characterization and pyrolysis kinetics of *Eichhornia crassipes*, *Thevetia Peruviana*, and *Saccharum Officinarum*. *Fuel*, 289, 119949. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.fuel.2020.119949>
- Hill, J. (2014). Investigations of growth metrics and  $\delta^{15}\text{N}$  values of water hyacinth

- (*Eichhornia crassipes*, (Mart.) Solms-Laub) in relation to biological control. *Aquatic Botany*, 114, 12–20. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2013.12.001>
- Ho, K., Teow, Y., Sum, J., Ng, Z., & Mohammad, A. (2021). Water pathways through the ages: Integrated laundry wastewater treatment for pollution prevention. *Science of The Total Environment*, 760, 143966. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143966>
- Hrudey, S. (2009). Chlorination disinfection by-products, public health risk tradeoffs and me. *Water Research*, 43(8), 2057–2092. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.02.011>
- Hu, Y., Wu, G., Li, R., Xiao, L., & Zhan, X. (2020). Iron sulphides mediated autotrophic denitrification: An emerging bioprocess for nitrate pollution mitigation and sustainable wastewater treatment. *Water Research*, 179, 115914. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115914>
- Huamani, E., Huayta, D., & Ortega, D. (2021). Eficiencia de remoción de la especie *Hydrocotyle bonariensis* (redondita de agua) y *Eichhornia crassipes* (jacinto de agua) en las aguas residuales Shullcas - 2021. *Universidad Continental*, 99. <https://hdl.handle.net/20.500.12394/11100>
- Hussain, M., Zahra, N., Lang, T., Zain, M., Raza, M., Shakoor, N., Adeel, M., & Zhou, H. (2023). Integrating nanotechnology with plant microbiome for next-generation crop health. *Plant Physiology and Biochemistry*, 196, 703–711. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2023.02.022>
- Hussain, S., Aziz, H., Isa, M., Ahmad, A., Van, J., Zou, L., Beecham, S., & Umar, M. (2011). Orthophosphate removal from domestic wastewater using limestone and granular activated carbon. *Desalination*, 271(1), 265–272. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.desal.2010.12.046>
- Ibezim, M., & Ihunwo, O. (2020). Assessment of Pb, Cd, Cr and Ni in Water and Water Hyacinth (*Eichhornia crassipes*) Plant from Woji Creek, Rivers State, Nigeria. *Aplicación J. Ciencia Rein. Administrar*, 24(4), 719–727. <https://doi.org/10.4314/jasem.v24i4.26>
- ICONTEC- Instituto Colombiano de Normas Técnicas y Certificación. (2010). *NTC 5752:2010. Análisis de tejido vegetal. Digestión y mineralización de muestras*. 8. <https://tienda.icontec.org/gp-analisis-de-tejido-vegetal-digestion-y-mineralizacion-de-muestras-ntc5752-2010.html>
- IDEAM - Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. (2005). *PSO determinación de alcalinidad por potenciometría*. <http://www.ideam.gov.co/documents/14691/38155/Alcalinidad+total+en+agua+por+electrometría..pdf/dd9a3610-8ff7-49bc-97eb-5306362466df>
- IDEAM - Instituto de Hidrología Meteorología y Estudios Ambientales. (2007). *Determinación de Escherichia coli y coliformes totales en agua por el método de filtración por membrana en agar chromocult*. <http://www.ideam.gov.co/documents/14691/38155/Coliformes+totales+y+E.coli+en+Agua+Filtración+por+Membrana.pdf/5414795c-370e-48ef-9818-ec54a0f01174>
- IDEAM - Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. (2007a). *Grasas y aceites en agua extracción líquido-líquido y gravimetría*. <http://www.ideam.gov.co/documents/14691/38155/Grasas+y+Aceites+en+agua+por+ex>

- tracción+L+-+L+y+gravimetría..pdf/aad8c4e0-3e09-4ad5-a5a2-22966c6ddad9
- IDEAM - Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. (2007b). *Instructivo para la toma de muestras de aguas residuales*. [http://www.ideam.gov.co/documents/14691/38158/Toma\\_Muestras\\_AguasResiduales.pdf/f5baddf0-7d86-4598-bebd-0e123479d428](http://www.ideam.gov.co/documents/14691/38158/Toma_Muestras_AguasResiduales.pdf/f5baddf0-7d86-4598-bebd-0e123479d428)
- IDEAM - Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. (2018). *Reporte del avance del Estudio Nacional del Agua 2018*. [http://www.ideam.gov.co/web/sala-de-prensa/noticias/-/asset\\_publisher/LdWW0ECY1uxz/content/ministerio-de-ambiente-e-ideam-presentan-el-avance-del-estudio-nacional-del-agua-ena-2018-](http://www.ideam.gov.co/web/sala-de-prensa/noticias/-/asset_publisher/LdWW0ECY1uxz/content/ministerio-de-ambiente-e-ideam-presentan-el-avance-del-estudio-nacional-del-agua-ena-2018-)
- IDEAM - Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. (2006). *Conductividad eléctrica por el método electrométrico en aguas*. <http://www.ideam.gov.co/documents/14691/38155/Conductividad+Eléctrica.pdf/f25e2275-39b2-4381-8a35-97c23d7e8af4>
- IDEAM - Instituto de Hidrología Meteorología y Estudios Ambientales. (2007a). *pH en agua por electrometría*. <http://www.ideam.gov.co/documents/14691/38155/pH+en+agua+por+Electrometría.pdf/ec53b64e-91eb-44c1-befe-41fcfccdff1>
- IDEAM - Instituto de Hidrología Meteorología y Estudios Ambientales. (2007b). *Sólidos totales secados a 103° - 105°C*. <http://www.ideam.gov.co/documents/14691/38155/Sólidos+Totales+secados+a+103+-+105°C..pdf/d4faab4a-34e4-4159-bf4c-50353b101935#:~:text=Los sólidos secados entre 103,por lo general muy ligera.>
- Ilyas, H., & Masih, I. (2017). The performance of the intensified constructed wetlands for organic matter and nitrogen removal: A review. *Journal of Environmental Management*, 198, 372–383. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.04.098>
- Imchen, T., Ezaz, W., & Sawant, S. S. (2020). Potential contribution to the nutrient pool due to the decomposition of *Eichhornia crassipes* under different salinity in an aquatic ecosystem—A laboratory study. *Regional Studies in Marine Science*, 35, 101222. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.rsma.2020.101222>
- INECC - Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático. (2018). *Desarrollo de rutas de instrumentación de las contribuciones nacionalmente determinadas en materia de mitigación de gases y compuestos de efecto invernadero (GYCEI) del sector de aguas residuales de México. Mitigación del cambio climático*. [https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/461753/Aguas\\_residuales.pdf](https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/461753/Aguas_residuales.pdf)
- INVEMAR. (2017). *Diagnóstico y evaluación de la calidad de las aguas marinas y costeras en el Caribe y Pacífico colombianos*. Garcés, O. y L. Espinosa (Eds.). *Red de vigilancia para la conservación y protección de las aguas marinas y costeras de Colombia – REDCAM: INVEMAR*, 4, 260. <https://doi.org/10.21239/V9HW3X>
- INVEMAR. (2018). *Diagnóstico y evaluación de la calidad de las aguas marinas y costeras en el Caribe y Pacífico colombianos*. Bayona-Arenas, M. y Garcés-Ordóñez, O. (Ed). *Red de vigilancia para la conservación y protección de las aguas marinas y costeras de Colombia – REDC*, 4, 336. [http://www.invemar.org.co/documents/10182/14479/Informe+REDCAM+2017\\_fd.pdf](http://www.invemar.org.co/documents/10182/14479/Informe+REDCAM+2017_fd.pdf)
- INVEMAR. (2019). *Diagnóstico y evaluación de la calidad de las aguas marinas y costeras en el Caribe y Pacífico colombianos*. Luisa F. Espinosa y Ostin Garcés (Eds). *Red de*

- vigilancia para la conservación y protección de las aguas marinas y costeras de Colombia* – *REDCAM: I.* 4, 212.  
[https://www.invemar.org.co/documents/10182/43044/Informe+REDCAM\\_2018.pdf/49465eac-e85c-4193-bac3-b8382a6b9b05](https://www.invemar.org.co/documents/10182/43044/Informe+REDCAM_2018.pdf/49465eac-e85c-4193-bac3-b8382a6b9b05)
- Islam, M., Rahman, F., Papri, S., Faruk, M., Das, A., Adhikary, N., Debrot, A., & Ahsan, M. (2021). Water hyacinth (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms.) as an alternative raw material for the production of bio-compost and handmade paper. *Journal of Environmental Management*, 294, 113036.  
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113036>
- Jaramillo, A. (2005). Bioingeniería de aguas residuales. Teoría y diseño. *ACODAL*.
- Jaramillo, M., Marín, Y., & Ocampo, D. (2018). Efectos en el nivel fotosintético en tres especies de plantas acuáticas sometidas a un tratamiento con agua residual de origen minero. *Boletín Científico Museo de Historia Natural*, 22(1), 43–57.  
<https://revistasoj.s.ucaldas.edu.co/index.php/boletincientifico/article/view/2726/2524>
- Jardón, A., & Ortiz, A. (2023). Obtención y caracterización de biocarbón a partir de *Eichhornia crassipes* usando un prototipo de reactor de pirólisis solar. *Revista de Ciencias Ambientales*, 57(1), 1–23. <https://doi.org/https://doi.org/10.15359/rca>
- Jawed, A., Kar, P., Verma, R., Shukla, K., Hemanth, P., Thakur, V., Pandey, L., & Gupta, R. (2022). Integration of biological control with engineered heterojunction nanophotocatalysts for sustainable and effective management of water hyacinth weed. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 10(1), 106976.  
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.106976>
- Jayaweera, M., Kasturiarachchi, J., Kularatne, R., & Wijeyekoon, S. (2008). Contribution of water hyacinth (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms) grown under different nutrient conditions to Fe-removal mechanisms in constructed wetlands. *Journal of Environmental Management*, 87(3), 450–460.  
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.01.013>
- Ji, W., Tian, Y., Cai, M., Jiang, B., Cheng, S., Li, Y., Zhou, Q., Li, B., Chen, B., Zheng, X., Li, W., & Li, A. (2023). Simultaneous determination of dissolved organic nitrogen, nitrite, nitrate and ammonia using size exclusion chromatography coupled with nitrogen detector. *Journal of Environmental Sciences*, 125, 309–318.  
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jes.2021.11.026>
- Jiang, C., Chen, H., Zhang, Y., Feng, H., Shehzad, M., Wang, Y., & Xu, T. (2018). Complexation Electrodialysis as a general method to simultaneously treat wastewaters with metal and organic matter. *Chemical Engineering Journal*, 348(15), 952–959.  
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.05.022>
- Jilani, G., Shamsi, I. H., Zhang, D., & Hina, K. (2021). *Chapter 2 - Recent advances in phytoremediation of heavy metals-contaminated soils: a review* (Vineet Kumar, G. Saxena, & M. P. B. T.-B. for E. S. Shah (eds.); pp. 23–41). Elsevier.  
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-12-820318-7.00002-2>
- Joel, N., & Okabe, S. (2022). Effect of poised cathodic potential on anodic ammonium nitrogen removal from domestic wastewater by air–cathode microbial fuel cells. *Bioresource Technology*, 348, 126807.  
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.126807>
- Jubert, C., & Bailey, G. (2007). Isolation of chlorophylls a and b from spinach by counter-

- current chromatography. *Journal of Chromatography A*, 1140(1–2), 95–100. <https://doi.org/10.1016/j.chroma.2006.11.063>
- Juwarkar, A., Oke, B., Juwarkar, A., & Patnaik, S. (1995). Domestic wastewater treatment through constructed wetland in India. *Water Science and Technology*, 32(3), 291–294. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0273-1223\(95\)00637-0](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0273-1223(95)00637-0)
- Kabeer, R., Varghese, R., Kochu, J., George, J., Sasi, C., & Sylas, V. (2014). Removal of Copper by *Eichhornia crassipes* and the Characterization of Associated Bacteria of the Rhizosphere System. *EnvironmentAsia*, 7. <https://doi.org/10.14456/ea.2014.20>
- Kadlec, R. (2008). The effects of wetland vegetation and morphology on nitrogen processing. *Ecological Engineering*, 33(2), 126–141. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.02.012>
- Kadlec, R., & Reddy, K. (2001). Temperature effects in treatment wetlands. *Water Environment Research*, 73(5), 543–557. <https://doi.org/10.2175/106143001x139614>
- Kadlec, R., & Wallace, S. (2009). *Treatment Wetlands* (Segunda). <https://doi.org/https://doi.org/10.1201/9781420012514>
- Karim, M., Manshadi, F., Karpiscak, M., & Gerba, C. (2004). The persistence and removal of enteric pathogens in constructed wetlands. *Water Research*, 38(7), 1831–1837. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.watres.2003.12.029>
- Karthikeya, K., Sarma, M., Ramkumar, N., & Subudhi, S. (2020). Exploring optimal strategies for aquatic macrophyte pre-treatment: Sustainable feedstock for biohydrogen production. *Biomass and Bioenergy*, 140, 105678. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2020.105678>
- Karthikeyan, P., Vigneshwaran, S., & Meenakshi, S. (2020). Removal of phosphate and nitrate ions from water by amine crosslinked magnetic banana bract activated carbon and its physicochemical performance. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, 13, 100294. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.enmm.2020.100294>
- Kataki, S., Chatterjee, S., Vairale, M., Dwivedi, S., & Gupta, D. (2021). Constructed wetland, an eco-technology for wastewater treatment: A review on types of wastewater treated and components of the technology (macrophyte, biofilm and substrate). *Journal of Environmental Management*, 283, 111986. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.111986>
- Katsenovich, Y., Hummel, A., Ravinet, A., & Miller, J. (2009). Performance evaluation of constructed wetlands in a tropical region. *Ecological Engineering*, 35(10), 1529–1537. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2009.07.003>
- Kaur, M., Kumar, M., Singh, D., Sachdeva, S., & Puri, S. (2019). A sustainable biorefinery approach for efficient conversion of aquatic weeds into bioethanol and biomethane. *Energy Conversion and Management*, 187, 133–147. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.enconman.2019.03.018>
- Khuong, N., Kantachote, D., Nookongbut, P., Onthong, J., Thanh, L., & Sukhoom, A. (2020). Mechanisms of acid-resistant *Rhodospseudomonas palustris* strains to ameliorate acidic stress and promote plant growth. *Biocatalysis and Agricultural Biotechnology*, 24, 101520. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.bcab.2020.101520>
- Kim, S., Moon, J., Kim, G., & Ha, C. (2008). Mechanical properties of polypropylene/natural fiber composites: Comparison of wood fiber and cotton fiber. *Polymer Testing*, 27(7), 801–806. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.polymertesting.2008.06.002>

- Kirzhner, F., Zimmels, Y., Malkovskaja, A., & Starosvetsky, J. (2009). Removal of microbial biofilm on Water Hyacinth plants roots by ultrasonic treatment. *Ultrasonics*, 49(2), 153–158. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ultras.2008.09.004>
- Kordrostami, M., Mafakheri, M., & Ebadi, A. (2021). *Chapter 24 - Can plants be considered as phytoremediators for desalination of saline wastewater: A comprehensive review* (M. Hasanuzzaman & M. N. V. B. T.-H. of B. Prasad (eds.); pp. 385–395). Academic Press. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819382-2.00024-7>
- Kotoula, D., Iliopoulou, A., Irakleous, E., Gatidou, G., Aloupi, M., Antonopoulou, P., Fountoulakis, M., & Stasinakis, A. (2020). Municipal wastewater treatment by combining in series microalgae *Chlorella sorokiniana* and macrophyte *Lemna minor*: Preliminary results. *Journal of Cleaner Production*, 271, 122704. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122704>
- Kulkarni, M., Revanth, T., Acharya, A., & Bhat, P. (2017). Removal of Crystal Violet dye from aqueous solution using water hyacinth: Equilibrium, kinetics and thermodynamics study. *Resource-Efficient Technologies*, 3(1), 71–77. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.reffit.2017.01.009>
- Kulshreshtha, N., Verma, V., Soti, A., Brighu, U., & Gupta, A. (2022). Exploring the contribution of plant species in the performance of constructed wetlands for domestic wastewater treatment. *Bioresource Technology Reports*, 18, 101038. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biteb.2022.101038>
- Kumar, V., Singh, J., Kumar, P., & Kumar, P. (2019). Response surface methodology based electro-kinetic modeling of biological and chemical oxygen demand removal from sugar mill effluent by water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) in a Continuous Stirred Tank Reactor (CSTR). *Environmental Technology & Innovation*, 14, 100327. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.eti.2019.100327>
- Kumari, K., & Baudhdh, K. (2023). Chapter 18 - Phytoremediation of inorganic contaminants from the aquatic ecosystem using *Eichhornia crassipes*. In S. K. Shukla, S. Kumar, S. Madhav, & P. K. B. T.-M. in W. Mishra (Eds.), *Advances in Environmental Pollution Research* (pp. 353–368). Elsevier. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-323-95919-3.00001-X>
- Kumari, M., & Tripathi, B. (2014). Effect of aeration and mixed culture of *Eichhornia crassipes* and *Salvinia natans* on removal of wastewater pollutants. *Ecol. Eng*, 62, 48–53.
- Kumari, P., Singh, A., & Kharwar, R. (2021). *Chapter 18 - Phytostimulation and ISR responses of fungi* (V. K. Sharma, M. P. Shah, S. Parmar, & A. B. T.-F. B.-P. in S. A. Kumar Environment and Nano-Technology (eds.); pp. 459–473). Academic Press. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-12-821394-0.00018-4>
- Kuramae, E., Dimitrov, M., da Silva, G., Lucheta, A., Mendes, L., Luz, R., Vet, L., & Fernandes, T. (2021). On-Site Blackwater Treatment Fosters Microbial Groups and Functions to Efficiently and Robustly Recover Carbon and Nutrients. In *Microorganisms* (Vol. 9, Issue 1). <https://doi.org/10.3390/microorganisms9010075>
- Laber, J., Perfler, R., & Haberl, R. (1997). Two strategies for advanced nitrogen elimination in vertical flow constructed wetlands. *Water Science and Technology*, 35(5), 71–77. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(97\)00054-1](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0273-1223(97)00054-1)
- Lafaurie, G., Calderón, J., Zaror, C., Millán, L., & Castillo, D. (2015). Ácido Hipocloroso: una nueva alternativa como agente antimicrobiano y para la proliferación celular para uso en

- odontología. *International Journal of Odontostomatology*, 9(3), 475–481. <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-381X2015000300019>
- Lara, J., & Vera, I. (2005). Implantación y evolución de un humedal artificial de flujo superficial en Cogua, Cundinamarca, Colombia. *Ingeniería y Universidad*, 9(1), 47–63. <https://www.redalyc.org/pdf/477/47720781003.pdf>
- Larsen, M., Santner, J., Oburger, E., Wenzel, W., & Glud, R. (2015). O<sub>2</sub> dynamics in the rhizosphere of young rice plants (*Oryza sativa* L.) as studied by planar optodes. *Plant and Soil*, 390(1–2), 279–292. <https://doi.org/10.1007/s11104-015-2382-z>
- Lee, S., Lur, H., Lo, K., Cheng, K., Chuang, C., Tang, S., Yang, Z., & Liu, C. (2016). Evaluation of the effects of different liquid inoculant formulations on the survival and plant-growth-promoting efficiency of *Rhodospseudomonas palustris* strain PS3. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 100(18), 7977–7987. <https://doi.org/10.1007/s00253-016-7582-9>
- Leonel, L., & Tonetti, A. (2021). Wastewater reuse for crop irrigation: Crop yield, soil and human health implications based on giardiasis epidemiology. *Science of The Total Environment*, 775, 145833. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145833>
- Li, R., Tang, T., Qiao, W., & Huang, J. (2020). Toxic effect of perfluorooctane sulfonate on plants in vertical-flow constructed wetlands. *Journal of Environmental Sciences*, 92, 176–186. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jes.2020.02.018>
- Li, X., Li, Y., Li, Y., & Wu, J. (2021). The phytoremediation of water with high concentrations of nitrogen and phosphorus contamination by three selected wetland plants. *Journal of Water Process Engineering*, 40, 101828. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101828>
- Li, Z., Tian, C., & Sheng, Y. (2022). Fluxes of chemical oxygen demand and nutrients in coastal rivers and their influence on water quality evolution in the Bohai Sea. *Regional Studies in Marine Science*, 52, 102322. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.rsma.2022.102322>
- Liang, J., Chen, Y., Cai, M., Gan, M., & Zhu, J. (2021). One-pot pyrolysis of metal-embedded biochar derived from invasive plant for efficient Cr(VI) removal. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(4), 105714. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.105714>
- Liao, Z., Chen, Z., Wu, Y., Xu, A., Liu, J., & Hu, H. (2021). Identification of development potentials and routes of wastewater treatment and reuse for Asian countries by key influential factors and prediction models. *Resources, Conservation and Recycling*, 168, 105259. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.105259>
- Lima, M., Carvalho, K., Passig, F., Borges, A., Filipppe, T., Azevedo, J., & Nagalli, A. (2018). Performance of different substrates in constructed wetlands planted with *E. crassipes* treating low-strength sewage under subtropical conditions. *Science of The Total Environment*, 630, 1365–1373. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.342>
- Lima, S., Villanova, V., Grisafi, F., Caputo, G., Brucato, A., & Scargiali, F. (2020). Autochthonous microalgae grown in municipal wastewaters as a tool for effectively removing nitrogen and phosphorous. *Journal of Water Process Engineering*, 38, 101647. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101647>

- Lin, S., Guo, Y., Zhou, L., & Yang, H. (2022). Quantitative effects of surface oxidation on biochar derived from long-root *Eichhornia crassipes* plants as Cd<sup>2+</sup> adsorbent. *Bioresource Technology Reports*, 17, 100937. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biteb.2021.100937>
- Lin, S., Huang, W., Yang, H., Sun, S., & Yu, J. (2020). Recycling application of waste long-root *Eichhornia crassipes* in the heavy metal removal using oxidized biochar derived as adsorbents. *Bioresource Technology*, 314, 123749. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123749>
- Liu, X., Zhang, S., Cheng, R., Liu, R., Liu, Z., & Yang, Q. (2022). Effects of nZVI and Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub> NPs on anaerobic methanogenesis, microbial communities and metabolic pathways for treating domestic wastewater at ambient temperature. *Journal of Water Process Engineering*, 48, 102845. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2022.102845>
- Lock, B., & Wellehan, J. (2015). *Chapter 8 - Ophidia (Snakes)* (R. Miller & M. E. B. T.-F. Z. and W. A. M. Fowler Volume 8 (eds.); pp. 60–74). W.B. Saunders. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-1-4557-7397-8.00008-6>
- Lu, Q., Li, Q., An, Y., Duan, X., Zhao, R., Zhao, D., & An, S. (2022). Evaluation of constructed wetland systems toward naturalization of the elemental composition and microbial community in wastewater treatment plant effluent. *Journal of Cleaner Production*, 376, 134117. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.134117>
- Lu, S., Zhang, X., Wang, J., & Pei, L. (2016). Impacts of different media on constructed wetlands for rural household sewage treatment. *Journal of Cleaner Production*, 127, 325–330. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.03.166>
- Ma, Y., Wang, B., Li, X., Wang, S., Wang, W., & Peng, Y. (2024). Enrichment of anammox biomass during mainstream wastewater treatment driven by achievement of partial denitrification through the addition of bio-carriers. *Journal of Environmental Sciences*, 137, 181–194. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jes.2023.03.002>
- Mackul'ak, T., Mosný, M., Škubák, J., Grabic, R., & Birošová, L. (2015). Fate of psychoactive compounds in wastewater treatment plant and the possibility of their degradation using aquatic plants. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 39(2), 969–973. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.etap.2015.02.018>
- Madikizela, L. (2021). Removal of organic pollutants in water using water hyacinth (*Eichhornia crassipes*). *Journal of Environmental Management*, 295, 113153. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113153>
- Mahajan, P., Kaushal, J., Upmanyu, A., & Bhatti, J. (2019). Assessment of Phytoremediation Potential of *Chara vulgaris* to Treat Toxic Pollutants of Textile Effluent. *Journal of Toxicology*, 2019, 8351272. <https://doi.org/10.1155/2019/8351272>
- Mahfooz, Y., Yasar, A., Islam, Q., Rasheed, R., Naeem, U., & Mukhtar, S. (2021). Field testing phytoremediation of organic and inorganic pollutants of sewage drain by bacteria assisted water hyacinth. *International Journal of Phytoremediation*, 23(2), 139–150. <https://doi.org/10.1080/15226514.2020.1802574>
- Mahmoud, M., Shoaib, S., Salam, M., & Elsayed, S. (2022). Efficient and fast removal of total and fecal coliform, BOD, COD and ammonia from raw water by microwave heating technique. *Groundwater for Sustainable Development*, 19, 100847. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.gsd.2022.100847>
- Maine, M., Suñe, N., Hadad, H., & Sánchez, G. (2007). Temporal and spatial variation of

- phosphate distribution in the sediment of a free water surface constructed wetland. *Science of The Total Environment*, 380(1), 75–83. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.11.036>
- Manikandan, R., Mohamed, S., Sathish, S., Irfan, J., Thanveer, A., Javeed, M., & Thovheed, S. (2021). Experimental analysis of basalt fiber reinforced egg shell/water hyacinth loaded epoxy composites. *Materials Today: Proceedings*, 45, 1660–1663. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.matpr.2020.08.557>
- Manirakiza, B., Zhang, S., Addo, F., Isabwe, A., & Nsabimana, A. (2022). Exploring microbial diversity and ecological function of epiphytic and surface sediment biofilm communities in a shallow tropical lake. *Science of The Total Environment*, 808, 151821. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151821>
- Manolaki, P., Mouridsen, M., Nielsen, E., Olesen, A., Jensen, S., Lauridsen, T., Baattrup, A., Sorrell, B., & Riis, T. (2020). A comparison of nutrient uptake efficiency and growth rate between different macrophyte growth forms. *Journal of Environmental Management*, 274, 111181. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111181>
- Mantovi, P., Marmiroli, M., Maestri, E., Tagliavini, S., Piccinini, S., & Marmiroli, N. (2003). Application of a horizontal subsurface flow constructed wetland on treatment of dairy parlor wastewater. *Bioresource Technology*, 88(2), 85–94. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(02\)00291-2](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0960-8524(02)00291-2)
- Marcato, A., Souza, C., & Fontanetti, C. (2016). Reduction of BOD values of sugarcane vinasse through bioremediation by water hyacinth (*Eichhornia crassipes*). *Toxicology Letters*, 259, S98–S99. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.toxlet.2016.07.246>
- Maucieri, C., Florio, G., & Borin, M. (2018). Ligneous-cellulosic, nitrophilous and wetland plants for biomass production and watertable protection against nutrient leaching. *European Journal of Agronomy*, 96, 77–86. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.eja.2018.01.018>
- Mayo, A., & Hanai, E. (2017). Modeling phytoremediation of nitrogen-polluted water using water hyacinth (*Eichhornia crassipes*). *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 100, 170–180. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.pce.2016.10.016>
- Mayo, A., & Kalibbala, M. (2007). Modelling faecal coliform mortality in water hyacinths ponds. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 32(15), 1212–1220. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.pce.2007.07.023>
- Mayo, A., & Mutamba, J. (2004). Effect of HRT on nitrogen removal in a coupled HRP and unplanted subsurface flow gravel bed constructed wetland. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 29(15), 1253–1257. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.pce.2004.09.005>
- Mayo, M., Romo, R., & Medina, P. (2018). Tasa relativa de crecimiento de herbáceas con potencial de restauración en suelos degradados del bosque La Primavera, Jalisco, México. *Acta Universitaria*, 28(2). [https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0188-62662018000200058](https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-62662018000200058)
- Mazumder, D. (2013). Scope of BOD, Nitrogen and Phosphorous Removal through Plant-Soil Interaction in the Wetland. *International Journal of Environmental, Chemical, Ecological, Geological and Geophysical Engineering*, 7(2). <https://citeseerx.ist.psu.edu/document?repid=rep1&type=pdf&doi=c4d8e9e1eb7f5a84fb>

5a9d17595c14e1017e17cf

- Mazumder, P., Khwairakpam, M., & Kalamdhad, A. (2020). Bio-inherent attributes of water hyacinth procured from contaminated water body—effect of its compost on seed germination and radicle growth. *Journal of Environmental Management*, 257, 109990. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109990>
- Mendoza, Y., Pérez, J., & 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). <https://doi.org/10.4067/S0718-07642018000200205>
- Meng, L., Qiao, M., & Arp, H. P. (2011). Phytoremediation efficiency of a PAH-contaminated industrial soil using ryegrass, white clover, and celery as mono- and mixed cultures. *Journal of Soils and Sediments*, 11, 482–490. <https://doi.org/10.1007/s11368-010-0319-y>
- Metcalf, E., Burton, H., & Stensel, G. (2003). Ingeniería de Aguas Residuales: Tratamiento y Reutilización. In *McGraw Hill*.
- Minhas, P., Saha, J., Dotaniya, M., Sarkar, A., & Saha, M. (2022). Wastewater irrigation in India: Current status, impacts and response options. *Science of The Total Environment*, 808, 152001. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152001>
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2021). *Resolución No. 1256 del 23 de noviembre de 2021*. <https://www.minambiente.gov.co/wp-content/uploads/2021/12/Resolucion-1256-de-2021.pdf>
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2021). *Resolución No. 0699 del 6 de julio de 2021*. <https://www.minambiente.gov.co/documento-normativa/resolucion-0699-de-2021/>
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2018). *Resolución No. 0883 del 24 de mayo de 2018*. <https://www.minambiente.gov.co/wp-content/uploads/2021/08/resolucion-0883-de-2018.pdf>
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2015). *Resolución 0631 de 2015*.
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2015). *Decreto 1076 del 26 de mayo del 2015*. 653. <https://www.minambiente.gov.co/wp-content/uploads/2021/06/Decreto-1076-de-2015.pdf>
- Ministerio de Ciencia Tecnología e Innovación. (2020). *Colombia, la oportunidad del agua: dos océanos y un mar de ríos y aguas subterráneas. Propuestas del foco de océanos y recursos Hidrobiológicos*. 7. [https://minciencias.gov.co/sites/default/files/tacomisionsabiosutadeo\\_web\\_2\\_sep\\_2020.pdf](https://minciencias.gov.co/sites/default/files/tacomisionsabiosutadeo_web_2_sep_2020.pdf)
- Ministerio de la Protección Social. (2007). *Decreto Número 1575 del 9 de mayo del 2007*. <https://www.minambiente.gov.co/images/GestionIntegraldelRecursoHidrico/pdf/Disponibilidad-del-recurso-hidrico/Decreto-1575-de-2007.pdf>
- Ministerio de la Protección Social & Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial. (2007). *Resolución No. 2115 del 22 de junio del 2007*. [https://www.minambiente.gov.co/images/GestionIntegraldelRecursoHidrico/pdf/normativa/Res\\_2115\\_de\\_2007.pdf](https://www.minambiente.gov.co/images/GestionIntegraldelRecursoHidrico/pdf/normativa/Res_2115_de_2007.pdf)
- Ministerio de Vivienda Ciudad y Territorio. (2016). *Sistemas de recolección y evacuación de aguas residuales domésticas y aguas lluvias*.

- [https://minvivienda.gov.co/sites/default/files/documentos/titulo\\_d.pdf](https://minvivienda.gov.co/sites/default/files/documentos/titulo_d.pdf)
- Ministerio de Vivienda Ciudad y Territorio. (2017). *Resolución No. 0330 del 8 de junio del 2017*.
- Ministerio de Vivienda Ciudad y Territorio. (2019). *Obras para descontaminar el río Bogotá contribuyen a la meta de tratamiento de aguas residuales de Colombia*. <http://www.minvivienda.gov.co/sala-de-prensa/noticias/2019/marzo/obras-para-descontaminar-el-rio-bogota-contribuyen-a-la-meta-de-tratamiento-de-aguas-residuales-de-colombia>
- Mohamed, A., Siggins, A., Healy, M., Ó hUallacháin, D., Fenton, O., & Tuohy, P. (2022). A novel hybrid coagulation-constructed wetland system for the treatment of dairy wastewater. *Science of The Total Environment*, *847*, 157567. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157567>
- Mohammadi, R., Ramasamy, D., & Sillanpää, M. (2021). Enhancement of nitrate removal and recovery from municipal wastewater through single- and multi-batch electro dialysis: Process optimisation and energy consumption. *Desalination*, *498*, 114726. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.desal.2020.114726>
- Moharram, M., Abdelhalim, H., & Rozaik, E. (2017). Performance appraisal of the A2/O process in domestic wastewater treatment replacing the anaerobic unit with UASB. *HBRC Journal*, *13*(1), 98–105. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.hbrcj.2015.01.004>
- Moreno, L., Crespo, S., Perez, W., & Melgarejo, L. (2010). *Pruebas bioquímicas como herramientas para estudios en fisiología* (pp. 187–248).
- Mosos, F., Velásquez, A., Mora, E., & Tello, C. (2020). Determination of <sup>131</sup>I activity concentration and rate in main inflows and outflows of Salitre wastewater treatment plant (WWTP), Bogota. *Journal of Environmental Radioactivity*, *225*, 106425. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2020.106425>
- Munavalli, G., & Saler, P. (2009). Treatment of dairy wastewater by water hyacinth. *Water Science and Technology*, *59*(4), 713–722. <https://doi.org/10.2166/wst.2009.008>
- Muñoz, L., Borrego, A., Villalba, C., González, R., Orduño, N., Villezcas, G., Rodríguez, M., Avila, G., & Vargas, I. (2022). El cloro y su importancia en la inactivación de bacterias, ¿Puede inactivar virus? *Revista Mexicana de Fitopatología*, *39*. [https://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S0185-33092021000400009&script=sci\\_arttext&tlng=es](https://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S0185-33092021000400009&script=sci_arttext&tlng=es)
- Muñoz, M., Serra, P., Herráez, R., Verdú, J., & Campíns, P. (2017). A new tool for direct non-invasive evaluation of chlorophyll a content from diffuse reflectance measurements. *Science of The Total Environment*, *609*, 370–376. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.140>
- Nagarajan, J., Wah, W., Galanakis, C., Nagasundara, R., Raghunandan, M., Sun, J., Ismail, A., Beng, T., & Prasad, K. (2016). Extraction of phytochemicals using hydrotropic solvents. *Separation Science and Technology*, *51*(7), 1151–1165. <https://doi.org/10.1080/01496395.2016.1143842>
- Najim, A., Ismail, Z., & Hummadi, K. (2022). Biodegradation potential of sodium dodecyl sulphate (SDS) by mixed cells in domestic and non-domestic actual wastewaters: Experimental and kinetic studies. *Biochemical Engineering Journal*, *180*, 108374. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.bej.2022.108374>

- Nandakumar, S., Pipil, H., Ray, S., & Haritash, A. (2019). Removal of phosphorous and nitrogen from wastewater in Brachiaria-based constructed wetland. *Chemosphere*, 233, 216–222. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.05.240>
- Napotnik, J., Baker, D., & Jellison, K. (2021). Influence of sand depth and pause period on microbial removal in traditional and modified biosand filters. *Water Research*, 189, 116577. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116577>
- Narayanan, M., Kandasamy, G., Kandasamy, S., Natarajan, D., Devarayan, K., Alsehli, M., Elfasakhany, A., & Pugazhendhi, A. (2021). Water hyacinth biochar and *Aspergillus niger* biomass amalgamation potential in removal of pollutants from polluted lake water. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(4), 105574. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.105574>
- National Cancer Institute. (2023). Cytotoxic agent. *Estados Unidos*. <https://www.cancer.gov/publications/dictionaries/cancer-terms/def/cytotoxic-agent>
- Natsir, M., Selomo, M., & Ainkhaer, N. (2020). The effectiveness of drum of wastewater treatment (DOWT) in reducing TSS of domestic wastewater. *Enfermería Clínica*, 30, 175–177. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.enfcli.2019.10.063>
- Naz, F. (2023). *Chapter nine - Plant nutrition, transport, mechanism and sensing in plants* (T. Aftab & K. R. B. T.-S. P. N. Hakeem (eds.); pp. 209–228). Academic Press. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-443-18675-2.00002-X>
- Nelson, M. (1998). Limestone wetland Mesocosm for recycling saline wastewater in Coastal Yucatan, Mexico. *University of Florida*. <https://www.proquest.com/openview/5c0350d09fc57e6c5c34b6d753500c93/1?pq-origsite=gscholar&cbl=18750&diss=y>
- Nesterenko, A., Kirzhner, F., Zimmels, Y., & Armon, R. (2012). *Eichhornia crassipes* capability to remove naphthalene from wastewater in the absence of bacteria. *Chemosphere*, 87(10), 1186–1191. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.01.060>
- Nie, Y., Guo, J., Sun, B., & Lv, X. (2020). An evaluation of apparent color of seawater based on the in-situ and satellite-derived Forel-Ule color scale. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 246, 107032. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.107032>
- Noukeu, N., Gouado, I., Priso, R., Ndongo, D., Taffouo, V., Dibong, S., & Ekodeck, G. (2016). Characterization of effluent from food processing industries and stillage treatment trial with *Eichhornia crassipes* (Mart.) and *Panicum maximum* (Jacq.). *Water Resources and Industry*, 16, 1–18. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.wri.2016.07.001>
- Oduah, U. I., & Ogunye, E. B. (2023). A smart solution for preventing environmental pollution caused by overflowing onsite sewage septic tank. *Heliyon*, 9(4), e14925. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e14925>
- Okurut, T., Rijs, G., & van Bruggen, J. (1999). Design and performance of experimental constructed wetlands in Uganda, planted with *Cyperus papyrus* and *Phragmites mauritianus*. *Water Science and Technology*, 40(3), 265–271. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(99\)00421-7](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0273-1223(99)00421-7)
- Oliveira, E., Tang, Y., van den Berg, S., Cardoso, S., Lamers, L., & Kosten, S. (2018). The impact of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) on greenhouse gas emission and nutrient mobilization depends on rooting and plant coverage. *Aquatic Botany*, 145, 1–9. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2017.11.005>

- Oluka, S., Steigen, A., & Randhir, T. (2013). Managing coliform contamination and chlorine by-products in urban water supply system in Uganda. *Sustainability of Water Quality and Ecology*, 1–2, 59–67. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.swaqe.2014.04.001>
- Omondi, E., Ndiba, P., & Njuru, P. (2019). Characterization of water hyacinth (*E. crassipes*) from Lake Victoria and ruminal slaughterhouse waste as co-substrates in biogas production. *SN Ciencias Aplicadas*, 1(8). <https://doi.org/10.1007/s42452-019-0871-z>
- OMS - Organización Mundial de la Salud. (2015). *Sanitation safety planning: manual for safe use and disposal of wastewater, greywater and excreta*. World Health Organization. <https://apps.who.int/iris/handle/10665/171753>
- OMS - Organización Mundial de la Salud. (2019). *Relación del agua, el saneamiento y la higiene*.
- ONU-Agua, O. de las N. U. para la E. (2019). *Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos 2019*. <https://www.acnur.org/5c93e4c34.pdf>
- Opia, A., Kameil, A., Syahrullail, S., Johnson, C., Izmi, M., Hilmi, C., & Rahim, A. (2022). *Eichhornia crassipes* nanoparticles as a sustainable lubricant additive: Tribological properties optimization and performance under boundary lubrication regime. *Industrial Crops and Products*, 175, 114252. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2021.114252>
- Orimolade, B., & Arotiba, O. (2020). Bismuth vanadate in photoelectrocatalytic water treatment systems for the degradation of organics: A review on recent trends. *Journal of Electroanalytical Chemistry*, 878, 1–18. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jelechem.2020.114724>
- Ospina, D., Benavides, J., Zúñiga, O., & Muñoz, C. (2018). Fotosíntesis y rendimiento de biomasa en ají, rábano y maíz sometidos a agua tratada magnéticamente. *Ciencia & Tecnología Agropecuaria*, 19(2), 291–305. [https://doi.org/10.21930/rcta.vol19\\_num2\\_art:537](https://doi.org/10.21930/rcta.vol19_num2_art:537)
- Ospino, O. (2022). *Coliformes totales como indicadores de contaminación en la ciénaga de Mallorquín, Atlántico-Colombia* [Universidad del Atlántico]. [https://repositorio.uniatlantico.edu.co/bitstream/handle/20.500.12834/1168/1\\_TG\\_ORNEIS OSPINO ok.pdf?sequence=1&isAllowed=y](https://repositorio.uniatlantico.edu.co/bitstream/handle/20.500.12834/1168/1_TG_ORNEIS OSPINO ok.pdf?sequence=1&isAllowed=y)
- Oyeoka, H., Ewulonu, C., Nwuzor, I., Obele, C., & Nwabanne, J. (2021). Packaging and degradability properties of polyvinyl alcohol/gelatin nanocomposite films filled water hyacinth cellulose nanocrystals. *Journal of Bioresources and Bioproducts*, 6(2), 168–185. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jobab.2021.02.009>
- Papaevangelou, V., Gikas, G., & Tsihrintzis, V. (2016). Effect of Operational and Design Parameters on Performance of Pilot-Scale Vertical Flow Constructed Wetlands Treating University Campus Wastewater. *Water Resources Management*, 30(15), 5875–5899. <https://doi.org/10.1007/s11269-016-1484-6>
- Pappalardo, S., Mohammad, H., Cerinato, S., & Borin, M. (2017). Assessing the water-purification service in an integrated agricultural wetland within the Venetian Lagoon drainage system. *Marine & Freshwater Research*, 68(12). <https://www.publish.csiro.au/mf/MF16083>
- Parde, D., Patwa, A., Shukla, A., Vijay, R., Killedar, D. J., & Kumar, R. (2021a). A review of constructed wetland on type, treatment and technology of wastewater. *Environmental Technology & Innovation*, 21, 101261.

- <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.101261>
- Parde, D., Patwa, A., Shukla, A., Vijay, R., Killedar, D., & Kumar, R. (2021b). A review of constructed wetland on type, treatment and technology of wastewater. *Environmental Technology & Innovation*, 21(101261). <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.101261>
- Passalacqua, N. (2014). *Análisis microbiológico de los alimentos metodología, analítica oficial, microorganismos indicadores.* 5–6. [http://www.anmat.gov.ar/renaloea/docs/Analisis\\_microbiologico\\_de\\_los\\_alimentos\\_Vol\\_III.pdf](http://www.anmat.gov.ar/renaloea/docs/Analisis_microbiologico_de_los_alimentos_Vol_III.pdf)
- Pateiro, B., & González, W. (2006). Multivariate partially linear models. *Statistics & Probability Letters*, 76(14), 1543–1549. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.spl.2006.03.016>
- Patel, P., Gupta, S., & Mondal, P. (2022). Modeling of continuous adsorption of greywater pollutants onto sawdust activated carbon bed integrated with sand column. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 10(2), 107155. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.107155>
- Patel, S. (2012). Threats, management and envisaged utilizations of aquatic weed *Eichhornia crassipes*: an overview. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 11(3), 249–259. <https://doi.org/10.1007/s11157-012-9289-4>
- Patil, S., Sutar, S., & Jadhav, J. (2020). Sorption of crystal violet from aqueous solution using live roots of *Eichhornia crassipes*: Kinetic, isotherm, phyto and cyto-genotoxicity studies. *Environmental Technology & Innovation*, 18, 100648. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.100648>
- Pelcová, P., Kopp, R., Ridošková, A., Grmela, J., & Štěrbová, D. (2021). Evaluation of mercury bioavailability and phytoaccumulation by means of a DGT technique and of submerged aquatic plants in an aquatic ecosystem situated in the vicinity of a cinnabar mine. *Chemosphere*, 132545. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132545>
- Peng, L., Hua, Y., Cai, J., Zhao, J., Zhou, W., & Zhu, D. (2014). Effects of plants and temperature on nitrogen removal and microbiology in a pilot-scale integrated vertical-flow wetland treating primary domestic wastewater. *Ecological Engineering*, 64, 285–290. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.12.036>
- Perera, K., & Yatawara, M. (2021). Phytoremediation of partially treated MSW leachate by selected free floating and emergent macrophytes in subsurface vertical flow constructed wetlands. *Environmental Technology & Innovation*, 24, 101928. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.101928>
- Perossi, I., Martinelli, P., Vedovelli, M., & Moraes, J. (2022). Aislamiento de bacterias presentes en la sala de necropsias veterinarias y riesgos para la salud. *Revista MVZ Córdoba*, 27(1). [http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0122-02682022000100001#:~:text=El alquilbencenosulfonato de sodio es,de materiales no críticos 2.](http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0122-02682022000100001#:~:text=El%20alquilbencenosulfonato%20de%20sodio%20es,de%20materiales%20no%20críticos%20.)
- Porcel, N., Urueña, R., Gaudioso, M., & Castillo, M. (2013). Bactericidia de hipoclorito de sodio sobre *Staphylococcus cohnii* productor de biofilm en una fábrica. *Acta Bioquímica Clínica Latinoamericana*, 47(4). <https://www.redalyc.org/pdf/535/53530579007.pdf>
- Pradhan, B., Chand, S., Chand, S., Rout, P., & Naik, S. (2023). Emerging groundwater contaminants: A comprehensive review on their health hazards and remediation

- technologies. *Groundwater for Sustainable Development*, 20, 100868. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.gsd.2022.100868>
- Priya, P., Nikhitha, S., Anand, C., Dipin Nath, R., & Krishnakumar, B. (2018). Biomethanation of water hyacinth biomass. *Bioresource Technology*, 255, 288–292. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.01.119>
- Procuraduría General de la Nación. (2021). *III. El agua potable y el saneamiento básico en los planes de desarrollo*. [https://www.procuraduria.gov.co/portal/media/file/parte3\\_agua.pdf](https://www.procuraduria.gov.co/portal/media/file/parte3_agua.pdf)
- Programa Mundial de Evaluación de los Recursos Hídricos de las Naciones Unidas. (2018). *Informe de las Naciones Unidas sobre el desarrollo de los recursos hídricos en el mundo 2018. Aguas residuales: soluciones para el agua basadas en la naturaleza*.
- Qian, S., Hou, R., Yuan, R., Zhou, B., Chen, Z., & Chen, H. (2022). Removal of *Escherichia coli* from domestic sewage using biological sand filters: Reduction effect and microbial community analysis. *Environmental Research*, 209, 112908. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.112908>
- Qin, H., Diao, M., Zhang, Z., Visser, P., Zhang, Y., Wang, Y., & Yan, S. (2020). Responses of phytoremediation in urban wastewater with water hyacinths to extreme precipitation. *Journal of Environmental Management*, 271, 110948. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110948>
- Qin, H., Zhang, Z., Liu, M., Liu, H., Wang, Y., Wen, X., Zhang, Y., & Yan, S. (2016). Site test of phytoremediation of an open pond contaminated with domestic sewage using water hyacinth and water lettuce. *Ecological Engineering*, 95, 753–762. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.07.022>
- Queiroz, R., Maranduba, H., Hafner, M., Rodrigues, L., & de Almeida, J. (2020). Life cycle thinking applied to phytoremediation of dairy wastewater using aquatic macrophytes for treatment and biomass production. *Journal of Cleaner Production*, 267, 122006. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122006>
- Raffo, E., & Ruiz, E. (2014). Caracterización de las aguas residuales y la demanda bioquímica de oxígeno. *Industrial Data*, 17(1), 71. <https://doi.org/10.15381/idata.v17i1.12035>
- Raguet, P., Cade, B., Mollier, A., Abdi, D., Ziadi, N., Karam, A., & Morel, C. (2023). Mineralization and speciation of organic phosphorus in a sandy soil continuously cropped and phosphorus-fertilized for 28 years. *Soil Biology and Biochemistry*, 178, 108938. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2022.108938>
- Rahman, M., & Hasegawa, H. (2011). Aquatic arsenic: Phytoremediation using floating macrophytes. *Chemosphere*, 83(5), 633–646. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.02.045>
- Rai, P. (2019). Heavy metals/metalloids remediation from wastewater using free floating macrophytes of a natural wetland. *Environmental Technology & Innovation*, 15, 100393. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.eti.2019.100393>
- Ramirez, A., Pérez, S., Flórez, E., & Acelas, N. (2021). Utilization of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) rejects as phosphate-rich fertilizer. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(1), 104776. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104776>
- Ramírez, O. (2015). Identificación de problemáticas ambientales en Colombia a partir de la percepción social de estudiantes universitarios localizados en diferentes zonas del país.

- Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 31(3), 293–310.  
<https://doi.org/10.20937/rica.53548>
- Ramos, C., Cárdenas, N., & Herrera, Y. (2013). Caracterización de la comunidad de Macrófitas acuáticas en lagunas del Páramo de La Rusia (Boyacá-Colombia). / *Revista Ciencia En Desarrollo*, 4(2), 73–82.  
<http://www.scielo.org.co/pdf/cide/v4n2/v4n2a09.pdf>
- Ramos, P., Honda, R., Hoek, E., & Mahendra, S. (2023). Carbon/nitrogen ratios determine biofilm formation and characteristics in model microbial cultures. *Chemosphere*, 313, 137628. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.137628>
- Ramprasad, C., Smith, C., Memon, F., & Philip, L. (2017). Removal of chemical and microbial contaminants from greywater using a novel constructed wetland: GROW. *Ecological Engineering*, 106, 55–65. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.05.022>
- Ravichandran, M., & Philip, L. (2022). Fate of carbamazepine and its effect on physiological characteristics of wetland plant species in the hydroponic system. *Science of The Total Environment*, 846, 157337.  
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157337>
- Reddy, K. (1981). Diel variations of certain physico-chemical parameters of water in selected aquatic systems. *Hydrobiologia*, 85(3), 201–207. <https://doi.org/10.1007/BF00017610>
- Reddy, K., Patrick, W., & Broadbent, F. (1984). Nitrogen transformations and loss in flooded soils and sediments. *C R C Critical Reviews in Environmental Control*, 13(4), 273–309.  
<https://doi.org/10.1080/10643388409381709>
- Reed, S. (1985). Nitrogen Removal in Wastewater Stabilization Ponds. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 57(1), 39–45. <http://www.jstor.org/stable/25042518>
- Rezania, S., Md Din, M., Kamaruddin, S., Taib, S., Singh, L., Yong, E., & Dahalan, F. (2016). Evaluation of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) as a potential raw material source for briquette production. *Energy*, 111, 768–773.  
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.energy.2016.06.026>
- Rezania, S., Ponraj, M., Din, M., Songip, A., Sairan, F., & Chelliapan, S. (2015). The diverse applications of water hyacinth with main focus on sustainable energy and production for new era: An overview. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 41, 943–954.  
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.09.006>
- Rezania, S., Ponraj, M., Fadhil, M., Chelliapan, S., & Md Sairan, F. (2016). Effectiveness of *Eichhornia crassipes* in nutrient removal from domestic wastewater based on its optimal growth rate. *Desalination and Water Treatment*, 57(1), 360–365.  
<https://doi.org/10.1080/19443994.2014.967305>
- Rezania, S., Ponraj, M., Talaiekhosani, A., Mohamad, S., Md Din, M., Taib, S., Sabbagh, F., & Sairan, F. (2015). Perspectives of phytoremediation using water hyacinth for removal of heavy metals, organic and inorganic pollutants in wastewater. In *Journal of Environmental Management* (Vol. 163, pp. 125–133).  
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.08.018>
- Ripley, B., Muller, E., Behenna, M., Whittington, G., & Hill, M. (2006). Biomass and photosynthetic productivity of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) as affected by nutrient supply and mirid (*Eccritotarus catarinensis*) biocontrol. *Biological Control*, 39(3), 392–400. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2006.05.002>
- Rojas, M., Bello, M., Ríos, Y., Lugo, D., & Rodríguez, J. (2020). Utilización de cepas de

- Bacillus como promotores de crecimiento en hortalizas comerciales. *Acta Agronómica*, 69(1). <https://doi.org/https://doi.org/10.15446/acag.v69n1.79606>
- Roldan, G., & Ramírez, J. (2008). *Fundamentos de limnología neotropical* (E. U. de Antioquia (ed.); 2da ed.). <https://books.google.com.co/books?id=FA5Jr7pXF1UC&printsec=frontcover#v=snippet&q=dureza&f=false>
- Romero, J. (2013). Tratamiento de Aguas Residuales: Teoría y Principio de Diseño. *Escuela Colombiana de Ingeniería*, 1248. <https://unilibros.co/gpd-tratamiento-de-aguas-residuales-teoria-y-principios-de-diseno.html>
- Rommens, W., Maes, J., Dekeza, N., Inghelbrecht, P., Nihwatiwa, T., Holsters, E., Ollevier, F., Marshall, B., & Brendonck, L. (2003). The impact of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) in a eutrophic subtropical impoundment (Lake Chivero, Zimbabwe). I. Water quality. *Archiv Für Hydrobiologie*, 158, 373–388. <https://doi.org/10.1127/0003-9136/2003/0158-0373>
- Roongtanakiat, N., Tangruangkiat, S., & Meesat, R. (2007). Utilization of vetiver grass (*Vetiveria zizanioides*) for removal of heavy metals from industrial wastewaters. *ScienceAsia*, 33(4), 397–403. <https://doi.org/10.2306/scienceasia1513-1874.2007.33.397>
- Rossmann, M., Matos, A., Abreu, E., Silva, F., & Borges, A. (2013). Effect of influent aeration on removal of organic matter from coffee processing wastewater in constructed wetlands. *Journal of Environmental Management*, 128, 912–919. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.06.045>
- Roy, T., & Mondal, N. (2019). Potentiality of *Eichhornia* shoots ash towards removal of Congo red from aqueous solution: Isotherms, kinetics, thermodynamics and optimization studies. *Groundwater for Sustainable Development*, 9, 100269. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.gsd.2019.100269>
- Rudi, N. N., Muhamad, M. S., Te Chuan, L., Alipal, J., Omar, S., Hamidon, N., Abdul Hamid, N. H., Mohamed Sunar, N., Ali, R., & Harun, H. (2020). Evolution of adsorption process for manganese removal in water via agricultural waste adsorbents. *Heliyon*, 6(9), e05049. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e05049>
- Rufchaei, R., Mirvaghefi, A., Hoseinifar, S., Valipour, A., & Nedaei, S. (2020). Effects of dietary administration of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) leaves extracts on innate immune parameters, antioxidant defence and disease resistance in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquaculture*, 515, 734533. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2019.734533>
- Ruiz, J., Milán, M., & Murguía, B. (2010). Folleto sobre seguridad y uso del amoniaco. *Revista Electrónica de Veterinaria*, 11(3B). <https://www.redalyc.org/pdf/636/63613140046.pdf>
- Ruttenberg, K. (2019). *Phosphorus Cycle* ☆ (J. K. Cochran, H. J. Bokuniewicz, & P. L. B. T.-E. of O. S. (Third E. Yager (eds.); pp. 447–460). Academic Press. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.10807-3>
- Ryu, H., Park, J., & Kim, Y. (2022). Novel techniques to determine dilution ratios of raw wastewater and wastewater treatment plant effluent in the 5-day biochemical oxygen demand test. *Chemosphere*, 286, 131923. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131923>
- Saeed, T., & Sun, G. (2012). A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: Dependency on environmental parameters,

- operating conditions and supporting media. *Journal of Environmental Management*, 112, 429–448. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.08.011>
- Said, N., Abdullah, S., Ismail, N., Hasan, H., & Othman, A. (2020). Phytoremediation of real coffee industry effluent through a continuous two-stage constructed wetland system. *Environmental Technology & Innovation*, 17, 100502. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.eti.2019.100502>
- Sakpirom, J., Kantachote, D., Nunkaew, T., & Khan, E. (2017). Characterizations of purple non-sulfur bacteria isolated from paddy fields, and identification of strains with potential for plant growth-promotion, greenhouse gas mitigation and heavy metal bioremediation. *Research in Microbiology*, 168(3), 266–275. <https://doi.org/10.1016/j.resmic.2016.12.001>
- Sakpirom, J., Kantachote, D., Siripattanakul, S., McEvoy, J., & Khan, E. (2019). Simultaneous bioprecipitation of cadmium to cadmium sulfide nanoparticles and nitrogen fixation by *Rhodospseudomonas palustris* TN110. *Chemosphere*, 223, 455–464. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.02.051>
- Salas, A., & Barbero, M. (2019). Performance assessment of water hyacinth–cement composite. *Construction and Building Materials*, 211, 395–407. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2019.03.217>
- Sanità, L., Vurro, E., Rossi, L., Marabottini, R., Musetti, R., Careri, M., Maffini, M., Mucchino, C., Corradini, C., & Badiani, M. (2007). Different compensatory mechanisms in two metal-accumulating aquatic macrophytes exposed to acute cadmium stress in outdoor artificial lakes. *Chemosphere*, 68(4), 769–780. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.12.092>
- Sanmuga, E., & Senthamil, P. (2017). Water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) – An efficient and economic adsorbent for textile effluent treatment – A review. *Arabian Journal of Chemistry*, 10, S3548–S3558. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2014.03.002>
- Sant’Anna, M., Silva, J., Gevaerd, A., Lima, L., Monteiro, M., Carregosa, I., Wisniewski, A., Marcolino, L., Bergamini, M., & Sussuchi, E. (2022). Selective carbonaceous-based (nano)composite sensors for electrochemical determination of paraquat in food samples. *Food Chemistry*, 373, 131521. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2021.131521>
- Santiago, F. (2013). Gestión integrada de la subcuenca del Arroyo León - Hondo en el occidente del suelo urbano del distrito de Barranquilla, Colombia. *Arte & Diseño*, 11(1), 47–62. <http://ojs.uac.edu.co/index.php/arte-diseno/article/view/261/245>
- Sarkar, M., Rahman, A., & Bhoumik, N. (2017). Remediation of chromium and copper on water hyacinth (*E. crassipes*) shoot powder. *Water Resources and Industry*, 17, 1–6. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.wri.2016.12.003>
- Saviolo, J., do Carmo, C., Silva, M., Duarte, M., Peixoto, A., Vaz-dos-Santos, A., & Mercante, C. (2020). Nitrogen and phosphorus removal from fish farming effluents using artificial floating islands colonized by *Eichhornia crassipes*. *Aquaculture Reports*, 17, 100324. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.aqrep.2020.100324>
- Secretaría General de la Comunidad Andina. (2008). *Manual de Estadísticas Ambientales Andinas*. [http://www.comunidadandina.org/StaticFiles/OtrosTemas/MedioAmbiente/Manual\\_est](http://www.comunidadandina.org/StaticFiles/OtrosTemas/MedioAmbiente/Manual_est)

adisticas\_ambientales.pdf

- Sehar, S., Sumera, Naeem, S., Perveen, I., Ali, N., & Ahmed, S. (2015). A comparative study of macrophytes influence on wastewater treatment through subsurface flow hybrid constructed wetland. *Ecological Engineering*, *81*, 62–69. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.04.009>
- Selva, A., Almeida, F., Soares, R., & Sarubbo, L. (2021). Analysis of the surfactant properties of *Eichhornia crassipes* for application in the remediation of environments impacted by hydrophobic pollutants. *Biocatalysis and Agricultural Biotechnology*, *36*, 102120. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.bcab.2021.102120>
- Selvamurugan, M., Doraisamy, P., & Maheswari, M. (2010). An integrated treatment system for coffee processing wastewater using anaerobic and aerobic process. *Ecological Engineering*, *36*(12), 1686–1690. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.07.013>
- Selvaraj, D., & Velvizhi, G. (2021). Sustainable ecological engineering systems for the treatment of domestic wastewater using emerging, floating and submerged macrophytes. *Journal of Environmental Management*, *286*, 112253. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112253>
- Şener, Ş., Şener, E., & Varol, S. (2020). Hydro-chemical and microbiological pollution assessment of irrigation water in Kızılırmak Delta (Turkey). *Environmental Pollution*, *266*, 115214. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115214>
- Serviour, R., & Nielsen, H. (2010). *Microbial ecology of activated sludge* (I. Publishing (ed.)). <https://books.google.com.co/books?hl=es&lr=&id=z9ohFDYcAsgC&oi=fnd&pg=PR1&dq=Seviour+y+Nielsen,+2010&ots=RPUOQssRFS&sig=IVGZYwkIPx1PUhsiDYYYW5VAKnU#v=onepage&q=Seviour+y+Nielsen%2C+2010&f=false>
- Sethupathy, A., Sobana Piriya, P., Ranjith Kumar, R., Shanthi, M., Rangabhashiyam, S., Arun, C., & Vasanth Ragavan, K. (2022). Assessment of methane enrichment efficacy of pre-disintegrated water hyacinth biomass using sonic wave assisted biosurfactant. *Fuel*, *316*, 123375. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.fuel.2022.123375>
- Sheng, X., Qiu, S., Xu, F., Shi, J., Song, X., Yu, Q., Liu, R., & Chen, L. (2020). Management of rural domestic wastewater in a city of Yangtze delta region: Performance and remaining challenges. *Bioresource Technology Reports*, *11*, 100507. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biteb.2020.100507>
- Shi, M., Li, J., Zhou, Q., Wang, G., Zhang, W., Zhang, Z., Gao, Y., & Yan, S. (2020). Interactions between elevated CO<sub>2</sub> levels and floating aquatic plants on the alteration of bacterial function in carbon assimilation and decomposition in eutrophic waters. *Water Research*, *171*, 115398. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115398>
- Shi, J., Gong, J., Li, X., Zhang, Z., Zhang, W., Li, Y., Song, L., Zhang, S., Dong, J., & Baoyin, T. (2023). Phosphorus application promoted the sequestration of orthophosphate within soil microorganisms and regulated the soil solution P supply in a temperate grassland in northern China: A <sup>31</sup>P NMR study. *Soil and Tillage Research*, *227*, 105612. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.still.2022.105612>
- Shilpa, S., Shwetha, H., Raju, M., & Lakshminarayana, R. (2020). *2 - Factors affecting bioaccessibility and bio-efficacy of carotenoids* (C. M. B. T.-C. P. Galanakis Processing and Applications (ed.); pp. 41–73). Academic Press. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-12-817067-0.00002-6>

- Shu, X., Deng, Q., Zhang, Q., & Wang, W. (2015). Comparative responses of two water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) cultivars to different planting densities. *Aquatic Botany*, 121, 1–8. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2014.10.007>
- Shyam, S., Das, T., & Kumar, G. (2022). Co-composting invasive aquatic macrophytes and pond sediment holds the potential for environmental amelioration: Selecting the right shade of grey. *Acta Ecologica Sinica*, 42(1), 17–23. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chnaes.2020.12.004>
- Sidek, N., Abdullah, S., Ahmad, N., Draman, S., Rosli, M., & Sanusi, M. (2018). Phytoremediation of abandoned mining lake by water hyacinth and water lettuces in constructed wetlands. *Jurnal Teknologi*, 80(5), 87–93. <https://doi.org/10.11113/jt.v80.10992>
- Sikhosana, M., Botha, A., Monyatsi, M., & Coetzee, M. (2020). Evaluating the effect of seasonal temperature changes on the efficiency of a rhizofiltration system in nitrogen removal from urban runoff. *Journal of Environmental Management*, 274, 111192. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111192>
- Silupú, C., Solís, R., Cruz, G., Gómez, M., Solís, J., & Keiski, R. (2017). Caracterización de filtros comerciales para agua a base de carbón activado para el tratamiento de agua del río Tumbes - Perú. *Revista Colombiana de Química*, 46(3), 37–45. <https://www.redalyc.org/pdf/3090/309052302006.pdf>
- Silva, F., Stefani, M., Smith, W., Schiavone, D., Cunha, M., & Bianchini, I. (2020). An applied ecological approach for the assessment of anthropogenic disturbances in urban wetlands and the contributor river. *Ecological Complexity*, 43, 100852. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2020.100852>
- Silva, J., Ramírez, L., Alfieri, A., Rivas, G., & Sánchez, M. (2004). Determinación de microorganismos indicadores de calidad sanitaria. Coliformes totales, coliformes fecales y aerobios mesófilos en agua potable envasada y distribuida en San Diego, estado Carabobo, Venezuela. *Revista de La Sociedad Venezolana de Microbiología*, 24(1). [http://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1315-25562004000100008](http://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1315-25562004000100008)
- Sindhu, R., Binod, P., Pandey, A., Madhavan, A., Alphonsa, J., Vivek, N., Gnansounou, E., Castro, E., & Faraco, V. (2017). Water hyacinth a potential source for value addition: An overview. *Bioresource Technology*, 230, 152–162. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.01.035>
- Sipaúba, L., Fávero, E., & Braga, F. (2002). Utilization of macrophyte biofilter in effluent from aquaculture: I. Floating plant. *Brazilian Journal of Biology*, 62(4 A), 713–723. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842002000400019>
- Sizirici, B., Yildiz, I., AlAli, A., Alkhomeiri, A., Alkhoori, A., Bufalasa, F., & Alawadi, R. (2019). Modified biosand filters enriched with iron oxide coated gravel to remove chemical, organic and bacteriological contaminants. *Journal of Water Process Engineering*, 27, 110–119. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2018.11.015>
- Snow, A., & Ghaly, A. (2008). A comparative study of the purification of aquaculture wastewater using water hyacinth, water lettuce and parrot's feather. *Am. J. Appl. Sci*, 5(4), 440–453.
- Solís, C., Patlán, G., Okoye, P., Guillén, Sebastian, P., & Arias, D. (2021). Long-term semi-continuous production of carbohydrate-enriched microalgae biomass cultivated in low-loaded domestic wastewater. *Science of The Total Environment*, 798, 149227.

- <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149227>
- Sricoth, T., Meeinkuirt, W., Pichtel, J., Taepayoon, P., & Saengwilai, P. (2018). Synergistic phytoremediation of wastewater by two aquatic plants (*Typha angustifolia* and *Eichhornia crassipes*) and potential as biomass fuel. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(6), 5344–5358. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0813-5>
- Sridevi, M., Nirmala, C., Jawahar, N., Arthi, G., Vallinayagam, S., & Sharma, V. (2021). Role of nanomaterial's as adsorbent for heterogeneous reaction in waste water treatment. *Journal of Molecular Structure*, 130596. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.molstruc.2021.130596>
- Suarez, P., Alonso, J., Gómez, G., & Vidal, G. (2022). Performance of sewage treatment technologies for the removal of *Cryptosporidium* sp. and *Giardia* sp.: Toward water circularity. *Journal of Environmental Management*, 324, 116320. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116320>
- Sudiarto, S., Renggaman, A., & Choi, H. (2019). Floating aquatic plants for total nitrogen and phosphorus removal from treated swine wastewater and their biomass characteristics. *Journal of Environmental Management*, 231, 763–769. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.10.070>
- Sun, J., Liu, B., You, Y., Li, W., Liu, M., Shang, H., & He, J. (2019). Solar radiation regulates the leaf nitrogen and phosphorus stoichiometry across alpine meadows of the Tibetan Plateau. *Agricultural and Forest Meteorology*, 271, 92–101. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2019.02.041>
- Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios. (2020). *Estudio sectorial de los servicios públicos domiciliarios de Acueducto y Alcantarillado 2019*. [https://www.superservicios.gov.co/sites/default/archivos/Publicaciones/Publicaciones/2020/Dic/estudio\\_sectorial\\_de\\_los\\_servicios\\_publicos\\_domiciliarios\\_de\\_acueducto\\_y\\_alcantarillado\\_28\\_dic\\_rev\\_1.pdf](https://www.superservicios.gov.co/sites/default/archivos/Publicaciones/Publicaciones/2020/Dic/estudio_sectorial_de_los_servicios_publicos_domiciliarios_de_acueducto_y_alcantarillado_28_dic_rev_1.pdf)
- Tan, K., & Foo, K. (2022). *Chapter 13 - The viable role of activated carbon for the effective remediation of refinery and petrochemical wastewaters* (M. H. El-Naas & A. B. T.-P. I. W. Banerjee (eds.); pp. 185–203). Elsevier. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-323-85884-7.00016-3>
- Tanik, A., & Çomakoğlu, B. (1996). Nutrient removal from domestic wastewater by rapid infiltration system. *Journal of Arid Environments*, 34(3), 379–390. <https://doi.org/10.1006/jare.1996.0118>
- Tanya, M., & Leiva, M. (2019). Microorganismos eficientes, propiedades funcionales y aplicaciones agrícolas. *Centro Agrícola*, 46(2). [http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0253-57852019000200093](http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0253-57852019000200093)
- Taylor, B., & Carmichael, N. (2003). Toxicity and chemistry of aspen wood leachate to aquatic life: Field study. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 22(9), 2048–2056. <https://doi.org/10.1897/02-183>
- Tejera, B., Heydrich, M., & Rojas, M. (2013). Aislamiento de *Bacillus* solubilizadores de fosfatos asociados al cultivo del arroz. *Agronomía Mesoamericana*, 24, 357–364. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.15517/am.v24i2.12535>
- Thevarajah, B., Nishshanka, G., Premaratne, M., Wasath, W., Nimarshana, P., Malik, A., & Ariyadasa, T. (2023). Cyanobacterial pigment production in wastewaters treated for heavy metal removal: Current status and perspectives. *Journal of Environmental*

- Chemical Engineering*, 11(1), 108999.  
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.108999>
- Ting, W., Tan, I., Salleh, S., & Wahab, N. (2018). Application of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) for phytoremediation of ammoniacal nitrogen: A review. *Journal of Water Process Engineering*, 22, 239–249.  
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2018.02.011>
- Torres, G., & Lozano, E. (2017). Disminución de sólidos de aguas grises mediante un proceso de aireación. *Ra Ximhai*, 13(3), 393–404. chrome-extension://efaidnbmnnnibpcajpcgiclfndmkaj/viewer.html?pdfurl=https%3A%2F%2Fwww.redalyc.org%2Fpdf%2F461%2F46154070023.pdf&clen=1032776
- Tran, T., Kim, N., Leu, H., Pham, M., Luong, N., & Vo, H. (2020). The production of hydrogen gas from modified water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) biomass through pyrolysis process. *International Journal of Hydrogen Energy*.  
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2020.08.225>
- Tran, T., Kim, N., Leu, H., Pham, M., Luong, N., & Vo, H. (2021). The production of hydrogen gas from modified water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) biomass through pyrolysis process. *International Journal of Hydrogen Energy*, 46(27), 13976–13984.  
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2020.08.225>
- Triple A S.A. E.S.P. (2023). *EDAR El Pueblo*. <https://www.aaa.com.co/edar-el-pueblo/>
- Trivedy, R., & Pattanshetty, S. (2002). Treatment of dairy waste by using water hyacinth. *Water Science and Technology*, 45(12), 329–334. <https://doi.org/10.2166/wst.2002.0442>
- Tunçsiper, B. (2020). Nitrogen removal in an aerobic gravel filtration-sedimentation pond-constructed wetland-overland flow system treating polluted stream waters: Effects of operation parameters. *Science of The Total Environment*, 746, 140577.  
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140577>
- Ulaganathan, A., Robinson, J., Rajendran, S., Geevaretnam, J., Shanmugam, S., Natarajan, A., Abdulrahman, A., & Karthikeyan, P. (2022). Potentially toxic elements contamination and its removal by aquatic weeds in the riverine system: A comparative approach. *Environmental Research*, 206, 112613.  
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.112613>
- UNESCO - Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la C. y la C. (2019). *Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos 2019. No dejar a nadie atrás. Cifras y datos*.  
[https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000367276\\_spa/PDF/367276spa.pdf.multi](https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000367276_spa/PDF/367276spa.pdf.multi)
- Ung, H., Leu, B., Tran, H., Nguyen, L., Nghiem, L., Hoang, N., Pham, H., & Doung, H. (2022). Combining flowform cascade with constructed wetland to enhance domestic wastewater treatment. *Environmental Technology & Innovation*, 27, 102537.  
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.eti.2022.102537>
- Valero, C., & Mara, D. (2007). Nitrogen Removal via Ammonia Volatilization in Maturation Ponds. *Water Science and Technology*, 55(11), 87–92.
- Valipour, A., & Ahn, Y. (2016). Constructed wetlands as sustainable ecotechnologies in decentralization practices: a review. *Environ Sci Pollut Res*, 23, 180–197.  
<https://doi.org/10.1007/s11356-015-5713-y>
- Valipour, A., Hamnabard, N., Woo, K., & 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. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.06.009>
- Valipour, A., Raman, V., & Ahn, Y. (2015a). Effectiveness of domestic wastewater treatment using a bio-hedge water hyacinth wetland system. *Water*, 7(1), 329–347. <https://doi.org/https://doi.org/10.3390/w7010329>
- Valipour, A., Raman, V., & Ahn, Y. (2015b). Effectiveness of domestic wastewater treatment using a Bio-hedge water hyacinth wetland system. *Water (Switzerland)*, 7(1), 329–347. <https://doi.org/10.3390/w7010329>
- Vargas, A., & Roldán, P. (2018). Ni muy cerca ni muy lejos: parques urbanos y bienestar subjetivo en la ciudad de Barranquilla, Colombia. *Lecturas de Economía*, 88, 183–205. <https://doi.org/https://doi.org/10.17533/udea.le.n88a06>
- Velásquez, T., & Tocuyo, D. (2020). Remoción de turbidez de agua mediante filtración utilizando cáscara de coco (*Cocos nucifera*) a nivel de laboratorio. *Revista ION*, 33(2), 99–110. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=342068240009>
- Velo, I., Farré, M., Radjenovic, J., & Gernjak, W. (2023). Influence of water matrix components on the UV/chlorine process and its reactions mechanism. *Environmental Research*, 218, 114945. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.114945>
- Venkata, S., Mohanakrishna, G., Chiranjeevi, P., Peri, D., & Sarma, P. (2010). Ecologically engineered system (EES) designed to integrate floating, emergent and submerged macrophytes for the treatment of domestic sewage and acid rich fermented-distillery wastewater: Evaluation of long term performance. *Bioresource Technology*, 101(10), 3363–3370. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.12.027>
- Verla, A., Verla, E., Amaobi, C., & Enyoh, C. (2018). Water pollution scenario at river Uramurukwa flowing through Owerri metropolis, Imo state, Nigeria. *International Journal of Applied Scientific Research*, 3(3), 40–46.
- Verma, C., Kumar, A., Pal, S., Sinha, S., Singh, A. K., Jaiswal, A., & Prakash, R. (2020). Polyaniline stabilized activated carbon from *Eichhornia crassipes*: Potential charge storage material from bio-waste. *Renewable Energy*, 162, 2285–2296. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.renene.2020.09.135>
- Verma, D., & Senal, I. (2019). 6 - Natural fiber-reinforced polymer composites: Feasibility study for sustainable automotive industries. In D. Verma, E. Fortunati, S. Jain, & X. B. T.-B. Zhang (Eds.), *Woodhead Publishing Series in Composites Science and Engineering* (pp. 103–122). Woodhead Publishing. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-08-102426-3.00006-0>
- Victor, K., Séka, Y., Norbert, K., Sanogo, T., & Celestin, A. (2016). Phytoremediation of wastewater toxicity using water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) and water lettuce (*Pistia stratiotes*). *International Journal of Phytoremediation*, 18(10), 949–955. <https://doi.org/10.1080/15226514.2016.1183567>
- Vilasó, J., Crombet, S., & Pérez, N. (2017). Algunos parámetros químico-físicos de las aguas del “Lago Azul” del poblado “El Cobre.” *Revista Cubana de Química*, 29(3). [http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S2224-54212017000300010](http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2224-54212017000300010)
- Vinh, P., Ha, N., Binh, N., Thang, N., Oanh, L., & Thao, N. (2019). Developing algorithm for estimating chlorophyll-a concentration in the Thac Ba Reservoir surface water using Landsat 8 Imagery. *Science of the Earth*, 41(1), 10–20. <https://doi.org/https://doi.org/10.15625/0866-7187/41/1/13542>

- Vizcaíno, L., & Fuentes, N. (2016). Efectos de eisenia foetida y *Eichhornia crassipes* en la remoción de materia orgánica, nutrientes y coliformes en efluentes domésticos. *Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica*, 19(1), 189–198. [http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0123-42262016000100022](http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0123-42262016000100022)
- Vymazal, J. (2005). Removal of Enteric Bacteria in Constructed Treatment Wetlands with Emergent Macrophytes: A Review. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 40(6–7), 1355–1367. <https://doi.org/10.1081/ESE-200055851>
- Vymazal, J. (2008). *Wastewater Treatment, Plant Dynamics and Management in Constructed and Natural Wetlands* (S. Dordrecht (ed.); Primera). <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8235-1>
- Vymazal, J. (2010). Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. *Water*, 2(3), 530–549. <https://doi.org/https://doi.org/10.3390/w2030530>
- Vymazal, J. (2013). Emergent plants used in free water surface constructed wetlands: A review. *Ecological Engineering*, 61, 582–592. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.06.023>
- Vymazal, J., & Kröpfelová, L. (2008). Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow. In *Springer Science & Business Media* (Vol. 14). [https://books.google.com.co/books?hl=es&lr=&id=IfqerCqRvg8C&oi=fnd&pg=PR11&ots=rksmajSyZg&sig=AVe3CBfzED3Gqw8S0RVHAuqnYwY&redir\\_esc=y#v=onepage&q&f=false](https://books.google.com.co/books?hl=es&lr=&id=IfqerCqRvg8C&oi=fnd&pg=PR11&ots=rksmajSyZg&sig=AVe3CBfzED3Gqw8S0RVHAuqnYwY&redir_esc=y#v=onepage&q&f=false)
- Vymazal, J., Zhao, Y., & Mander, Ü. (2021). Recent research challenges in constructed wetlands for wastewater treatment: A review. *Ecological Engineering*, 169, 106318. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106318>
- Wang, C., Feng, B., Wang, P., Guo, W., Li, X., Gao, H., Zhang, B., & Chen, J. (2022). Revealing factors influencing spatial variation in the quantity and quality of rural domestic sewage discharge across China. *Process Safety and Environmental Protection*, 162, 200–210. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.psep.2022.03.071>
- Wang, C., Zhang, S., Wang, P., Hou, J., Li, W., & Zhang, W. (2008). Metabolic adaptations to ammonia-induced oxidative stress in leaves of the submerged macrophyte *Vallisneria spiralis* (Lour.) Hara. *Aquatic Toxicology*, 87(2), 88–98. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2008.01.009>
- Wang, F., Gao, J., Zhai, W., Cui, J., Hua, Y., Zhou, Z., Liu, D., Wang, P., & Zhang, H. (2021). Accumulation, distribution and removal of triazine pesticides by *Eichhornia crassipes* in water-sediment microcosm. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 219, 112236. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112236>
- Wang, F., Zhang, S., Hu, X., Lv, X., Liu, M., Ma, Y., & Manirakiza, B. (2024). Floating plants reduced methane fluxes from wetlands by creating a habitat conducive to methane oxidation. *Journal of Environmental Sciences*, 135, 149–160. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jes.2023.01.013>
- Wang, J., Fu, G., Li, W., Shi, Y., Pang, J., Wang, Q., Lü, W., Liu, C., & Liu, J. (2018). The effects of two free-floating plants (*Eichhornia crassipes* and *Pistia stratiotes*) on the burrow morphology and water quality characteristics of pond loach (*Misgurnus anguillicaudatus*) habitat. *Aquaculture and Fisheries*, 3(1), 22–29. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.aaf.2017.12.001>

- Wang, J., Wang, W., Xiong, J., Li, L., Zhao, B., Sohail, I., & He, Z. (2021). A constructed wetland system with aquatic macrophytes for cleaning contaminated runoff/storm water from urban area in Florida. *Journal of Environmental Management*, 280, 111794. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111794>
- Wang, M., Chen, S., Jia, X., & Chen, L. (2021). *Chapter 1 - Concept and types of bioremediation* (M. Hasanuzzaman & M. N. V. B. T.-H. of B. Prasad (eds.); pp. 3–8). Academic Press. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819382-2.00001-6>
- Wang, P., & Zeng, L. (2019). On the bicomponent contaminant transport in wetland flow with reactions. *Journal of Hydrology*, 576, 541–550. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.06.066>
- Wang, Q., Wang, X., Hong, Y., Liu, X., Zhao, G., Zhang, H., & Zhai, Q. (2022). Microalgae cultivation in domestic wastewater for wastewater treatment and high value-added production: Species selection and comparison. *Biochemical Engineering Journal*, 185, 108493. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.bej.2022.108493>
- Wang, T., Xiao, L., Lu, H., Lu, S., Li, J., Guo, X., & Zhao, X. (2022). Nitrogen removal from summer to winter in a field pilot-scale multistage constructed wetland-pond system. *Journal of Environmental Sciences*, 111, 249–262. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2021.03.028>
- Wang, Y., Ju, L., Xu, F., Tian, L., Jia, R., Song, W., Li, Y., & Liu, B. (2020). Effect of a nanofiltration combined process on the treatment of high-hardness and micropolluted water. *Environmental Research*, 182, 109063. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.109063>
- Wang, Z., Zhang, Z., Zhang, Y., Zhang, J., Yan, S., & Guo, J. (2013). Nitrogen removal from Lake Caohai, a typical ultra-eutrophic lake in China with large scale confined growth of *Eichhornia crassipes*. *Chemosphere*, 92(2), 177–183. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.03.014>
- Wareen, G., Saeed, M., Ilyas, N., Asif, S., Umair, M., Sayyed, R., Alfarraj, S., Alrasheed, W., & Awan, T. (2023). Comparison of pennywort and hyacinth in the development of membraned sediment plant microbial fuel cell for waste treatment. *Chemosphere*, 313, 137422. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.137422>
- Wazeri, A., Elsamadony, M., & Tawfik, A. (2018). Carbon emissions reduction by catalyzing H<sub>2</sub> gas harvested from water hyacinth fermentation process using metallic salts. *Energy Procedia*, 152, 1254–1259. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.egypro.2018.09.178>
- Wei, Z., Van, Q., Peng, W., Yang, Y., Yang, H., Gu, H., Lam, S., & Sonne, C. (2021). A review on phytoremediation of contaminants in air, water and soil. *Journal of Hazardous Materials*, 403, 123658. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123658>
- Widharyanti, I., Andiri, H., & Marcelinus, C. (2021). Membraneless Plant Microbial Fuel Cell using Water Hyacinth (*Eichhornia crassipes*) for Green Energy Generation and Biomass Production. *Int. Journal of Renewable Energy Development*, 10(1), 71–78. <https://doi.org/10.14710/ijred.2021.32403>
- Williams, J., Zambrano, D., Ford, M., May, E., & Butler, J. (1999). Constructed wetlands for wastewater treatment in Colombia. *Water Science and Technology*, 40(3), 217–223. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(99\)00413-8](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0273-1223(99)00413-8)
- Wu, K., Atasoy, M., Zweers, H., Rijnaarts, H., Langenhoff, A., & Fernandes, T. (2023). Impact of wastewater characteristics on the removal of organic micropollutants by *Chlorella*

- sorokiniana. *Journal of Hazardous Materials*, 453, 131451. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.131451>
- Wu, W., Liu, A., Wu, K., Zhao, L., Bai, X., Li, K., Ashraf, M., & Chen, L. (2016). The physiological and biochemical mechanism of nitrate-nitrogen removal by water hyacinth from agriculture eutrophic wastewater. *Agriculture, Agribusiness and Biotechnology*, 59. <https://doi.org/https://doi.org/10.1590/1678-4324-2016160517>
- Xiao, H., Peng, S., Liu, X., Jia, J., & Wang, H. (2021). Phytoremediation of nutrients and organic carbon from contaminated water by aquatic macrophytes and the physiological response. *Environmental Technology & Innovation*, 21, 101295. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.101295>
- Xie, Y., Wen, M., Yu, D., & Li, Y. (2004). Growth and resource allocation of water hyacinth as affected by gradually increasing nutrient concentrations. *Aquatic Botany*, 79(3), 257–266. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2004.04.002>
- Xie, Y., & Yu, D. (2003). The significance of lateral roots in phosphorus (P) acquisition of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*). *Aquatic Botany*, 75(4), 311–321. [https://doi.org/10.1016/S0304-3770\(03\)00003-2](https://doi.org/10.1016/S0304-3770(03)00003-2)
- Xu, D., Li, Y., Howard, A., & Guan, Y. (2013). Effect of earthworm *Eisenia fetida* and wetland plants on nitrification and denitrification potentials in vertical flow constructed wetland. *Chemosphere*, 92(2), 201–206. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.03.016>
- Yadav, B., Jadhav, A., Chonde, S., & Raut, P. (2011). Performance Evaluation of Surface Flow Constructed Wetland System by Using *Eichhornia crassipes* for Wastewater Treatment in an Institutional Complex. *Universal Journal of Environmental Research and Technology*, 1(4), 435–441. [www.environmentaljournal.org](http://www.environmentaljournal.org)
- Yan, X., An, J., Zhang, L., Zhang, L., Zhou, X., & Wei, S. (2022). Ecotoxicological effects and bioaccumulation in *Eichhornia crassipes* induced by long-term exposure to triclosan. *Plant Physiology and Biochemistry*, 193, 90–98. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2022.10.013>
- Yan, Y., Deng, Y., Li, W., Du, W., Gu, Y., Li, J., & Xu, X. (2021). Phytoremediation of antibiotic-contaminated wastewater: Insight into the comparison of ciprofloxacin absorption, migration, and transformation process at different growth stages of *E. crassipes*. *Chemosphere*, 283, 131192. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131192>
- Yan, X., An, J., Zhang, L., Zhang, L., Zhou, X., & Wei, S. (2022). Ecotoxicological effects and bioaccumulation in *Eichhornia crassipes* induced by long-term exposure to triclosan. *Plant Physiology and Biochemistry*, 193, 90–98. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2022.10.013>
- Yang, L., Shuang, E., Liu, J., Sheng, K., & Zhang, X. (2022). Endogenous calcium enriched hydrochar catalyst derived from water hyacinth for glucose isomerization. *Science of The Total Environment*, 807, 150660. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150660>
- Ye, S., Chen, Y., Yao, X., & Zhang, J. (2020). Simultaneous removal of organic pollutants and heavy metals in wastewater by photoelectrocatalysis: A review. *Chemosphere*, 128503. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128503>
- Yi, Y., Luo, J., & Fang, Z. (2021). Magnetic biochar derived from *Eichhornia crassipes* for

- highly efficient Fenton-like degradation of antibiotics: Mechanism and contributions. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(5), 106258. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.106258>
- Yin, Y., Li, J., Zhu, S., Chen, Q., Chen, C., Rui, Y., & Shang, J. (2024). Effect of biochar application on rice, wheat, and corn seedlings in hydroponic culture. *Journal of Environmental Sciences*, 135, 379–390. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jes.2023.01.023>
- Ying, F., Chen, X., & Chen, A. (2011). A comparative study on the growth and nitrogen and phosphorus uptake characteristics of 15 wetland species. *Chemistry and Ecology*, 27(3). <https://doi.org/10.1080/02757540.2011.561788>
- You, W., Yu, D., Xie, D., Yu, L., Xiong, W., & Han, C. (2014). Responses of the invasive aquatic plant water hyacinth to altered nutrient levels under experimental warming in China. *Aquatic Botany*, 119, 51–56. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2014.06.004>
- Yu, X., Shen, T., Kang, X., Cui, Y., Chen, Q., Shoaib, M., Liu, H., Zhang, F., Hussain, S., Xiang, Q., Zhao, K., Gu, Y., Ma, M., Li, S., Zou, L., & Liang, Y. (2021). Long-term phytoremediation using the symbiotic *Pongamia pinnata* reshaped soil micro-ecological environment. *Science of The Total Environment*, 774, 145112. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145112>
- Zhang, D., Jinadasa, K., Gersberg, R., Liu, Y., Tan, S., & Ng, W. (2015). Application of constructed wetlands for wastewater treatment in tropical and subtropical regions (2000–2013). *Journal of Environmental Sciences*, 30, 30–46. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jes.2014.10.013>
- Zhang, J., Liu, W., Bu, J., Lin, Y., & Bai, Y. (2023). Host genetics regulate the plant microbiome. *Current Opinion in Microbiology*, 72, 102268. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.mib.2023.102268>
- Zhi, Y., Paterson, A., Call, D., Jones, J., Hesterberg, D., Duckworth, O., Poitras, E., & Knappe, D. (2022). Mechanisms of orthophosphate removal from water by lanthanum carbonate and other lanthanum-containing materials. *Science of The Total Environment*, 820, 153153. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153153>
- Zhou, C., Zhang, X., Guo, Y., Hu, S., Tang, Y., Li, T., Wang, T., Ma, G., & Yang, C. (2021). Structural and histochemical analyses of the vegetative organs of *Eichhornia crassipes*. *Botany Letters*, 168(3), 458–466. <https://doi.org/10.1080/23818107.2021.1902389>
- Zhou, Q., Han, S., Yan, S., Guo, J., Song, W., & Liu, G. (2014). Impacts of *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms stress on the physiological characteristics, microcystin production and release of *Microcystis aeruginosa*. *Biochemical Systematics and Ecology*, 55, 148–155. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.bse.2014.03.008>
- Zhou, X., Bi, X., Huang, S., & Ng, H. Y. (2023). Effect of mixing iron-containing sludge to domestic wastewater on wastewater characteristics under different conditions: types of domestic wastewater, varying pH and mixing ratios. *Environmental Research*, 220, 115241. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.115241>
- Zhu, Z., Qian, W., Shang, Z., Ma, X., Wang, Z., Lu, W., & Chen, W. (2024). Efficient elimination of carbamazepine using polyacrylonitrile-supported pyridine bridged iron phthalocyanine nanofibers by activating peroxy monosulfate in dark condition. *Journal of Environmental Sciences*, 137, 224–236. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jes.2022.10.046>

- Zidan, K., Mandi, L., Hejjaj, A., Sbahi, S., El Alaoui, A., Ouazzani, N., & Assabbane, A. (2023). Efficiency of a new hybrid multi-soil-layering eco-friendly technology for removing pollutants from domestic wastewater under an arid climate. *Journal of Water Process Engineering*, *51*, 103482. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2022.103482>
- Zimmels, Y., Kirzhner, F., & Malkovskaja, A. (2006). Application of *Eichhornia crassipes* and *Pistia stratiotes* for treatment of urban sewage in Israel. *Journal of Environmental Management*, *81*(4), 420–428. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.11.014>
- Zipf, M., Pinheiro, I., & Conegero, M. (2016). Simplified greywater treatment systems: Slow filters of sand and slate waste followed by granular activated carbon. *Journal of Environmental Management*, *176*, 119–127. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.03.035>
- Zulfahmi, I., Kandi, R., Huslina, F., Rahmawati, L., Muliari, M., Sumon, K., & Rahman, M. (2021). Phytoremediation of palm oil mill effluent (POME) using water spinach (*Ipomoea aquatica* Forsk). *Environmental Technology & Innovation*, *21*, 101260. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.101260>

## Anexos

### Anexo 1

<b>Receta de microelementos – Medio Hoagland</b>			
<b>Químico</b>	<b>Concentración en 1L Microelementos -solución</b>	<b>Gramos en 1L Microelementos -solución</b>	<b>Concentración en 1/10 Hoagland (25 L)</b>
Ácido bórico ( $H_3BO_3$ )	23,1mM	1,430 g/L	4,63 $\mu$ M
Sulfato de cobre * 5 $H_2O$ ( $CuSO_4 * 5 H_2O$ )	0,16mM	0,0399 g/L	0,032 $\mu$ M
Cloruro de manganeso * 4 $H_2O$ ( $MnCl_2 * 4 H_2O$ )	4,6mM	0,905 g/L	0,915 $\mu$ M
Sulfato de zinc * 7 $H_2O$ ( $ZnSO_4 * 7 H_2O$ )	0,38mM	0,110g/L	0,077 $\mu$ M
Trióxido de molibdeno ( $MO_3 =$ Molibdeno (VI) - Óxido de Sigma Número de pedido: M0753-100g)	0,055mM	20 mL/L de solución de reserva. De concentración 0,4 mg/mL pH 11	0,011 $\mu$ M

### Anexo 2

<b>Receta de Fe-HBED (pH 5,7) – Medio Hoagland</b>		
<b>Químico</b>	<b>Concentración en 1L Fe-HBED -solución</b>	<b>Gramos/mL en 1L Fe-HBED -solución</b>
(N, N'-Di (2-hidroxibencil) etilendiamina N, 'N monohidrocloruro de ácido diacético hidratado HBED	10mM	424,89 g. L <sup>-1</sup>
Hidróxido de potasio (KOH)	1M	30mL. L <sup>-1</sup>
Cloruro de Hierro (III) hexahidratado ( $FeCl_3.6H_2O$ )	10mM	2,703g. L <sup>-1</sup>

### Anexo 3

<b>Curva de calibración para determinación de proteína total</b>		
<b>Volumen buffer fosfato de sodio 100mM pH 6,8 (μL)</b>	<b>Volumen BSA patrón (μL)</b>	<b>Reactivo de Bradford (μL)</b>
200	0	800
198	2	800
196	4	800
194	6	800
192	8	800
190	10	800

BSA = Albúmina sérica bovina

## Anexo 4

### Temperatura. Método 2550 B

La temperatura del ARD se midió *in situ* usando un equipo multiparámetro digital portátil WTW™ Multi 3630 IDS SET F, con termómetro electrónico (Figura 1). El dispositivo empleado distingue cambios de temperatura de 0,1°C o menos y puede equilibrarse rápidamente.



**Figura 1.** Medición *in situ* de parámetros fisicoquímicos del ARD: temperatura, pH, conductividad eléctrica y oxígeno disuelto.

## Anexo 5

### Conductividad eléctrica. Método 2510 B

La conductividad eléctrica del ARD se midió *in situ* empleando un equipo multiparámetro portátil 3630 IDS WTW (Figura 1), con electrodo para medición de la conductividad eléctrica del agua, y termómetro, capaz de leerse con una precisión de 0,1 ° C y cubrir el rango de 23 a 27°C.

## Anexo 6

### Valor pH. Método 4500 H<sup>+</sup> B

El pH se midió *in situ* empleando un equipo multiparámetro portátil 3630 IDS WTW (Figura 1), con electrodo para medición de pH, con electrodo de vidrio.

## Anexo 7

### Oxígeno disuelto. Método 4500-O G

Para este análisis se empleó un equipo multiparámetro portátil 3630 IDS WTW (Figura 1), con electrodo de membrana sensible al oxígeno. Para la medición de la muestra *in situ*, se manejó la

membrana con cuidado para evitar contaminar el elemento sensor o atrapar burbujas de aire diminutas debajo de la membrana, lo que podía provocar una respuesta reducida y una corriente residual alta.

## Anexo 8

### Turbiedad. Método 2130 B

Para la medición de la turbiedad se empleó el turbidímetro automático 2100P de HACH (Figura 2), se agitó suavemente la muestra de ARD hasta que desaparecieron las burbujas de aire y se vertió la muestra en la celda. Se midió la turbiedad inmediatamente para evitar cambios de temperatura y que la floculación y sedimentación de partículas cambiaran las características de la muestra.



**Figura 2.** Medición en el laboratorio de la turbiedad de cada una de las muestras en cada corrida. Izquierda: turbidímetro automático, derecha: muestras de ARD de la corrida 3, repetición 1.

## Anexo 9

### Color aparente y Color real. Método 2120 B

El color aparente y el color real o verdadero se determinaron en laboratorio, dentro de las 24 horas posteriores a la recolección de la muestra. Las muestras se mantuvieron frías hasta el análisis y se calentaron a temperatura ambiente antes de la medición. Una vez la muestra se encontró a temperatura ambiente, se procedió a la lectura en el espectrofotómetro para lo que se empleó el programa de usuario 965 Color\_5\_25UPC. Para la medición de color real, se filtraron 50 mL de agua a través del filtro. Se filtraron 50 mL de la muestra de agua residual doméstica para análisis. En el caso de la medición de color aparente, se registró la lectura en la pantalla del espectrofotómetro de la muestra sin filtrar.

## Anexo 10

### Demanda bioquímica de oxígeno. Método SM 5210 B

La demanda bioquímica de oxígeno se determinó en laboratorio, empleando el medidor Oxitop™ Control Bod IS12-6, WTW®, en la incubadora TS 606/3-i WTW, con temperatura ajustada a 20°C (Figura 3). En una botella ámbar de DBO con agitador magnético previamente ingresado, se transfirió

97 mL de muestra de ARD y en otra botella DBO se adicionó 365 mL de la misma muestra. Con la muestra de agua dispuesta en la botella, se adicionaron perlas de hidróxido de sodio (NaOH) en el corcho de la botella, sin sobrepasar los orificios cercanos a la superficie del corcho. Finalmente, se procedió a colocar el cabezal electrónico a la botella. Inmediatamente se activó la botella empleando el control electrónico del equipo, y se ingresaron las muestras al armario para un tiempo de incubación de cinco días a 20°C. El procedimiento se realizó inmediatamente las muestras fueron llevadas al laboratorio (antes de 24 horas), para obtener resultados confiables. La luz se excluyó para evitar el crecimiento de algas en las botellas durante la incubación. El análisis se realizó inmediatamente las muestras fueron transportadas al laboratorio.



**Figura 3.** Medición en laboratorio de  $DBO_5$ . Izquierda: Incubadora, Medio: Muestras en incubación por 5 días a 20°C y, derecha: control Oxitop™.

## Anexo 11

### Demanda química de oxígeno. Método 5220 D

La demanda química de oxígeno se determinó en laboratorio, empleando el espectrofotómetro DR 5000 de HACH y el reactor de termostato seco DRB 200 de HACH. Desarrollando los siguientes pasos:

- Preparación de la curva de calibración: se prepararon diez diluciones a partir de la solución estándar (1000mg. L<sup>-1</sup> DQO), HACH®, en balones de vidrio aforados de 50 mL cada uno, con las siguientes concentraciones: 50 ppm (2,5 mL estándar DQO), 100 ppm (5 mL estándar DQO), 150 ppm (7,5 mL estándar DQO), 200 ppm (10 mL estándar DQO), 250 ppm (12,5 mL estándar DQO), 350 ppm (17,5 mL estándar DQO), 400 ppm (20 mL estándar DQO), 450 ppm (22,5 mL estándar DQO) y, 500 ppm (25 mL estándar DQO); se aforó con agua reactiva. Luego de la preparación de las diluciones, se procedió a la lectura tomando una muestra de 2,5 mL de cada balón y transfiriéndola a un tubo de ensayo de DQO. Posteriormente, se transfirió 1,5 mL de solución de digestión (10,216 g. L<sup>-1</sup> dicromato de potasio, 167 mL.L<sup>-1</sup> ácido sulfúrico, 33,3 g. L<sup>-1</sup> sulfato de mercurio, en 1L de agua destilada) al tubo de ensayo con la muestra, seguido por 3,5 mL de ácido sulfúrico concentrado; los tubos tapa rosca se taparon y se agitaron con despacio y con precaución. Los tubos se ingresaron al termoreactor, se cerró la cubierta del equipo y se dio inicio hasta alcanzar una temperatura de 150°C, con lo que se dio inicio al ciclo durante dos horas y pasado ese tiempo se dejaron aclimatar las muestras. Una vez los tubos con las muestras se encontraron a temperatura ambiente, se procedió a la lectura en el espectrofotómetro para lo que se empleó el programa de usuario 995 DQO-RM. La Figura 4. presenta la curva de calibración

después de tomadas las muestras de los balones aforados para la determinación de la DQO y el estándar empleado.



**Figura 4.** Curva de calibración DQO y estándar DQO

- Medición de las muestras: la preparación y lectura de las muestras de ARD se llevó a cabo de la misma manera que para la curva de calibración, partiendo de una cantidad por muestra de 2,5 mL transferida al tubo de ensayo. Preparar la curva de calibración para cada nuevo lote de tubos o ampollas o cuando los estándares preparados anteriormente difieran en un  $\geq 5\%$  de la curva de calibración. Las curvas deben ser lineales. Sin embargo, puede producirse cierta no linealidad, según el instrumento utilizado y la precisión general necesaria. Las muestras se midieron una vez llegaron al laboratorio. La Figura 5. muestra el termoreactor iniciando un ciclo de procesamiento de muestras y el espectrofotómetro empleado para la lectura de las muestras.



**Figura 5.** Procesamiento y lectura de DQO. Izquierda: termoreactos, Derecha: espectrofotómetro.

## Anexo 12

### Sólidos totales. Método 2540 B

El procedimiento de análisis para la determinación de los sólidos totales, requirió evaporar las muestras hasta que se secaron en un horno de secado. La muestra evaporada durante  $\geq 1$  h en un horno a 103–105°C, se enfrió en el plato en el desecador a temperatura ambiente y se pesó. El ciclo (secar durante  $\geq 1$  h, enfriar, desecar y pesar) se repitió hasta que el cambio de peso fue de  $< 0,5$  mg. Se empleó la siguiente ecuación para el cálculo de los sólidos totales:

$$\text{mg de sólidos totales/L} = \frac{(A - B) \times 1000}{\text{Volúmen de muestra, mL}}$$

dónde:  $A$  = peso final de residuo seco + plato, mg y  $B$  = peso del plato, mg.

## Anexo 13

### Sólidos suspendidos totales. Método 2540 D

Para el análisis de los sólidos suspendidos totales, se preparó el disco de filtro de fibra de vidrio, insertando el filtro con el lado arrugado hacia arriba en el aparato de filtración (Figura 6). El análisis de la muestra se realizó agitando o mezclando la muestra y se transfirieron y filtraron 100 mL de muestra en un crisol de porcelana Gooch. Con unas pinzas, se retiró con cuidado el filtro del aparato de filtración la combinación de crisol y filtro del adaptador de crisol. Se secó durante  $\geq 1$  h en un horno a 103-105°C, después del tiempo en el horno se dejó enfriar en un desecador a temperatura ambiente y se procedió a pesar. El ciclo (secado, enfriamiento, desecación y pesaje) se repitió hasta que el cambio de peso fue de  $< 0,5$  mg. Se empleó la siguiente ecuación para el cálculo de los sólidos suspendidos totales:

$$\text{mg de sólidos suspendidos totales/L} = \frac{(A - B) \times 1000}{\text{Volúmen de muestra, mL}}$$

dónde:  $A$  = peso final del filtro + residuo seco, mg, y  $B$  = peso del filtro, mg.



**Figura 6.** Medición de sólidos suspendidos totales por secado a 10-105°C. Izquierda: horno de secado a 103°C, medio: combinación crisoles Gooch con filtro, derecha: filtración de la muestra.

## Anexo 14

### Sólidos disueltos totales. Método 2540 C

El procedimiento de análisis de sólidos disueltos totales, se utilizó un crisol de porcelana de forma baja. Se agitó o mezcló la muestra, y se transfirió un volumen de 100 mL de la muestra de ARD al crisol. La combinación de crisol y muestra se llevó al horno de secado, durante  $\geq 1$  h en un horno a  $180 \pm 2^\circ$  C, se dejó enfriar en un desecador a temperatura ambiente y se procedió a pesar. El ciclo (secado, enfriamiento, desecación y pesaje) se repitió hasta que el cambio de peso fue de  $<0,5$  mg. Se empleó la siguiente ecuación para el cálculo de los sólidos disueltos totales:

$$\text{mg de sólidos disueltos totales/L} = \frac{(A - B) \times 1000}{\text{Volúmen de muestra, mL}}$$

dónde:  $A$  = peso final del residuo seco + plato, mg y  $B$  = peso del plato, mg.

## Anexo 15

### Sólidos sedimentables. Método 2540 F

El procedimiento de análisis para los sólidos sedimentables, se llenó un cono Imhoff hasta la marca de 1 L con una muestra bien mezclada de ARD, se dejó reposar durante 45 minutos, luego se agitó suavemente la muestra cerca de los lados del cono con una varilla o girando. La muestra se asentó durante otros 15 minutos y se registró el volumen de sólidos sedimentables en el cono como mL. L<sup>-1</sup>. La Figura 7 muestra conos Imhoff con 1 L de muestra de ARD cada uno.



Figura 7. Medición de sólidos sedimentables en conos Imhoff.

## Anexo 16

### Grasas y aceites. Método 5520 D

El procedimiento de análisis para la determinación de grasas y aceites en el ARD, se llevó a cabo de la siguiente manera: cuando se llevó la muestra al laboratorio, se marcó la botella de muestra en el menisco para la determinación posterior del volumen. Se preparó el filtro que consistió en un disco de filtro Whatman de  $0,45\mu\text{m}$  y sulfato de sodio ( $\text{Na}_2\text{SO}_4$ ). 500 mL de muestra se transfirieron a un embudo de decantación sujetado en un soporte metálico de laboratorio. Una vez la muestra se encontró en el embudo, se adicionaron 20 mL de disolvente de extracción (n-hexano), se agitó la muestra y se dejó reposar en el soporte metálico 15 minutos. Las grasas y aceites quedaron visiblemente separadas en la superficie del resto de la muestra que se dispuso en la parte inferior del embudo. Después se abrió un poco la válvula de salida y se dejó pasar la muestra separada de las grasas y aceites. Posteriormente se procedió a pesar el contenido del beaker que previamente había sido pesado sin ningún contenido. Para la extracción de grasas y aceites de una muestra se realizaron 4 lavados. La Figura 8. muestra parte del procedimiento en laboratorio. Se calculó el aceite y la grasa en la muestra de la siguiente manera:

$$\text{mg de aceite y grasa/L} = \frac{W_r}{V_s}$$

dónde:  $W_r$  = peso total del beaker y el residuo, menos la tara del beaker, mg; y  $V_s$  =volumen de muestra inicial, L.



**Figura 8.** Procedimiento de extracción de grasas y aceites de una muestra de ARD.

## Anexo 17

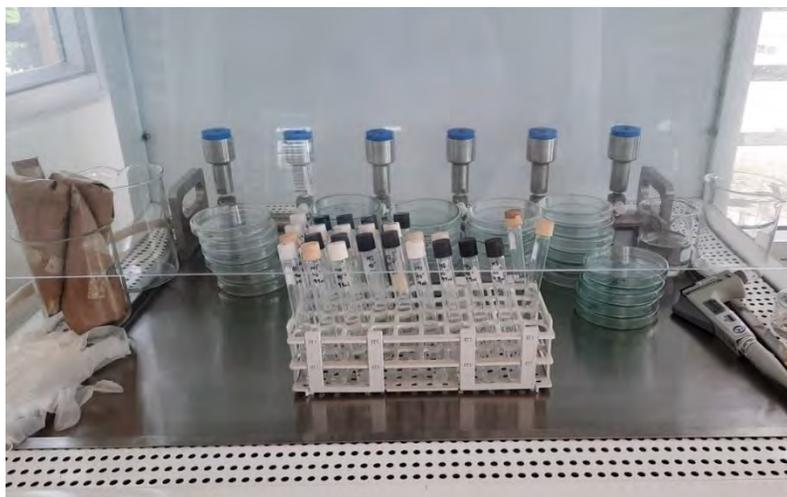
### Recuento de aerobios mesófilos. Método 9215 B

Para el recuento de aerobios mesófilos presentes en el ARD, se empleó el método de vertido en placa (Figura 9). Se prepararon las siguientes diluciones:  $10^{-1}$ ,  $10^{-3}$ ,  $10^{-5}$  y  $10^{-7}$ . En el procedimiento se utilizaron puntas estériles para todas las transferencias de cada recipiente, una punta estéril por

dilución. Al extraer la muestra, no se insertó la punta de la micropipeta de 2 a 3 cm por debajo de la superficie de la muestra o dilución. La muestra se agregó a una placa de Petri estéril antes de agregar el medio de cultivo templado derretido. Al descargar las porciones de muestra (1 mL), se posicionó la punta de la micropipeta en un ángulo de aproximadamente 45°, con la punta suficientemente cerca del fondo de la placa de Petri para insertar la muestra o dilución. Después de depositar las porciones de prueba para cada serie de placas, se vertió el medio de cultivo (Agar Plate Count) y se mezcló con cuidado. Entre el inicio del pipeteo y el vertido en placa no se dejó que transcurrieran más de 20 minutos. Se utilizó un medio deshidratado comercialmente disponible, con la siguiente composición:

Triptona..... 5,0 g  
 Extracto de levadura..... 2,5 g  
 Glucosa.....1,0 g  
 Agar..... 15,0 g  
 Agua de grado reactivo.....1 litro

El pH del medio fue de 7,0 después de esterilizar en autoclave a 121°C durante 15 min. Finalmente, las placas se incubaron a 35°C durante 48 ±3 h.



**Figura 9.** Procesamiento de muestras de ARD para recuento de aerobios mesófilos, mediante el método de vertido en placa.

Para el cálculo se utilizaron placas que contenían de 30 a 300 colonias al determinar el recuento de placas. Calcular el recuento de bacterias por mililitro de la siguiente manera:

$$UFC/mL = \frac{\text{colonias contadas}}{\text{volumen real de muestra por placa, mL}}$$

- Si ninguna placa contenía de 30 a 300 colonias, y una o más placas tenían 300 colonias, se utilizaron las placas cuyo recuento era cercano a las 300 colonias. Se calculó el recuento como se indicó anteriormente y se registró como una estimación de UFC. mL<sup>-1</sup>.
- Si las placas de todas las diluciones de una muestra no tenían colonias, se registró el recuento como 1 dividido por el volumen de muestra más grande correspondiente utilizado. Por ejemplo, si no se desarrollaron colonias a partir del volumen de muestra de 0,01 ml, se registró el recuento como 100 UFC/ml.

- Si el número de colonias por placa superaba las 300, los resultados no se informaron como "demasiado numerosos para contarlos". Si había 10 colonias/cm<sup>2</sup>, se contaron las colonias en 4 cuadrados (del contador de colonias) con una distribución de colonias representativa.

## Anexo 18

### Coliformes totales y coliformes fecales

Para el análisis de coliformes totales y coliformes fecales del ARD, se combinaron el agar Chromocult<sup>®</sup> para coliformes y la filtración por membrana (Figura 10); se filtró un volumen apropiado de la muestra (100 ml de ARD diluida), usando una membrana de filtración (filtro de 0,45µm). El filtro se colocó sobre el agar para coliformes Chromocult<sup>®</sup>, asegurando que no quedara aire atrapado por debajo. Las placas inoculadas se incubaron aeróbicamente en posición invertida a 35-37°C. Después de la incubación, se examinaron las placas para comprobar la presencia de las típicas colonias coloreadas de coliformes fecales y otras bacterias coliformes. Se realizó la lectura de acuerdo con la siguiente tabla:

Color y tipos de colonias, para lectura de colonias de coliformes totales y coliformes fecales	
Tipos de colonias	Color de colonias
Coliformes totales	Rojo
Coliformes fecales	Violeta



**Figura 10.** Procesamiento de muestras de ARD para recuento de coliformes totales y fecales, mediante el método de filtración por membrana. Izquierda: filtración por membrana de muestra de ARD, derecha: conteo de colonias de CT y CF.

Para el cálculo se consideró lo siguiente:

- El resultado se informó en UFC/100 mL (Unidades formadoras de colonias por 100 mL).
- Los coliformes totales incluyeron todas las colonias tanto las de color rojo (coliformes totales) más las de color violeta (*E.coli*) y se multiplicó por el inverso de la dilución analizada.
- Para coliformes fecales, se contaron solamente las colonias de color violeta, se multiplicaron por el inverso de la dilución analizada.

## Anexo 19

### Nitrógeno amoniacal (N -NH<sub>3</sub>). Método 4500-NH<sub>3</sub> B

La concentración de nitrógeno amoniacal (N -NH<sub>3</sub>) de las muestras de agua residual doméstica, se determinó en laboratorio, mediante espectrofotometría. Las muestras se mantuvieron frías hasta su análisis, se calentaron a temperatura ambiente e inmediatamente se realizaron las mediciones. Una vez se encontraron a temperatura ambiente las muestras previamente filtradas, se procedió a adicionar un sobre de reactivo Ammonia Salicylate Reagent en 10 mL de la muestra, se agitó durante 1 minuto y el tiempo de reacción fue de 3 minutos. Pasados los 3 minutos, se adicionó un segundo sobre con reactivo Ammonia Cyanurate, se agitó nuevamente por 1 minuto y el tiempo de reacción fue de 15 minutos. Una vez cumplidos los 15 minutos se procedió a la lectura en el espectrofotómetro para lo que se empleó el programa de usuario 385 N amoniacal Salic. Finalmente, se registró el dato en la pantalla del equipo.

## Anexo 20

### Nitrógeno (Nitritos). Método 4500-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> B

La concentración de nitritos (N -NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) de las muestras de agua residual doméstica, se determinó en laboratorio, mediante espectrofotometría. Las muestras se mantuvieron frías hasta su análisis, se calentaron a temperatura ambiente e inmediatamente se realizaron las mediciones. Una vez se encontraron a temperatura ambiente las muestras previamente filtradas, se adicionó un sobre de reactivo NitraVer®3 Reactivo Nitrito en 10 mL de la muestra, se agitó durante 1 minuto y el tiempo de reacción fue de 10 minutos. Cumplidos los 10 minutos, se procedió a la lectura en el espectrofotómetro para lo que se empleó el programa de usuario 373 N Nitrito RA PP. Finalmente, se registró el dato que arrojó el equipo en la pantalla.

## Anexo 21

### Nitrógeno (Nitratos). Método 4500 NO<sub>3</sub><sup>-</sup> B

La concentración de nitritos (N -NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) de las muestras de agua residual doméstica, se determinó en laboratorio, mediante espectrofotometría. Las muestras se mantuvieron frías hasta su análisis, se calentaron a temperatura ambiente e inmediatamente se realizaron las mediciones. Una vez se encontraron a temperatura ambiente las muestras previamente filtradas, se adicionó un sobre de reactivo NitraVer® 5 Nitrate Reagent en 10 mL de la muestra, se agitó durante 1 minuto y el tiempo de reacción fue de 5 minutos. Cumplidos los 5 minutos, se procedió a la lectura en el espectrofotómetro para lo que se empleó el programa de usuario 353 N Nitrate. Finalmente, se registró el dato que arrojó el equipo en la pantalla.

## Anexo 22

### Ortofosfatos (P-PO<sub>4</sub><sup>-3</sup>). Método 4500-P G

La concentración de ortofosfatos (P-PO<sub>4</sub><sup>-3</sup>) de las muestras de agua residual doméstica, se determinó en laboratorio, mediante espectrofotometría. Las muestras se mantuvieron frías hasta su análisis, se

calentaron a temperatura ambiente e inmediatamente se realizaron las mediciones. Una vez se encontraron a temperatura ambiente las muestras previamente filtradas, se adicionó un sobre de reactivo PhosVer® Phosphate Reagent en 10 mL de la muestra, se agitó durante 30 segundos y el tiempo de reacción fue de 2 minutos. Cumplidos los 2 minutos, se procedió a la lectura en el espectrofotómetro para lo que se empleó el programa de usuario 490 P react. PV. Finalmente, se registró el dato que arrojó el equipo en la pantalla.

## Anexo 23

### Alcalinidad total. Método SM 2320 B

La determinación de la alcalinidad total de las muestras de agua residual doméstica, se realizó en laboratorio. Se emplearon 50 mL de muestra a la que se adicionó 5 mL de naranja de metilo, indicador de pH con cambio de color de rojo a naranja-amarillo. Se tituló con ácido sulfúrico (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) a 0,02 N. Se registró el volumen empleado de titulante y se realizaron los cálculos de la siguiente manera:

$$\text{Alcalinidad, mg CaCO}_3/\text{L} = \frac{A \times N \times 50.000}{\text{mL muestra}}$$

dónde:  $A$  = mL de ácido sulfúrico usado, y  $N$  = normalidad del ácido sulfúrico.

## Anexo 24

### Dureza total. Método 2340 C

La determinación de la dureza total de las muestras de agua residual doméstica, se realizó en laboratorio. Se emplearon 50 mL de muestra a la que se adicionó 1 mL de solución buffer para dureza EDTA.2Na + MgSO<sub>4</sub>. 7H<sub>2</sub>O + NH<sub>4</sub>Cl + NH<sub>4</sub>OH e indicador metalcromico negro de eriocromo T (NET), con cambio de color de azul oscuro a rosa claro. La titulación se realizó con ácido etilendiaminotetraacético (EDTA) a 0,01N. Se registró el volumen empleado de titulante y se realizaron los cálculos de la siguiente manera:

$$\text{Dureza (EDTA) como mg CaCO}_3/\text{L} = \frac{A \times B \times 1000}{\text{mL de muestra}}$$

dónde:  $A$  = titulación en mL para la muestra, y  $B$  = mg de CaCO<sub>3</sub> equivalente a 1,00 ml de titulante EDTA.

## Anexo 25

### Hierro. Método 3500 Fe B

La concentración de Hierro (Fe) de las muestras de agua residual doméstica, se determinó en laboratorio, mediante espectrofotometría. Las muestras se mantuvieron frías hasta su análisis, se calentaron a temperatura ambiente e inmediatamente se realizaron las mediciones. Una vez se encontraron a temperatura ambiente las muestras previamente filtradas, se adicionó un sobre de reactivo FerroVer® Iron Reagent en 10 mL de la muestra, se agitó durante 1 minuto y el tiempo de reacción fue de 3 minutos. Cumplidos los 3 minutos, se procedió a la lectura en el espectrofotómetro

para lo que se empleó el programa de usuario 265 Hierro FerroVer. Finalmente, se registró el dato que arrojó el equipo en la pantalla.

## **Anexo 26**

### **Sulfatos. Método 4500 SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> E**

La concentración de Sulfatos (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>) de las muestras de agua residual doméstica, se determinó en laboratorio, mediante espectrofotometría. Las muestras se mantuvieron frías hasta su análisis, se calentaron a temperatura ambiente e inmediatamente se realizaron las mediciones. Una vez se encontraron a temperatura ambiente las muestras previamente filtradas, se adicionó un sobre de reactivo SulfaVer® Sulfate Reactivo en 10 mL de la muestra, se agitó durante 1 minuto y el tiempo de reacción fue de 5 minutos. Cumplidos los 5 minutos, se procedió a la lectura en el espectrofotómetro para lo que se empleó el programa de usuario 280 Sulfate. Finalmente, se registró el dato que arrojó el equipo en la pantalla.

## **Anexo 27**

### **Cloro residual. Método 4500-Cl B**

La concentración de cloro total residual se midió *in situ* 30 minutos después del proceso de desinfección mediante la aplicación de hipoclorito de sodio (NaClO) en presentación comercial (Clorox) al ARD tratada contenida en el tanque 5 final del bioprototipo, mediante el empleo del medidor HACH portátil Pocket Colorimeter II y un sobre de reactivo DPD por 10 mL de muestra.