

UNIVERSIDAD CATÓLICA SEDES SAPIENTIAE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRARIAS Y AMBIENTALES



Remoción de los contaminantes de aguas agroindustriales a través de humedal artificial de flujo superficial con *Cyperus laevigatus* L. y *Schoenoplectus californicus* (C.A.Mey.) Sojak

**TESIS PARA OPTAR EL TÍTULO PROFESIONAL DE
INGENIERO AMBIENTAL**

AUTOR

Nilton César Mandaré Trujillo

ASESOR

Armando Chiclla Salazar

Huaura, Perú

2023

METADATOS COMPLEMENTARIOS

Datos del autor

Nombres	
Apellidos	
Tipo de documento de identidad	
Número del documento de identidad	
Número de Orcid (opcional)	

Datos del asesor

Nombres	
Apellidos	
Tipo de documento de identidad	
Número del documento de identidad	
Número de Orcid (obligatorio)	

Datos del Jurado

Datos del presidente del jurado

Nombres	
Apellidos	
Tipo de documento de identidad	
Número del documento de identidad	

Datos del segundo miembro

Nombres	
Apellidos	
Tipo de documento de identidad	
Número del documento de identidad	

Datos del tercer miembro

Nombres	
Apellidos	
Tipo de documento de identidad	
Número del documento de identidad	

Datos de la obra

Materia*	
Campo del conocimiento OCDE Consultar el listado:	
Idioma (Normal ISO 639-3)	
Tipo de trabajo de investigación	
País de publicación	
Recurso del cual forma parte (opcional)	
Nombre del grado	
Grado académico o título profesional	
Nombre del programa	
Código del programa Consultar el listado:	

*Ingresar las palabras clave o términos del lenguaje natural (no controladas por un vocabulario o tesoro).

ACTA DE SUSTENTACIÓN DE TESIS

ACTA N° 022 - 2024/UCSS/FCAA/DI

Siendo las 10:00 a.m. del lunes 06 de mayo de 2024 a través de la plataforma virtual zoom de la Universidad Católica Sedes Sapientiae, el Jurado de Tesis integrado por:

- | | |
|----------------------------------|-----------------|
| 1. José Luis Sosa León | presidente |
| 2. Juan Carlos Alarcón Córdor | primer miembro |
| 3. Tania Ivette Méndez Izquierdo | segundo miembro |
| 4. Armando Chiclla Salazar | asesor(a) |

Se reunieron para la sustentación virtual de la tesis titulada **Remoción de los contaminantes de aguas agroindustriales a través de humedal artificial de flujo superficial con *Cyperus laevigatus* L. y *Schoenoplectus californicus* (C.A.Mey.) Sojak** que presenta el bachiller en Ciencias Ambientales, **Nilton César Mandaré Trujillo**, cumpliendo así con los requerimientos exigidos por el reglamento para la modalidad de titulación; la presentación y sustentación de un trabajo de investigación original, para obtener el Título Profesional de **Ingeniero Ambiental**.

Terminada la sustentación y luego de deliberar, el jurado acuerda:

APROBAR

DESAPROBAR

La tesis, con el calificativo de **SUFICIENTE** y eleva la presente acta al decanato de la Facultad de Ciencias Agrarias y Ambientales, a fin de que se declare EXPEDITA para conferirle el TÍTULO de INGENIERO AMBIENTAL.

Lima, 06 de mayo de 2024.



José Luis Sosa León
Presidente



Juan Carlos Alarcón Córdor
1° miembro



Tania Ivette Méndez Izquierdo
2° miembro



Armando Chiclla Salazar
Asesor(a)

Anexo 2

CARTA DE CONFORMIDAD DEL ASESOR(A) DE **TESIS** / INFORME ACADÉMICO/ TRABAJO DE INVESTIGACIÓN/ TRABAJO DE SUFICIENCIA PROFESIONAL CON INFORME DE EVALUACIÓN DEL SOFTWARE ANTIPLAGIO

Lima, 12 de julio de 2024

Señor(a),
Wilfredo Mendoza Caballero
Jefe del Departamento de Investigación
Facultad de Ciencias Agrarias y Ambientales

Reciba un cordial saludo.

Sirva el presente para informar que **la tesis** / informe académico/ trabajo de investigación/ trabajo de suficiencia profesional, bajo mi asesoría, con **título:** Remoción de los contaminantes de aguas agroindustriales a través de humedal artificial de flujo superficial con *Cyperus laevigatus* L. y *Schoenoplectus californicus* (C.A.Mey.) Sojak , presentado por Nilton César Mandaré Trujillo (con código de estudiante 2013101054 y DNI 40523806) para optar el **título profesional**/ grado académico de Ingeniero Ambiental ha sido revisado en su totalidad por mi persona y **CONSIDERO** que el mismo se encuentra **APTO** para ser sustentado ante el Jurado Evaluador.

Asimismo, para garantizar la originalidad del documento en mención, se le ha sometido a los mecanismos de control y procedimientos antiplagio previstos en la normativa interna de la Universidad, **cuyo resultado alcanzó un porcentaje de similitud de cero % (0%)**. Por tanto, en mi condición de asesor(a), firmo la presente carta en señal de conformidad y adjunto el informe de similitud del Sistema Antiplagio Turnitin, como evidencia de lo informado.

Sin otro particular, me despido de usted. Atentamente,



Armando Chiclla Salazar

DNI N°: 09967838

ORCID: 0000-0002-6178-5599

Facultad de Ciencias Agrarias y Ambientales - UCSS

* De conformidad con el artículo 8°, del Capítulo 3 del Reglamento de Control Antiplagio e Integridad Académica para trabajos para optar grados y títulos, aplicación del software antiplagio en la UCSS, se establece lo siguiente:

Artículo 8°. Criterios de evaluación de originalidad de los trabajos y aplicación de filtros

El porcentaje de similitud aceptado en el informe del software antiplagio para trabajos para optar grados académicos y títulos profesionales, será máximo de veinte por ciento (20%) de su contenido, siempre y cuando no implique copia o indicio de copia.

DEDICATORIA

Dedico esta tesis al Dios todopoderoso, que ilumino mi camino de perseverancia durante toda mi etapa universitaria, y gracias a él llegue al objetivo de ser profesional.

A la mejor de las madres, Justina Trujillo, que me ayudó a levantarme en los momentos más difíciles de la vida, y que hoy en día se siente muy orgullosa de mí.

A mi amigo de toda la vida Alex Calderón Villarreal, que me apoyo dándome trabajos eventuales para poder solventar mis estudios.

Nilton César Mandaré Trujillo

AGRADECIMIENTO

A mis hermanos Miriam, Tania, Antony, Luis y Luciana que fueron mi apoyo emocional en los momentos más difíciles de mi vida.

A mi amada hija Estefanía Mandaré que es el motivo constante de mi superación profesional.

A mi compañera de vida, mi esposa Mirta Rivera que a cada momento estuvo en los momentos más difíciles de mi vida.

A mi padre en el cielo Víctor Mandaré, sé que él está muy orgulloso de mí.

A mi asesor Armando Chiclla, que estuvo apoyándome en el todo el proceso del proyecto

ÍNDICE GENERAL

	Pág.
ÍNDICE GENERAL.....	viii
ÍNDICE DE TABLAS.....	x
ÍNDICE DE FIGURAS.....	xi
ÍNDICE DE APÉNDICES.....	xii
RESUMEN.....	xiii
ABSTRACT.....	xiv
INTRODUCCIÓN.....	1
OBJETIVOS.....	3
CAPÍTULO I: MARCO TEÓRICO.....	4
1.1. Antecedentes.....	4
1.2. Bases teóricas especializadas.....	10
1.2.1. Humedales.....	10
1.2.2. Macrofitas usadas en humedales artificiales.....	18
1.2.3. Aguas Residuales industriales.....	21
CAPÍTULO II: MATERIALES Y MÉTODOS.....	24
2.1. Diseño de la investigación.....	24
2.2. Lugar y fecha.....	24
2.3. Descripción del experimento.....	24
2.4. Tratamientos.....	28
2.5. Unidades experimentales.....	28
2.6. Identificación de variables y su mensuración.....	28
2.7. Diseño estadístico del experimento.....	29
2.8. Análisis estadístico de datos.....	29
2.9. Materiales y equipos.....	30
2.9.1. Material biológico.....	30
2.9.2. Material de laboratorio.....	30
2.9.3. Equipos.....	30
2.9.4. Reactivos.....	30
CAPÍTULO III: RESULTADOS.....	31
3.1. Características físico-químicos (pH, conductividad eléctrica, DBO ₅ , sólidos suspendidos totales, nitrógeno total y fósforo total) de las aguas residuales agroindustriales iniciales.....	31

3.2. Efecto de las macrófitas <i>Cyperus laevigatus</i> y <i>Schoenoplectus californicus</i> en la remoción de los contaminantes de aguas residuales agro industriales.....	32
3.2.1. Efecto de las macrófitas y los tiempos de exposición en la remoción de la conductividad eléctrica (CE).....	32
3.2.2. Efecto de las macrófitas y los tiempos de exposición en la remoción de la DBO ₅	34
3.2.3. Efecto de las macrófitas en la remoción del nitrógeno total (NT)	37
3.2.4. Efecto de las macrófitas en la remoción del fósforo total (PT)	39
3.2.5. Efecto de las macrófitas en la remoción de los sólidos suspendidos totales (SST).....	42
3.3. Efecto de los tiempos de exposición en el crecimiento relativo de las macrófitas <i>Cyperus laevigatus</i> y <i>Schoenoplectus californicus</i>	44
CAPÍTULO IV: DISCUSIÓN.....	47
4.1. Características físico-químicos de las aguas residuales agroindustriales iniciales.....	47
4.2. Efecto de las macrófitas <i>C. laevigatus</i> y <i>Schoenoplectus californicus</i> en la remoción de los contaminantes de aguas residuales agro industriales.....	48
4.3. Efecto de los tiempos de exposición en el crecimiento relativo de las macrófitas <i>Cyperus laevigatus</i> y <i>Schoenoplectus californicus</i>	51
CAPÍTULO V: CONCLUSIONES.....	53
CAPÍTULO VI: RECOMENDACIONES.....	54
REFERENCIAS.....	55
TERMINOLOGÍA.....	64
APÉNDICES.....	66

ÍNDICE DE TABLAS

	Pág.
Tabla 1. <i>Descripción de los tratamientos (C.s laevigatus=Cl; S. californicus=Sc)</i>	28
Tabla 2. <i>VARIABLES DE LA INVESTIGACIÓN Y SU MENSURACIÓN.....</i>	29
Tabla 3. <i>Resultados del análisis físico-químico de la muestra inicial de las aguas residuales agroindustriales.....</i>	31
Tabla 4. <i>Valores de la eficiencia de remoción de la conductividad eléctrica</i>	32
Tabla 5. <i>Análisis de la varianza de la CE entre los tratamientos y días de exposición...</i>	33
Tabla 6. <i>Valores de la eficiencia de remoción de la DBO₅ entre los tratamientos</i>	35
Tabla 7. <i>Análisis de la varianza de la DBO₅ entre los tratamientos y días de exposición</i>	35
Tabla 8. <i>Valores de la eficiencia de remoción del NT en los tratamientos y a distintos días</i>	37
Tabla 9. <i>Análisis de la varianza del NT en los tratamientos y días de exposición</i>	38
Tabla 10. <i>Valores de la eficiencia de remoción del fósforo total en los tratamientos y a distintos días</i>	40
Tabla 11. <i>Análisis de la varianza del PT entre los tratamientos y días de exposición</i>	40
Tabla 12. <i>Valores de la eficiencia de remoción de los sólidos suspendidos totales en los tratamientos y a distintos días</i>	42
Tabla 13. <i>Análisis de la varianza del SST entre los tratamientos y días de exposición ...</i>	43
Tabla 14. <i>Tasa de crecimiento relativo de C. laevigatus y S. californicus</i>	44
Tabla 15. <i>Análisis de la varianza de las tasas de crecimiento de C. laevigatus y S. californicus</i>	45
Tabla 16. <i>Prueba post hoc para la tasa de crecimiento vs. días de exposición.....</i>	45

ÍNDICE DE FIGURAS

	Pág.
<i>Figura 1.</i> Posibles interacciones en la zona radicular de las macrófitas en humedales ...	12
<i>Figura 2.</i> Sistema de humedales para el tratamiento de agua residuales	17
<i>Figura 3.</i> Morfología de <i>Cyperus laevigatus</i>	19
<i>Figura 4.</i> Morfología de <i>Schoenoplectus californicus</i>	20
<i>Figura 5.</i> Mapa de la ubicación de los humedales artificiales	25
<i>Figura 6.</i> Efecto de los tratamientos en la remoción de la CE	33
<i>Figura 7.</i> Efecto de los días de exposición en la remoción de la CE	34
<i>Figura 8.</i> Efecto de los tratamientos en la remoción de la DBO ₅	36
<i>Figura 9.</i> Efecto de los tiempos de exposición en la remoción de la DBO ₅	36
<i>Figura 10.</i> Efecto de los tratamientos en la remoción de NT	38
<i>Figura 11.</i> Efecto de los tiempos de exposición en la remoción del NT	39
<i>Figura 12.</i> Efecto de los tratamientos en la remoción de la PT	41
<i>Figura 13.</i> Efecto de los tiempos de exposición en la remoción del PT	41
<i>Figura 14.</i> Efecto de los tratamientos en la remoción del SST	43
<i>Figura 15.</i> Efecto de los tiempos de exposición en la remoción de los SST	44
<i>Figura 16.</i> Comparaciones de las tasas de crecimiento de <i>C. laevigatus</i> y <i>S. californicus</i> a diferentes tiempos de exposición	46

ÍNDICE DE APÉNDICES

	Pág.
Apéndice 1. <i>Cálculo de las dimensiones y características hidrológicas del humedal.....</i>	66
Apéndice 2. <i>Esquema de las unidades experimentales.....</i>	67
Apéndice 3. <i>Prueba de Tukey para los resultados de los días de exposición y la remoción de la DBO.....</i>	68
Apéndice 4. <i>Prueba de Tukey para los resultados de la remoción de la DBO y los diferentes tratamientos</i>	68
Apéndice 5. <i>Prueba de Tukey para los resultados de la remoción del NT y los diferentes tiempos de exposición.....</i>	68
Apéndice 6. <i>Prueba de Tukey para los resultados de la remoción del PT y los diferentes tiempos de exposición.....</i>	69
Apéndice 7. <i>Prueba de Tukey para los resultados de la remoción del PT y los diferentes tratamientos.....</i>	69
Apéndice 8. <i>Prueba de Tukey para los resultados de la remoción del SST y los diferentes tratamientos.....</i>	69
Apéndice 9. <i>Prueba de Tukey para los resultados de la remoción del SST y los diferentes tiempos de exposición.....</i>	70
Apéndice 10. <i>Valores de los límites máximos permisibles para los efluentes de PTAR.....</i>	70
Apéndice 11. <i>Protocolo para determinar el NT.....</i>	71
Apéndice 12. <i>Protocolo para determinar el PT.....</i>	72
Apéndice 13. <i>Registro fotográfico de la investigación.....</i>	73

RESUMEN

La presente investigación tuvo como objetivo evaluar la eficiencia de eliminación de contaminantes de aguas residuales agroindustriales a través de un humedal artificial de flujo superficial plantado con *Cyperus laevigatus* y *Schoenoplectus californicus*. Este estudio presentó un diseño de tipo experimental con enfoque cuantitativo. Se diseñó un humedal artificial utilizando 50 plantas por m², con tiempos de exposición (TRH) de 11, 22, 33 y 44 días. Fue evaluada la eficiencia de remoción de parámetros físico-químico como la conductividad eléctrica (CE), demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅), nitrógeno total (NT), fósforo total (PT) y sólidos suspendidos totales (SST); así mismo, la tasa de crecimiento relativo de las macrófitas. Para el procesamiento de los datos fue usado el software Excel y para el ANOVA el SPSS v25. Los resultados de la caracterización de las aguas residuales mostraron concentraciones de CE con 1,66 mS/cm, NT con 390 mg/L, PT con 8,15 mg/L, DBO₅ con 280,0 mg/L, sólidos suspendidos con 270,0 mg/L y un pH=8,66. Además, la macrófita *S. californicus* logró una remoción significativa para CE (57,62 %) y SST (58,62 %) a 44 días de exposición, mientras que *C. laevigatus* fue más eficiente en la remoción del NT (90,13 %) y PT (37,14 %). Concluyendo que, *C. laevigatus* logró una mayor eficiencia de remoción de los nutrientes (NT y PT) a 44 días de exposición; además, mayor adaptabilidad a altas concentraciones de estos contaminantes y presentó un mayor crecimiento. Por lo tanto, esta especie podría ser más adecuada que *S. californicus* en mantener la sostenibilidad de un sistema de eliminación de nutrientes como son los humedales artificiales.

Palabras clave: Humedal artificial, *Cyperus laevigatus*, *Schoenoplectus californicus*, nutrientes, agua residual industrial.

ABSTRACT

The objective of this research was to evaluate the efficiency of contaminant removal from agroindustrial wastewater through a surface flow artificial wetland planted with *Cyperus laevigatus* and *Schoenoplectus californicus*. This study presented an experimental design with a quantitative approach. An artificial wetland was designed using 50 plants per m², with exposure times (HRT) of 11, 22, 33 and 44 days. The removal efficiency of physical-chemical parameters such as electrical conductivity (EC), biochemical oxygen demand (BOD₅), total nitrogen (TN), total phosphorus (TP) and total suspended solids (TSS) was evaluated; likewise, the relative growth rate of macrophytes. Excel software was used for data processing and SPSS v25 was used for the ANOVA. The results of the characterization of the wastewater showed concentrations of EC with 1,66 mS/cm, NT with 390 mg/L, PT with 8,15 mg/L, BOD₅ with 280,0 mg/L, suspended solids with 270,0 mg/L and a pH=8,66. Furthermore, the macrophyte *S. californicus* achieved a significant removal for CE (57,62 %) and TSS (58,62 %) at 44 days of exposure, while *C. laevigatus* was more efficient in removing NT (90,13 %) and PT (37,14 %). Concluding that, *C. laevigatus* achieved greater nutrient removal efficiency (NT and TP) at 44 days of exposure; In addition, greater adaptability to high concentrations of these contaminants and presented greater growth. Therefore, this species could be more suitable than *S. californicus* in maintaining the sustainability of a nutrient removal system such as artificial wetlands.

Keywords: Constructed wetland, *Cyperus laevigatus*, *Schoenoplectus californicus*, nutrients, industrial wastewater.

INTRODUCCIÓN

Las aguas residuales agroindustriales, como el que proviene de la fabricación de fertilizantes sintéticos, son producidos en grandes volúmenes en países industrializados. El principal problema son los altos costos relacionados con el tratamiento de estas aguas, dado que requieren grandes volúmenes de agua y otros productos químicos que encarecen esta actividad. Es habitual que estas aguas residuales se viertan sin tratar a las aguas superficiales, lo que genera una relevante amenaza ambiental (Tatoulis *et al.*, 2015).

Las aguas residuales, procedentes de la elaboración de fertilizantes, generan líquidos con una carga orgánica elevada (carbohidratos, proteínas y grasas) y de naturaleza ácida, siendo muy contaminante y peligrosa, tanto para la salud y la seguridad de los trabajadores, como para el medio ambiente. Debido a que arrastran partículas sólidas de dichos compuestos, así como su deposición puede generar subproductos altamente peligrosos (Choudhary *et al.*, 2011).

En el territorio peruano las actividades industriales han presentado un incremento significativo, lo que ha llevado a la generación de aguas residuales que actualmente se suelen arrojar a cuerpos de agua naturales continentales, tales como los ríos y lagunas, o en el mejor de los casos, reusándolas para fines agrícolas sin un tratamiento previo (Fernández, 2011). En la provincia de Huaura se desarrollan actividades agroindustriales tales como la azucarera, la industria procesadora de alimentos y la producción de fertilizantes, entre otras, cuyos efluentes se liberan en su mayoría al río Huaura y a otros ecosistemas, como los humedales presentes en la provincia. En ese sentido, la presente investigación plantea la remoción de sólidos suspendidos, la DBO₅, una moderada eliminación de nutrientes y otros contaminantes generados por la actividad agroindustrial de fertilizantes, utilizando un humedal artificial de flujo superficial plantados con *Cyperus laevigatus* y *Schoenoplectus californicus*.

Teniendo en cuenta lo descrito, esta investigación presenta un marco teórico donde se detallan los antecedentes de la problemática, las definiciones que sustentan este estudio y que se explican en el Capítulo I. Además, se contemplan las metodologías y materiales que permitieron el progreso de esta investigación en el Capítulo II. Lo concerniente a los resultados y las discusiones son planteados en el Capítulo III y Capítulo IV. Por último, el Capítulo V y VI muestran las conclusiones en base a los resultados obtenidos y las recomendaciones pertinentes al estudio.

OBJETIVOS

Objetivo general

Evaluar la eficiencia remoción de la carga contaminantes de aguas residuales agroindustriales a través de un humedal artificial de flujo superficial, plantados con *Cyperus laevigatus* y *Schoenoplectus californicus*.

Objetivos específicos

- Determinar las características físico-químicos (sólidos suspendidos totales, demanda bioquímica de oxígeno, pH, conductividad eléctrica, nitrógeno total y fósforo total) de las aguas residuales agroindustriales al inicio y al final de los diferentes tratamientos.
- Evaluar el efecto de las macrófitas *Cyperus laevigatus* y *Schoenoplectus californicus* en la remoción de los contaminantes de aguas residuales agroindustriales.
- Estudiar el efecto de los tiempos de exposición en el crecimiento relativo de *Cyperus laevigatus* y *Schoenoplectus californicus*.

CAPÍTULO I: MARCO TEÓRICO

1.1 Antecedentes

Internacionales

Rigotti *et al.* (2021) en el estudio “Crecimiento de raíces y eliminación de nutrientes de un humedal flotante con *Typha domingensis* y *Schoenoplectus californicus*”, tuvieron como objetivo evaluar el crecimiento de raíces y la remoción de nutrientes de *Typha domingensis* y *Schoenoplectus californicus* en una estructura flotante sin sustratos de crecimiento. Este estudio experimental fue realizado usando agua residual sintética y plantas recolectadas cerca de la Universidad de Río Grande do Sul-Porto Alegre, Brasil. El experimento fue realizado en mesocosmos con dos réplicas por tratamiento. Fueron aplicados lotes semanales con tres concentraciones diferentes de un efluente sintético. Además, fue medido el crecimiento de las raíces para evaluar la adaptación de los macrófitos. Los parámetros fisicoquímicos fueron monitoreados semanalmente cuantificándose el nitrógeno total, nitrato, fósforo total y el ortofosfato para evaluar la eliminación de nutrientes. Ambas especies fueron adaptadas a la estructura flotante, pero *T. domingensis* presentó un crecimiento radicular superior en relación a *S. californicus*. En cuanto a la tercera solución, fue reportada diferencias significativas entre los valores de entrada y salida de fósforo total, nitrato y nitrógeno total. La eficiencia de remoción de *T. domingensis* varió de 4 a 31 % para el nitrógeno total y del 8 al 15 % de fósforo total. *S. californicus*, por otro lado, varió su eficiencia de eliminación de 6 a 5 % y 2 a 12 % para nitrógeno total y fósforo total, respectivamente. Los autores concluyeron que este sistema de humedal requiere un seguimiento continuo, especialmente durante el período de establecimiento de la especie vegetal.

García-Ávila (2020) en el estudio “Tratamiento de aguas residuales municipales por humedal vertical artificial de flujo subsuperficial: Usando datos de colección sobre la eficiencia de remoción de *Phragmites australis* y *Cyperus papyrus*”; tuvieron como objetivo

evaluar el tratamiento de aguas residuales municipales mediante humedales artificiales de flujo subterráneo. Esta investigación experimental estudio la remoción de contaminantes del agua de la planta de tratamiento de la localidad de San Isabel, Ecuador. Las macrófitas usadas fueron dispuestas en el lecho del humedal para ser monitoreadas quincenalmente durante tres meses. A las muestras de agua recolectadas en la entrada y salida de los humedales fue evaluada: la concentración de iones de hidrógeno (pH), la conductividad eléctrica (EC) y la temperatura (T), utilizando un dispositivo multiparamétrico. La DBO₅ fue medida después de cinco días de incubación a 20 °C, la DQO fue medida por el método del dicromato. El nitrógeno amoniacal, los nitratos y el fósforo total (FT) fueron medidos con un espectrofotómetro. Mientras tanto, los coliformes fecales (CF) fueron medidos mediante el procedimiento de filtro de membrana. Los resultados de la eficiencia de remoción de DBO₅, DQO, coliformes totales, coliformes fecales, nitrógeno amoniacal y fosfatos fueron: 80,69; 69,87; 98,08; 95,61; 69,69 y 50,0 % para *Cyperus papyrus* y 75,39; 64,78; 96,02; 93,74; 70,70 y 49,38 % para *Phragmites australis* respectivamente. El autor concluyó que estos datos permitieron determinar que *Cyperus papyrus* fue más eficiente en comparación con *Phragmites australis*, por lo tanto, *Cyperus papyrus* podría ser la macrófita ideal para humedales construidos a gran escala.

Blanco (2019) en el estudio “Aptitud de la totora *Schoenoplectus californicus* (C.A. Mey. (Soják)) para su uso en construcciones en áreas contaminadas con metales pesados”, tuvieron como objetivo evaluar la composición química detallada de los órganos de totora (hojas, rizomas y raíces) que podría ser utilizado como punto de referencia para el trabajo futuro. La metodología consistió en recolectar muestras de totora de dos sitios diferentes en el lago Uru-Uru, Bolivia. Las plantas fueron recolectadas excavándolos con una pala de mano para extraer el rizoma y la mayoría de las raíces principales. Las plantas fueron lavadas ligeramente con agua destilada para eliminar la suciedad y el polvo, y luego de hornear a 70 °C durante una semana. Cada planta fue dividida en diferentes órganos (hojas, raíces y rizomas). A continuación, las muestras fueron molidas y digeridas para extraer los metales pesados, cuya concentración fue determinada utilizando espectrometría de emisión de plasma acoplada inductivamente (ICP). Los resultados mostraron a la totora como una planta multi-hiperacumulador de As, Fe y Zn. Además, fue comprobado que los rizomas fueron clave para mantener su capacidad de brotar y volver a crecer después de perder la biomasa aérea. El autor concluyó que las altas concentraciones de metales pesados capturadas, junto

con la adaptación intrínseca de la totora a grandes variaciones en las condiciones ambientales (temperatura, salinidad, niveles de agua y radiación) hicieron que esta especie de planta sea una opción muy valiosa para su uso en humedales artificiales en sitios contaminados, particularmente en aguas salinas.

Maine *et al.* (2019) en el estudio “Humedales artificiales híbridos para el tratamiento de aguas residuales de una planta de fabricación de fertilizantes: microcosmos y experimentos a escala de campo”, tuvieron como objetivo evaluar la viabilidad de utilizar humedales superficiales de agua libre (FWSW), humedal de flujo subterráneo horizontal (HSSF), y su combinación en humedales híbridos (HW) para el tratamiento final de aguas residuales. La preparación de los humedales con las macrófitas *Canna indica* L. y *Typha domingensis* fue realizada en locaciones cercanas a la fábrica de fertilizantes en Buenos Aires, Argentina. Durante el experimento, los humedales fueron alimentados con aguas residuales reales tratadas de la planta de fabricación de fertilizantes, con un tiempo de retención hidráulica de 7 días. Además, fueron realizados doce muestreos durante el período experimental de tres meses. Fueron medidos el pH, amonio y nitrato en las aguas residuales antes y después del tratamiento. Los resultados mostraron que *T. domingensis* toleró las condiciones de las aguas residuales y presentó la máxima productividad tanto en HSSF como en FWSW. Ambas configuraciones de HWs estudiadas fueron eficientes para el tratamiento de un efluente con alta concentración de amonio, no presentando diferencias en la remoción de DQO, amonio, nitrito y DIN. Los autores concluyeron que, el tratamiento del efluente de alta concentración de amonio fue mejorado utilizando los HW estudiados y recomendaron realizar un mejor estudio de las potencialidades de *T. domingensis*

Su *et al.* (2019) en el estudio “Remoción de nitrógeno y fósforo total usando plantas acuáticas individuales o combinadas”, tuvieron como objetivo comparar la capacidad de nueve especies de plantas acuáticas diferentes para eliminar el fósforo total (TP), nitrógeno total y amonio (NH_4^+) de las aguas residuales domésticas sin procesar. Las muestras fueron recogidas de un ambiente ubicado en la ciudad de Guangzhou, China. Los experimentos fueron realizados en dos etapas. En la etapa de proyección, llegaron a identificar nueve especies de plantas, que fueron cultivados en aguas residuales domésticas sin tratar durante 36 días. Las especies de plantas utilizadas en este estudio fueron *Salvinia natans* L.,

Eleocharis plantagineiformis, Tang y F.T.Wang, *Ipomoea aquatica* Forssk, *Hydrocotyle vulgaris* L., *Colocasia tonoiimo* L., *Typha orientalis* C.Presl, *Eichhornia crassipes*, *Dysophylla sampsonii* y *Rotala indica* Buch.-Ham., las cuales fueron seleccionadas entre más de 30 especies de plantas acuáticas. En la etapa de modificación, fue determinado la capacidad de eliminación de TN y TP de las aguas residuales que presentaron diferentes combinaciones de plantas. Los resultados obtenidos a los 46 días de exposición, para las plantas con respecto a la eliminación de TP en aguas residuales poco y muy contaminadas fueron: *Ipomoea aquatica* (90,6 y 8,8 %) y *Salvinia natans* (67,3 y 14,2 %). Los autores concluyeron que la combinación de *S. natans* y *Eleocharis plantagineiformis* eliminaron eficazmente TP y TN del agua ligeramente contaminada, sugiriendo que esta combinación fue la más adecuada para la fitorremediación de aguas residuales eutróficas.

Al-Saedi *et al.* (2018) en el estudio “Eficiencias de eliminación de nitrógeno y vías de las zonas no saturadas y saturadas en un humedal artificial de flujo vertical a escala de laboratorio”, tuvieron como objetivo diseñar y monitorear un sistema de humedales artificiales de flujo vertical a escala de laboratorio para comparar la tasa de remoción del nitrógeno. El estudio fue desarrollado en la universidad Western, Australia. Para esta investigación implementaron tres columnas replicadas de cloruro de polivinilo (PVC) a escala de laboratorio y empacaron con grava como filtro principal medio bajo un régimen de temperatura ambiente. Antes de comenzar el experimento, un lodo activado de licor mixto recolectado de una planta de tratamiento de aguas residuales fue recirculados dos veces por semana durante dos semanas en las columnas para estimular el crecimiento de microorganismos. Mediciones semanales de las concentraciones de compuestos nitrogenados, la demanda química de oxígeno, la temperatura, el oxígeno disuelto, el potencial de reducción de oxidación y la concentración de iones de hidrógeno fueron tomados durante todo el estudio. Al final de los experimentos, fue realizado un análisis de PCR de la secuenciación del gen del ARNr 16S para identificar las comunidades microbianas en las partes insaturadas y saturadas del sistema. Los resultados mostraron eficiencias de eliminación de nitrógeno total similares (94 y 93 %) para las zonas insaturadas y saturadas respectivamente. La nitrificación heterotrófica y la desnitrificación aeróbica fue la principal vía responsable de la eliminación de compuestos nitrogenados. La adsorción en el lecho de grava también contribuyó a la eliminación de amonio. La investigación concluyó que el diseño más efectivo sería un humedal con saturación completa facilitando la remoción del

nitrógeno.

Wu *et al.* (2016) en el estudio “Optimización de la eliminación de materia orgánica y nitrógeno en humedales artificiales de flujo vertical aireados intermitentemente: efectos del tiempo de aireación y la tasa de aireación”, tuvieron como objetivo investigar la eliminación de compuestos orgánicos y nitrógeno a través del uso de humedales para la mejora de aguas residuales domésticas por el uso de aireación intermitente. El estudio experimental fue realizado en Baihua Park de Jinan, China. La metodología consistió en implementar sistemas hechos de plástico PVC con una altura de 65 cm y un diámetro de 20 cm, usados para el suministro de oxígeno y la difusión de oxígeno rociadores de aire porosos. Cada sistema a su vez, fue sembrado con *Phragmites. australis* a una densidad de ocho rizomas por sistema; además, los ensayos con humedales fueron operados a diferentes tiempos de aireación. Los análisis estadísticos fueron realizados con el programa estadístico SPSS 11,0. Además, fueron utilizados la prueba t de dos muestras para evaluar la importancia de las diferencias entre las medias. Los resultados mostraron que el tiempo de aireación óptimo y la tasa de aireación fueron 4 h/d y 1,0 L/min, creando regiones aeróbicas y anóxicas apropiadas en la construcción de humedales con mayor remoción de DQO (97,2 %), NH₄ (98,4 %) y NT (90,6 %) durante el experimento. El estudio concluyó que la aireación intermitente optimizada es una opción confiable para mejorar el rendimiento del tratamiento de orgánicos y nitrógeno a un menor costo operativo.

Kumari y Tripathi (2014) en la investigación “Efecto de la aireación y el cultivo mixto de *Eichhornia crassipes* y *Salvinia natans* en la eliminación de contaminantes de aguas residuales”, tuvieron como objetivo investigar el impacto de la presencia de oxígeno y la aplicación de dos plantas como *Eichhornia crassipes* y *Salvinia natans* en la disminución de contaminantes presentes en aguas residuales domésticas. La investigación fue desarrollada en la universidad de Banaras, India y realizó la comparación entre eliminación potenciales de cultivos aireados y no aireados de *E. crassipes* y *S. natans* cultivados individualmente y en cultura mixta. Los experimentos por lotes fueron llevados a cabo en siete unidades de biofiltración. Cada unidad tenía una dimensión de 0,5 m de largo, 0,5 m de ancho y 0,30 m de altura (75 L); con tres unidades de aireación bajo un sistema de aireación equipado en la parte inferior con el tubo de Policloruro. Los resultados de remoción más alto de cultivos de

plantas aireados y mixtos registraron un 84,5 % de demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅); 83,2 % de la demanda química de oxígeno (DQO); 26,6 % de nitrato-nitrógeno; 53,0 % del nitrógeno Kjeldahl total (TKN) y 56,6 % de fosfato-fósforo (PO₄⁻³). De lo anterior fue establecida una relación positiva y significativa entre las variables de estudio. Asimismo, fue observado que 36 h de tiempo de retención fueron suficientes para minimizar la DBO₅ de 154,5 ± 1,36 a 23,9 ± 0,94 mg/L y DQO de 309,0 ± 2,2 a 51,9 ± 3,9 mg/L, que eran para niveles inferiores a los permitidos. Los autores concluyeron que un cultivo de *E. crassipes* y *S. natans* podría utilizarse para la eliminación de contaminantes orgánicos (DBO y DQO) e inorgánicos (NO₃-N, TKN y fósforo (PO₄⁻³)).

Nacionales

Valverde (2022) en el estudio “Tratamiento de aguas residuales domésticas mediante el uso de humedales artificiales mejorados con las especies *Cyperus papyrus* L. y *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud”, tuvo como objetivo verificar la eficiencia de humedales artificiales mejorados (HAM) con el uso de dos macrófitas, mediante la evaluación de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos del agua. Esta investigación de tipo experimental fue realizada con las aguas provenientes de la planta de tratamiento de aguas residuales José Gálvez-Villa María, Lima. La composición de los tratamientos con respecto a la cantidad de plantas fue para HAM 1, sin ninguna especie; HAM 2, cuatro plantas de *C. papyrus*; HAM 3, cuatro plantas de *P. australis*, mientras que HAM 4, estuvo constituido por dos representates de cada especie. Los resultados mostraron que HAM 4 presentaron una alta eficiencia de remoción que los otros humedales. Con respecto a la evaluación microbiológica, el HAM 3 presentó una remoción de hasta 99,9 % en coliformes termotolerantes; mientras que los otros humedales presentaron bajos porcentajes de remoción. El autor concluyó que, la aplicación de los HAM para el tratamiento de las aguas residuales presentó remociones significativas para contaminantes presentes en este cuerpo de agua a un costo bajo.

Parra (2020) en el estudio “Evaluación de la eficiencia de la remoción de plomo en aguas residuales del río Tarma usando *Hydrocotyle bonariensis* Lam. y *Typha latifolia* L. en humedales artificiales”, tuvo como objetivo fue evaluar la eficiencia de humedales artificiales usando la *Hydrocotyle bonariensis* y *Typha latifolia* para la remoción de plomo

de aguas residuales. El estudio presentó un diseño de tipo experimental con un enfoque cuantitativo y fue desarrollado utilizando las aguas del río Tarma, Junín. La parte experimental estuvo constituida por el diseño y elaboración de humedales de flujo subsuperficial, construido a escala de laboratorio. Planteó tres tratamientos que estuvieron compuestos por 40 plántulas de *H. bonariensis* y *T. latifolia* en forma independiente y asociada. En cada uno de estos tratamientos fue determinada la remoción del metal pesado plomo y los valores de la conductividad eléctrica (CE), DBO₅, pH, nitrógeno (NT) y fósforo total (PT). Los datos obtenidos fueron procesados por el software Excel y análisis inferencial del ANOVA por el SPSS v. 25. Los resultados mostraron que T2 fue más eficiente en la reducción de la CE (50 %), NT (90,7 %), PT (80 %), DBO₅ (78,24 %) y Pb (83,12 %) evaluada a tiempos de retención hidráulica de 30 horas y con un pH promedio de 5,8. El autor concluyó que, *T. latifolia* fue la planta que presentó una mayor eficiencia de remoción de plomo y otros parámetros considerados en la investigación.

1.2 Bases teóricas especializadas

1.2.1 Humedales

Los humedales son áreas intermedias entre zonas con inundables y zonas compactas de tierra. El término “humedales” abarca ecosistemas con alta presencia hídrica como son los pantanos, ciénagas, prados húmedos, humedales de marea, llanuras aluviales y humedales a lo largo de los canales de los arroyos. La totalidad de los humedales, naturales o construidos, de zonas continentales con agua dulce o salada, tienen un factor en común: cuerpos de agua superficial con un flujo permanente. En la mayoría de los humedales las condiciones hidrológicas son tales que el sustrato se satura el tiempo suficiente durante la temporada de crecimiento para crear condiciones pobres en oxígeno en el sustrato (Trettin *et al.*, 2020).

La hidrología de los humedales se caracteriza por ser de flujos lentos y con columnas de agua no tan profundas o con soportes de fondo poco saturados. Esta característica permite que los sedimentos se compacten a medida que el agua atraviesa el humedal. Los flujos lentos también proporcionan tiempos de contacto prolongados entre el agua y las superficies dentro del humedal (Omondi y Navalía, 2020). La mayoría de los humedales presenta una gran cantidad de plantas superiores que soportan condiciones saturadas. Esta vegetación

controla el agua, desarrolla microambientes en el espejo de agua y genera lugares propicios para el desarrollo microbiano. La basura que se acumula a medida que las plantas mueren en la caída crea material adicional e intercambio y que proporciona una fuente de carbono, nitrógeno y fósforo para alimentar los procesos microbianos (Omondi y Navalía, 2020).

Funciones de los humedales

Para Ingrao *et al.* (2020), los humedales cumplen una serie de funciones y valores. Las funciones de los humedales son procesos inherentes que ocurren en los humedales y los valores de los humedales son los atributos de los humedales que la sociedad percibe como beneficioso. Si bien no todos los humedales proporcionar todas las funciones y valores, la mayoría cumple con esta definición. En circunstancias apropiadas los humedales construidos pueden proporcionar:

- Mejora de la calidad del agua
- Almacenamiento de inundaciones y la desincronización de tormentas lluvia y escorrentía superficial
- Ciclo de nutrientes y otros materiales
- Hábitat para peces y vida silvestre
- Recreación pasiva, como la observación de aves y fotografía
- Recreación activa, como la caza
- Educación e investigación
- Estética y realce paisajístico

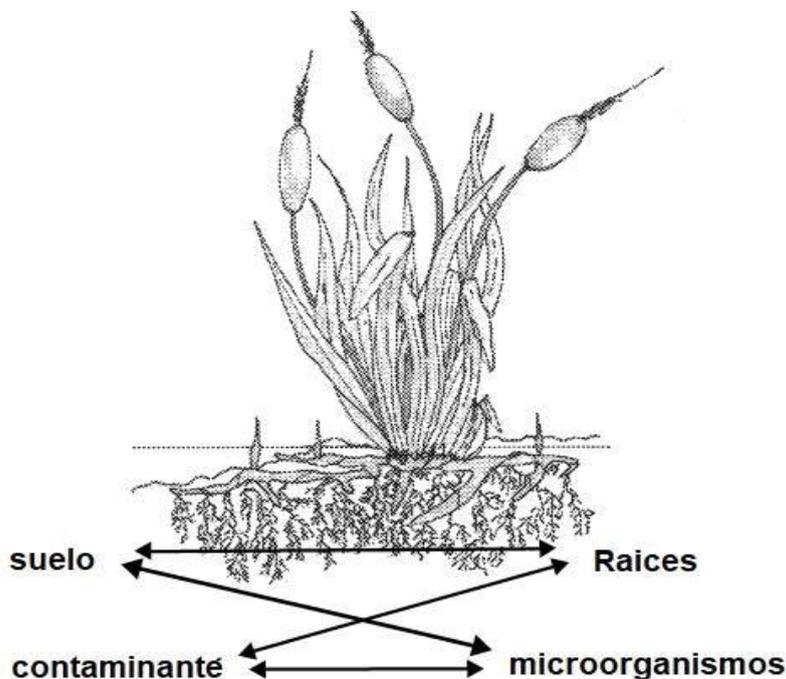
Humedales artificiales

El tratamiento de aguas residuales en sistemas de plantas seminaturales es una técnica que, en principio, puede aplicarse en humedales naturales como marismas, páramos y campos húmedos, en estanques artificiales y lagunas, y en humedales especialmente construidos. Los humedales artificiales vienen en varios diseños básicos diferentes con diferentes características de flujo (Vymazal, 2022).

La zona de máxima actividad de los humedales es la rizosfera. En este lugar se dan procesos fisicoquímicos y biológicos que son promovidos por la interacción de plantas, microorganismos, suelo y contaminantes tal como se aprecia en la Figura 1. El término rizosfera puede ser subdividido en la endorrizosfera (el interior de la raíz) y la ectorrizosfera (la raíz alrededores). La zona en la que se encuentran estas dos áreas se conoce como rizoplano. Aquí es donde la interacción más intensa entre la planta y es de esperar que haya microorganismos (Nihorimbere *et al.*, 2011).

Figura 1

Posibles interacciones en la zona radicular de las macrófitas en humedales



Nota. Adaptado de “Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment”, de Stottmeister *et al.* (2003), *Biotechnology advances*, 22(1-2), 93-117.

La investigación de los humedales artificiales se ha centrado principalmente en el diseño tecnológico. Según la experiencia práctica y los experimentos correspondientes, las especies de helófitas (plantas de los pantanos) funcionan mejor en los sistemas de tratamiento de aguas residuales seminaturales. Esto es porque los *helófitos* poseen características específicas de fisiología del crecimiento que garantizan su supervivencia incluso en condiciones extremas de la rizosfera. Las condiciones extremas en la rizosfera en los humedales utilizados para tratar aguas residuales se pueden resumir de la siguiente manera, tal como lo refiere Kappelmeyer *et al.* (2002):

- Medio muy reducido (Eh hasta < 200 mV, especialmente en sistemas de flujo horizontal subterráneo) provocando la formación de H_2S y CH_4 .
- Valores de pH ácidos o alcalinos en determinadas aguas residuales.
- Componentes tóxicos de las aguas residuales como fenoles, tensioactivos, biocidas, metales pesados, etc.
- Salinidad

Aunque todas las especies de plantas son potenciales para ser usados en humedales artificiales, las cañas junto con los tipos de juncos y espadañas son los más utilizados. Recientemente, también se ha examinado la idoneidad de árboles de crecimiento rápido como los sauces (Kafle *et al.*, 2022).

Elementos de los sistemas de humedales artificiales

- **Matriz de soporte de humedales**

La matriz de grava, suelo o arena es un rasgo característico de un humedal artificial cuya principal función es apoyar y estabilizar los sistemas de raíces de las plantas. La zona de la raíz se puede suponer ser la región microbianamente activa del humedal artificial donde la mayoría de los contaminantes se producen procesos de transformación. Varios estudios han reportado una profundidad de raíz en el rango de 50 a 60 cm. Además, proporciona una superficie adicional para albergar propiedades diferentes a las que habitan en la superficie de la raíz de la planta. Por ejemplo, podría soportar una biopelícula de diferente composición microbiana en comparación con las raíces de las plantas. La matriz del humedal tiene una capacidad de sorción característica, basada en la especificidad tipo de material y composición, y juega un papel importante en la amortiguación de nutrientes como resultado de la actividad de sorción y desorción. El diseño del humedal artificial más avanzado recomendará recubrir la matriz con una capa de material que tenga propiedades mejoradas de adsorción y unión. Esto se hace a menudo para mejorar la eliminación de fósforo de la corriente de aguas residuales (Gao y Zhang, 2022).

Desde una perspectiva de diseño, el material de la matriz se elige para lograr un tiempo de resistencia hidráulica (TRH) y conductividad hidráulica. Estos son de particular importancia dentro de los sistemas de humedales porque describe el comportamiento del flujo desde la eficiencia del tratamiento y el grado de eliminación de contaminantes que se mueve a través del humedal (Holland, *et al.*, 2004).

El TRH, describe el tiempo promedio que el agua pasa en el humedal. Las reacciones biogeoquímicas responsables de la eliminación de contaminantes requieren suficiente tiempo de contacto entre las especies contaminantes y los microorganismos en la zona radicular, mientras que los procesos de sedimentación están estrechamente relacionados con la velocidad del fluido (Headley y Kadlec, 2007). Relacionado con el comportamiento del flujo está la conductividad hidráulica, que describe la forma con la que el agua se desplaza por compartimentos porosos de la matriz de suelo/grava. Esta recomienda que se elijan medios porosos con una alta conductividad hidráulica para el sustrato de humedal porque la mala permeabilidad del material da como resultado la obstrucción y reduce la eficiencia hidráulica (Vymazal, 2005).

- **Vegetación de humedales**

Los sistemas de raíces de las plantas de los humedales están sostenidos por la matriz del suelo o grava. El tipo de planta más utilizado son las helófitas, que están bien adaptados para sobrevivir en condiciones anaeróbicas, anegadas y son resistente a un entorno reducido de reducción-oxidación o redox, que puede ser causado por componentes tóxicos, como el gas de sulfuro de hidrógeno (H₂S) (Armstrong *et al.*, 2000). La resistencia de los helófitos a condiciones reducidas puede explicarse por su especialización anatómica y funcional. En el sistema radicular, el aerénquima también controla la liberación parcial de oxígeno en el área circundante. Este es una de las principales fuerzas impulsoras para la entrada de oxígeno en los suelos de humedales construidos. La difusión de oxígeno fuera de las raíces y la expansión resultante de la capa oxidada, depende de la especie vegetal y la tasa específica de liberación de oxígeno; condiciones de luz y el nivel de actividad fotosintética (Armstrong *et al.*, 2000).

- **Comunidad microbiana de humedales**

El agua pasa por diferentes condiciones redox a medida que fluye a través del humedal los cambios en las condiciones redox están en la escala micro. La superficie de la raíz y su entorno cercano se encuentran en un estado más oxidado que las regiones con menos raíces o sin ellas. La colocación de las condiciones óxico-anóxicas en proximidad a las raíces de las plantas, debido en gran parte a la capacidad de los macrófitos para transportar oxígeno a la rizosfera y es responsable de la distribución de la comunidad microbiana. Más específicamente, permite que tanto las comunidades aeróbicas como las anaeróbicas cohabitar en esta estrecha región (Bodelier y Dedysh, 2013).

Si no fuera por este fenómeno, las poblaciones microbianas aeróbicas no podrían sobrevivir en un ambiente anaeróbico. Las comunidades microbianas se encuentran dentro de una matriz de soporte especializada conocida como biopelícula. Las biopelículas son capas complejas de consorcios microbianos rodeadas por una sustancia polimérica extracelular autoproducida (Penesyan *et al.*, 2021). Es válido suponer que la actividad aeróbica de las especies microbianas, como las bacterias nitrificantes, formarán una biopelícula en la superficie de la raíz donde hay más oxígeno disponible. Penesyan *et al.* (2021) informan que las especies microbianas anaerobias, como bacterias sulfato reductor, son más probables que formen una biopelícula en la grava a cierta distancia específica de la superficie de la raíz o en secciones más viejas y lignificadas de las cuales el oxígeno no puede escapar. Reddy *et al.* (2002) mostró que las poblaciones microbianas aeróbicas se encuentran principalmente en la columna de agua, las regiones exteriores de la capa de detritus de la planta y las esteras de perifiton, mientras que las poblaciones anaeróbicas se encuentran en biopelículas en el suelo, como superficies de partículas de grava y en los intersticios del suelo. Además, determinaron que las poblaciones anaerobias son dominantes en la región del subsuelo del humedal.

La cantidad de los microbios y la estructura de la comunidad dependen del tipo de humedal. Este ha sido validado por investigaciones microbianas llevadas a cabo en sistemas de humedales artificiales operativos. Por esta razón, se recomienda que se permita suficiente

tiempo para el desarrollo de la puesta en marcha y adaptación tanto del stock de plantas como de la comunidad microbiana (Ibekwe *et al.*, 2003).

Aspectos tecnológicos

El conocimiento acumulado a lo largo del tiempo sobre las formas en que los contaminantes pueden ser eliminados por la simple combinación natural de agua, plantas y suelos ha llevado a la aplicación deliberada de tales sistemas en la naturaleza y, en última instancia, a la creación de sistemas con varios estados de naturalidad. Stefanakis (2020) divide los sistemas en los siguientes tres grupos principales:

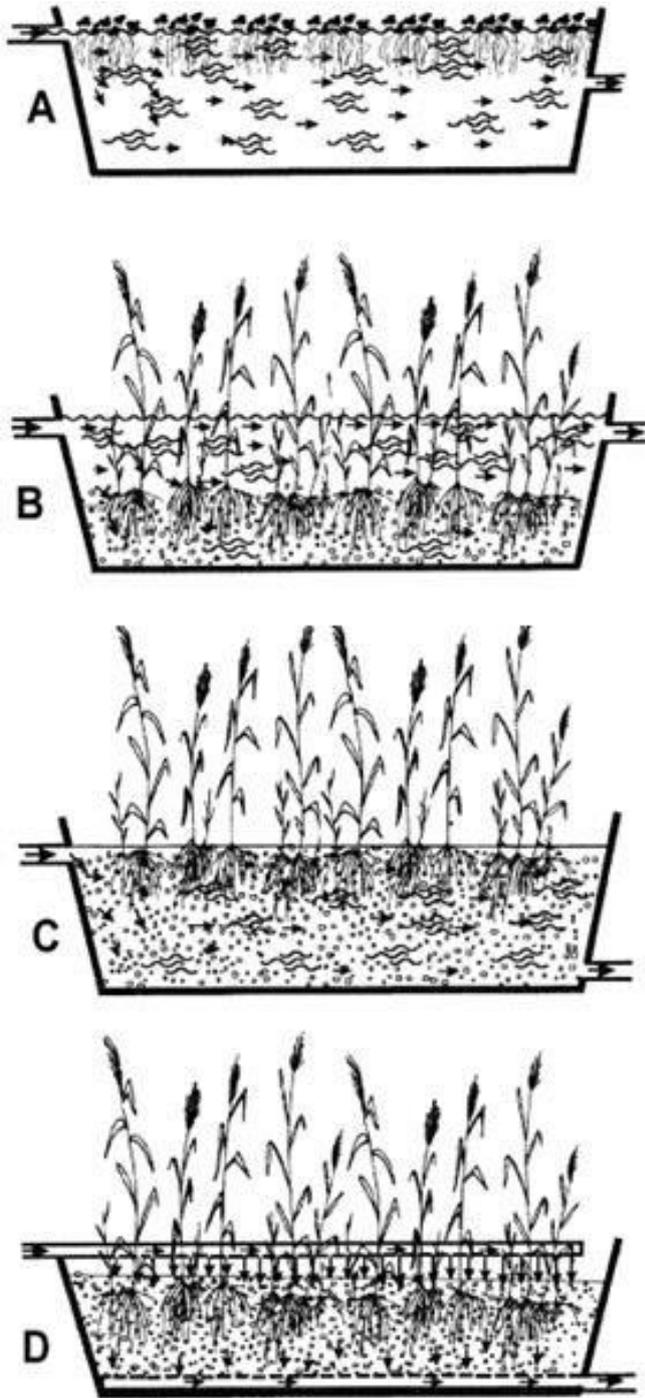
Los tipos básicos de humedales artificiales basados en el suelo se muestran en la Figura 2 y son:

- Sistemas de flujo superficial horizontal (con el nivel de las aguas residuales por encima de la superficie del suelo).
- Sistemas horizontales de flujo subterráneo (con el nivel de aguas residuales por debajo de la superficie del suelo).
- Sistemas de flujo vertical con características aguas arriba o aguas abajo y continuos o con carga intermitente.

En la Figura 2 se muestra: A, estanque con plantas flotantes; B, Humedal artificial de flujo superficial horizontal o estanque con plantas acuáticas de tipo emergentes; C, sistema compuesto por humedal de flujo subterráneo horizontal; D, Humedal de flujo vertical humedal).

Figura 2

Sistemas de humedales para el tratamiento de aguas residuales



Nota. De "Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment" (p. 96), por Stottmeister *et al.* (2003), *Biotechnology Advances* (22)93-117.

Metabolismo y absorción de contaminantes orgánicos

Uno de los pioneros en el uso de helófitos para el tratamiento de aguas residuales fue Seidel (1978). Ella fue la primera persona en estudiar la eliminación de varios fenoles por los helófitos en recipientes hidropónicos, así como la tolerancia de las plantas a los fenoles. Porque estos estudios se llevaron a cabo como experimentos por lotes en condiciones no estériles, es probable que la absorción haya sido causada tanto por microorganismos como por las propias plantas. Además, no se establecieron concentraciones de prueba constantes durante su investigación de tolerancia a contaminantes. Sharma *et al.* (2016) divide el metabolismo de los xenobióticos en las plantas en tres fases:

Transformación; conjugación y compartimentación; habiendo tres posibilidades para la etapa final de desintoxicación:

- Exportar a la vacuola celular
- Exportar al espacio extracelular
- Integración en lignina u otros componentes de la membrana celular

A pesar de la capacidad de las plantas para desintoxicar los xenobióticos como se describió anteriormente, en comparación los microorganismos desempeñan roles secundarios en la desnaturalización directa de productos químicos en los sistemas de tratamiento de aguas residuales (Gupta *et al.*, 2016).

1.2.2. Macrófitas usadas en humedales artificiales

Las macrófitas que se utilizan con más frecuencia en la construcción de los humedales son plantas emergentes persistentes, como juncos *Scirpus*, espigas *Echinocharis*, otras juncias como *Cyperus* y *Juncus*, caña común y totora *Tifa*. No todas las especies de humedales son aptas para tratamiento de aguas residuales desde plantas para tratamiento (Trettin *et al.*, 2020). Los humedales deben ser capaces de soportar la presencia de aguas residuales conteniendo altas cantidades de contaminantes. Para humedales de aguas pluviales, las especies deben elegirse para imitar las comunidades de plantas emergentes de humedales naturales cercanos. Tanto para aguas residuales como para humedales de aguas pluviales,

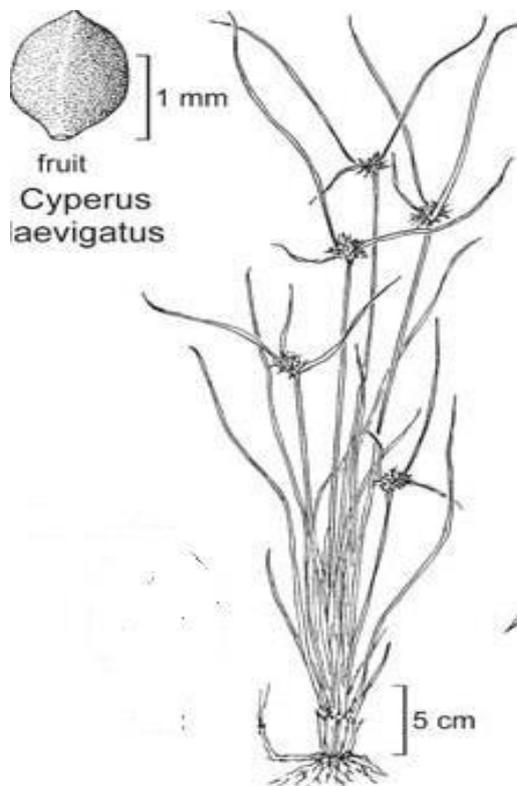
las especies nativas y locales deben ser utilizados porque están adaptados al clima local, suelos y plantas y animales circundantes (Trettin *et al.*, 2020).

***Cyperus laevigatus* L.**

La macrófita *Cyperus laevigatus* (Figura 3) crece en áreas húmedas, especialmente en agua salobre, suelos alcalinos húmedos, aguas termales ricas en minerales y otros hábitats salinos y alcalinos húmedos. Se conoce desde las playas de las islas hawaianas y las piscinas saladas en los desiertos del suroeste de los Estados Unidos (California, Arizona y Texas) hasta México y América Central hasta América del Sur. También está muy extendido en la mayor parte de las Antillas, África, la cuenca del Mediterráneo, Oriente Medio, India, Asia Central, Australia y varias islas oceánicas (Rebman *et al.*, 2016).

Figura 3

Morfología de Cyperus laevigatus



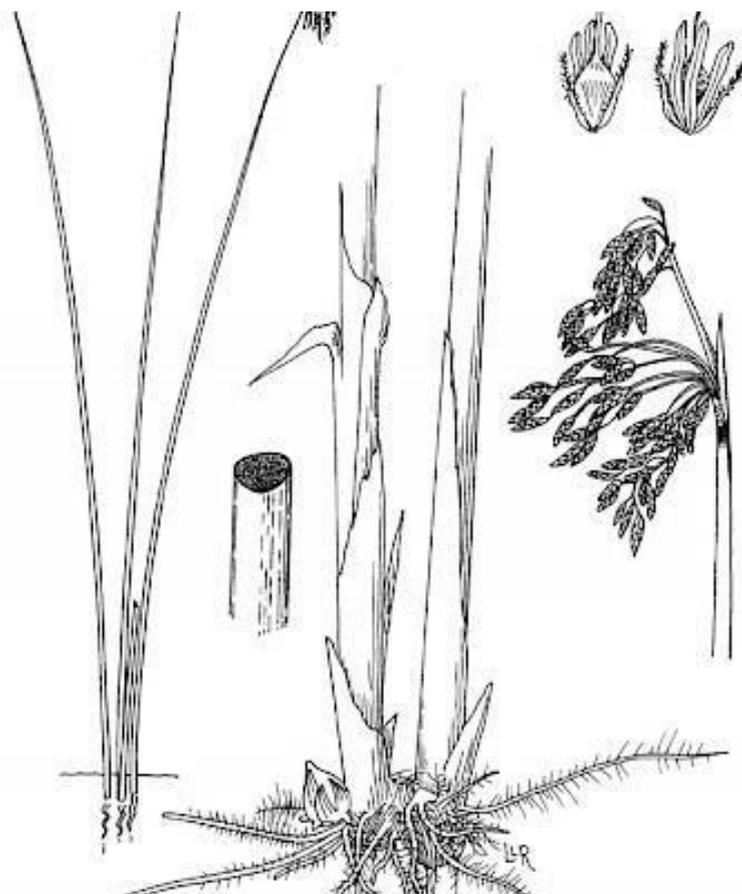
Nota. De “A new species of *Cyperus* section *Incurvi* (Cyperaceae) from Venezuela”, por Tucker (1994). Systematic Botany Monographs 43: 1-213.

Schoenoplectus californicus (C. A. Meyer) Soják

La macrófita *Schoenoplectus californicus* (Figura 4), a menudo conocido como *Scirpus californicus* (C. A. Meyer) Steudel, presenta una distribución a lo largo de las zonas costeras del atlántico y pacífica de las Américas de Florida a Argentina y California a Chile, en Hawaii; así como, en Nueva Zelanda. Su nombre común en Ecuador es totora y es una de las *Cyperaceae* más importantes del Continente americano. Presente en Argentina, Bolivia, Ecuador, Guatemala, México, Paraguay, Perú y Estados Unidos. De sus tallos se utilizan para tejer esteras y otras artesanías, en la construcción de pequeñas embarcaciones y chozas para protegerse contra lluvia, como combustible y como sustituto de la cuerda. Otros de los usos incluyen forraje para ganado y fertilizantes (Naranjo, 1994).

Figura 4

Morfología de *Schoenoplectus californicus*



Nota. De “*Schoenoplectus californicus*”, Fauna y flora del Argentina nativa (2011).

<https://faunayfloradelargentinanativa.blogspot.com/2011/02/junco-schoenoplectus-californicus.html>

1.2.3. Aguas residuales industriales

Las aguas residuales de las industrias varían mucho tanto en flujo como en contaminación. Por tanto, es imposible asignar valores fijos a sus constituyentes. En general, estas aguas pueden presentar elementos de naturaleza coloidal, suspendida o disuelta y ser, además, de naturaleza muy ácida o alcalina; asimismo, contener material de variados colores. Estos elementos contaminantes pueden ser de tipo orgánico, inerte o elementos tóxicos como bacterias potencialmente. Estos desechos pueden ser vertidos al sistema de alcantarillado siempre que no tengan efectos indeseables en el sistema de alcantarillado. Puede ser necesario pretratar los residuos antes de su liberación al sistema municipal o es necesario realizar un tratamiento cuando los desechos se descargarán directamente a aguas superficiales o subterráneas (Alturkmani, 2014).

La agroindustria es la principal responsable de la producción y procesamiento de alimentos y piensos, pero también de la producción de materias primas. Los principales productos del sector se derivan de la caña de azúcar (alcohol y azúcar), la yuca (harina y almidón), cereales (harina y alcohol), semillas oleaginosas (aceite de palma y soja), leche y derivados, y sacrificio de animales (bovinos, porcinos y aves de corral) (USDA, 2020). Estas actividades necesitan altas contenidos de suelo, energía y agua, produciendo una gran cantidad de desechos sólidos y aguas residuales con contenido contaminantes. Los efluentes generados tienen altos niveles de materia orgánica, en ocasiones con compuestos tóxicos e incluso metales pesados, que pueden impactar en la calidad del agua suelo y aire (Azman *et al.*, 2016). El alto potencial eutrófico y contaminante de las aguas residuales agroindustriales requieren tratamiento químico y biológico antes de ser desechado en el medio ambiente (Ferreira *et al.*, 2021).

Se tiene conocimiento que el tratamiento físico, químico y biológico de los productos agroindustriales y los residuos no es lo más conveniente. Estos residuos pueden ser usados como materia prima y procesado con la finalidad de producir energía y otros elemento de valor económico. Esta estrategia de maximizar el uso de los recursos naturales reduciendo significativamente los impactos ambientales es una demanda actual de la sociedad (Dahiya

et al., 2018). Los residuos agroindustriales se generan en tasas y volúmenes elevados y han sido ampliamente estudiados para producir metabolitos de sustancias industriales.

Los efluentes también contienen concentraciones significativas de otros nutrientes, como nitrógeno y fósforo, y micronutrientes, como Ca, S, K y Mg (Aziz *et al.*, 2019). Algunos efluentes también contienen proteínas. Por ejemplo, se informaron concentraciones de proteína para efluentes de mataderos ($4,8 \text{ g L}^{-1}$) (Haselroth *et al.*, 2021), en efluentes del procesamiento de la yuca ($1,5 \text{ g L}^{-1}$) (Carvalho *et al.*, 2018) y en efluentes de la fábrica de aceite de palma ($460\text{--}1580 \text{ mg L}^{-1}$) (Cheng *et al.*, 2021). Además, los efluentes son fuentes de aminoácidos como alanina, histidina, glicina, isoleucina, leucina, ácido aspártico, ácido glutámico, lisina, metionina, prolina, serina, treonina, triptófano, tirosina y valina (Cheng *et al.*, 2021). Algunas vitaminas como la vitamina B2 y también se ha encontrado vitamina C en aguas residuales del proceso de la yuca (Li *et al.*, 2018). Por último, algunos de estos efluentes también contienen metales pesados que pueden limitar su uso. Por ejemplo, las aguas residuales de la vinasa es uno de los efluentes con mayor variedad de rastros de metales pesados. Según (Godoi *et al.*, 2019) este efluente contiene As^{2+} , Cd^{2+} , Cr^{3+} , Co^{2+} , Cu^{2+} , Pb^{2+} , Hg^{2+} , Ni^{2+} y Zn^{2+} (Olaoye *et al.*, 2020).

Efluentes de la industria de los fertilizantes

Generalmente, los efluentes industriales se caracterizan en términos de parámetros amplios como la demanda química de oxígeno (DQO), nitrógeno amoniacal (NA), sólidos suspendidos totales (SST) y sólidos disueltos totales (TDS), que difícilmente ayudan a identificar la naturaleza de los contaminantes en los efluentes. La complejidad surge principalmente de las cuestiones relativas a la eliminación de contaminantes que son difíciles de eliminar/degradar utilizando métodos convencionales de tratamiento (Renade y Bhandari, 2016). En los últimos años, el nitrógeno amoniacal en los efluentes ha recibido amplia atención debido a la grave amenaza al medio ambiente, que requiere estrategias más efectivas de control de la contaminación y adsorbentes más nuevos (Zhao *et al.* 2013). Por lo tanto, esto requiere el desarrollo de metodologías altamente específicas que ayuden a eliminar eficazmente los contaminantes mediante el uso de procesos de eliminación y recuperación (por ejemplo, adsorción) (Gogate y Pandit, 2003).

La industria de los fertilizantes es un sector manufacturero importante. El crecimiento del sector agrícola es importante y se alimenta de una variedad de fertilizantes que incluye nutrientes como nitrógeno, fósforo y potasio (fertilizantes N, P, K-nitrogenados, fosfatados y potásicos). Un típico complejo industrial de fertilizantes incluiría la planta de amoníaco (esencial para fertilizantes nitrogenados) y plantas ácidas como el ácido fosfórico/nítrico. Así, las aguas residuales generadas por diversas plantas incluyen diferentes contaminantes como ácidos, alcoholes, sales y se caracteriza por tener valores significativamente más altos de DQO y nitrógeno amoniacal. También están presentes contaminantes como metales debido al uso de roca de fosfato. Las aguas residuales generadas por la planta de amoníaco contienen amoníaco, metanol, metales traza, etc. (Bhandari *et al.*, 2016).

CAPÍTULO II: MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 Diseño de la investigación

La investigación presentó un diseño experimental en el que fue evaluada la remoción de los contaminantes de las aguas residuales, siendo la variable independiente manipulada por la planta, mientras que la variable dependiente es el efecto que provoca la variable independiente. Además, presentó un enfoque cuantitativo en donde se usó la recolección de datos para probar la hipótesis con base en la medición numérica y el análisis estadístico. El alcance fue de tipo explicativo, habiendo buscado las causas de la reducción del contaminante presente en las aguas residuales. La identificación del diseño fue ajustada a las definiciones propuestas por Hernández-Sampieri y Mendoza (2018).

2.2. Lugar y fecha

La investigación se desarrolló en las instalaciones de la empresa Agroindustrias Amarama SAC. (Figura 5), ubicada en la localidad de Huaura, Lima (Coordenadas UTM: 206112.4E-8794261,1N) durante los meses de mayo a julio del 2022.

2.3. Descripción del experimento

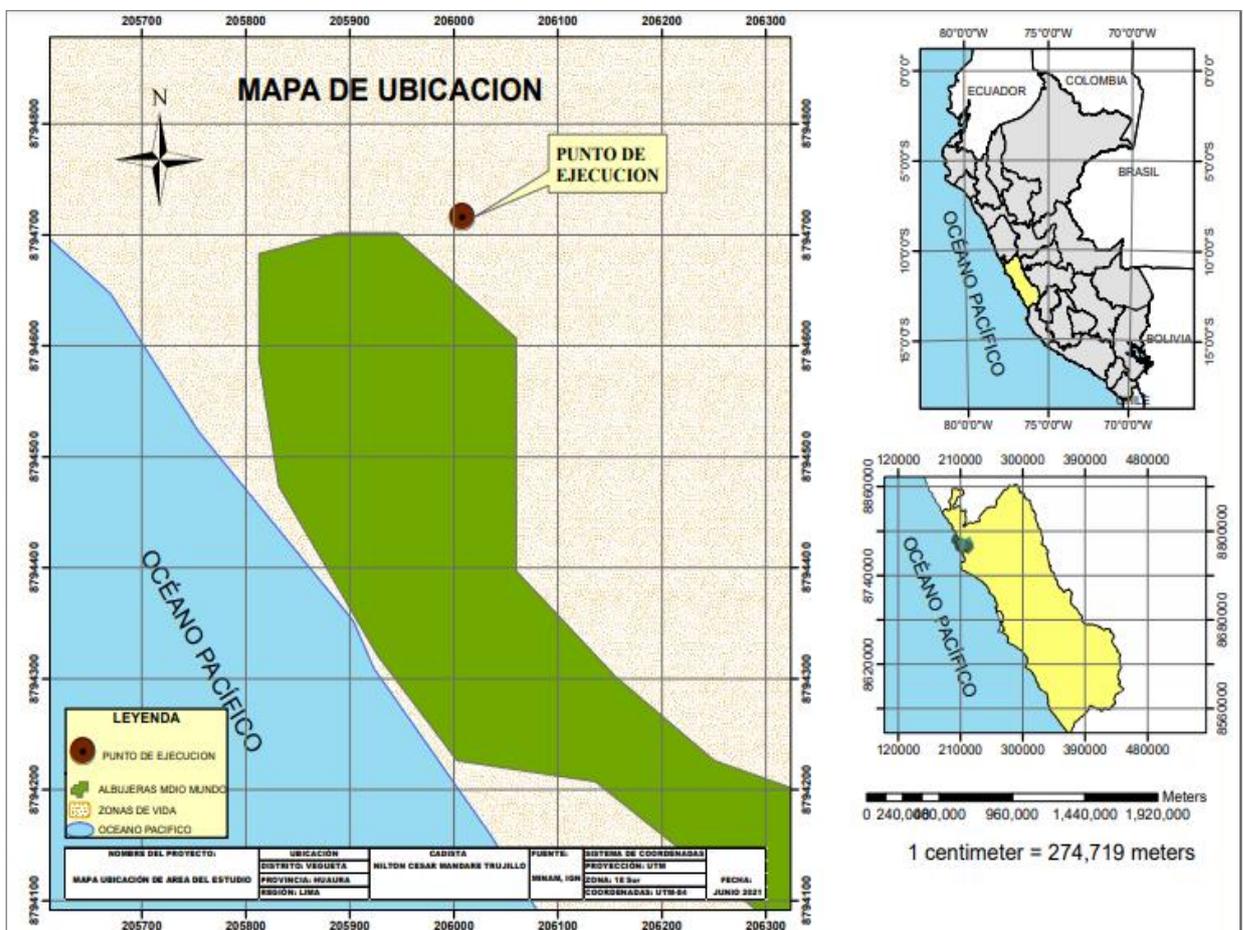
a. Descripción del Influyente del humedal artificial

El humedal artificial contó con un influente procedentes de las instalaciones de la Empresa Agroindustrias Amararama SAC. que vierte agua residual industrial producto de la transformación de las materias primas en tres tipos principales de fertilizantes: nitrógeno (amoníaco), fósforo y potasio, además microelementos quelatizados. La muestra de agua residual fue tomada del tubo colector y trasladadas para la caracterización físico-química inicial, siguiendo las recomendaciones del Protocolo de monitoreo de la calidad de los efluentes de las plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas o municipales-PTAR

(Ministerio de Vivienda, Construcción y Saneamiento [VIVIENDA], 2013). Para la toma de muestra del agua residual fue necesario tomar la muestra en el dispositivo de salida del agua residual tratada. Los recipientes usados fueron vidrio de boca ancha con una capacidad de 1000 mL. Estas muestras de agua fueron trasladadas al laboratorio con el respectivo formato de cadena de custodia. La preservación de las muestras fue realizada a 4 °C (DBO₅ y Sólidos suspendidos totales), mientras que para determinar nutrientes (NT y PT) se aplicó H₂SO₄ al agua residual como preservante, siendo finalmente refrigerado a 4 °C para su análisis.

Figura 5

Mapa de la ubicación de los humedales artificiales



b. Obtención del material biológico

Las macrófitas usadas en la investigación fueron *C. laevigatus* y *S. californicus* obtenidas del humedal Albuferas de Medio Mundo. Las cuáles fueron trasplantadas al humedal artificial,

en número de 50 plantas por m², inicialmente adaptadas por 7 días (ver Apéndice 11), tal como lo sugiere Kumari y Tripathi (2014).

c. Obtención de la tasa de crecimiento relativo

Luego de los tiempos de exposición contemplados en la investigación (11, 22, 33 y 44 días), las plantas fueron cosechadas, limpiadas, secadas a 110 °C y pesadas. Para el cálculo de las plantas se usó la tasa de crecimiento relativo usando la fórmula de Jampeetong *et al.* (2012) y se describe de la siguiente manera:

$$\text{Tasa de crecimiento relativo } (d) = \frac{\text{Ln } W_1 - \text{Ln } W_2}{T_2 - T_1}$$

Donde:

d= tasa de crecimiento relativo

W1 y W2 son el peso seco inicial y final

T1 y T2 son los tiempos inicial y final (días).

d. Diseño del humedal artificial

Medidas del largo y ancho del humedal artificial

El humedal artificial contó con una relación largo ancho de 4: 1 y fue determinado mediante la siguiente fórmula propuesta por Lara (1999) y los cálculos en el Apéndice 1.

$$W = \frac{1}{4} * \left[\frac{(Q)(AS)}{(m)(Ks)} \right]$$

Donde:

W= ancho del humedal artificial

Q= caudal medio (ver Apéndice 1)

m=pendiente del lecho

Ks= conductividad hidráulica

As= área superficial

Mientras que el largo del humedal artificial fue determinado así:

$$L = \frac{As}{W}$$

Donde:

L= largo del humedal (m)

As= área superficial (m²)

W= ancho del humedal (m)

Tiempo de retención hidráulica

El tiempo de retención hidráulica fue determinado a partir de la siguiente fórmula propuesta por Lara (1999):

$$TRH = \frac{(AS)(Y)(n)}{Q}$$

Donde:

TRH= tiempo de retención hidráulica

As= área superficial

Y= profundidad del agua en el humedal (m)

n= pendiente

Q= caudal m³/d

Cálculo del caudal de descarga

Se obtuvo el valor del caudal de descarga a partir de la fórmula siguiente:

$$Q = \frac{V}{t}$$

Donde:

Q= caudal medio (ver Apéndice 1)

V=volumen

t= tiempo

Cálculo de la remoción

Para el cálculo de remoción de los contaminantes fue usada la siguiente fórmula:

$$\% \text{ remoción} = \frac{C_i - C_f}{C_i} \times 100$$

Donde:

C_i: concentración inicial

C_f: concentración

2.4. Tratamientos

Todos los tratamientos, incluidos el control, que se describen en la Tabla 1, presentaron tiempos de exposición (TRH) de 11, 22, 33 y 44 días.

Tabla 1

Descripción de los tratamientos (C. laevigatus=Cl; S. californicus=Sc)

Tratamientos	Composición
T0	Aguas residuales s/ plantas
T1	Cl + agua residual
T2	Sc + agua residual

2.5. Unidades experimentales

La unidad experimental estuvo conformada por una sección conteniendo 50 plantas por m² que tenía como soporte un sustrato (grava o arena). Estos fueron colocados en contacto con influente que estuvo conformado por agua residual proveniente de la actividad agro industrial, el Apéndice 2 muestra el esquema que representa las unidades experimentales.

2.6. Identificación de las variables y su mensuración

Las variables y su mensuración fueron detalladas en la Tabla 2.

Tabla 2*Variables de la investigación y su mensuración*

Variable			Unidad	Metodología
Independiente	Tiempo de exposición (TRH)	11, 22, 33 y 44 días	Días	
	planta	<i>C. laevigatus</i> <i>S. californicus</i>	Unidad	Conteo
Dependiente	Remoción de parámetros fisicoquímicos	Nitrógeno total	mg/L	Fotometría
		Fósforo total	mg/L	Fotometría
		SST	mg/L	Fotometría
		Conductividad	mS/cm	Conductimetría
		DBO	mg/L	Winkler modificada
	Tasa de crecimiento relativo		día ⁻¹	Gravimetría

2.7. Diseño estadístico del experimento

Para la presente investigación se propuso un diseño aleatorizado (DCA) o completamente al azar. A su vez esta investigación contó con cuatro tratamientos y un control, el cual se representó de la siguiente forma:



Donde:

X₀: Situación inicial: Agua residual del proceso agro industrial antes de la fitorremediación con las macrófitas *C. laevigatus* y *S. californicus*.

E: Estímulo: Fitorremediación con *C. laevigatus* y *S. californicus*

X₁: Resultado final: Proceso de toma de datos después de la fitorremediación con *Cyperus laevigatus* y *Schoenoplectus californicus*.

2.8. Análisis estadístico de los datos

Los datos obtenidos fueron procesados a través del análisis de la varianza (ANOVA) para determinar los efectos de los tratamientos con cada una de las variables dependientes, con un nivel de significancia del 95 % ($p < 0,05$). Además, fue realizado la prueba de Tukey con el fin de comparar las medias individuales provenientes del ANOVA a cada tratamiento.

2.9. Materiales y equipos

2.9.1. Material biológico

- Macrófitas de *C. laevigatus*
- Macrófitas de *S. californicus*

2.9.2. Material de laboratorio

- Beacker (100 mL)
- Fiola (100 mL)
- Frascos Winkler
- Matraz (250 mL)
- Probetas (100 mL)

2.9.3. Equipos

- Balanza analítica
- Balanza gramera
- Fotómetro WTW
- Incubadora
- Multiparámetro Hanna

2.9.4. Reactivos

- Agua desionizada
- Ácido sulfúrico
- Alcohol Etílico 70 %
- Reactivos WTW para determinar NT
- Reactivos WTW para determinar FT

CAPÍTULO III: RESULTADOS

3.1. Características físico-químicos (pH, conductividad eléctrica, demanda bioquímica de oxígeno, sólidos suspendidos totales, nitrógeno total y fósforo total) de las aguas residuales agroindustriales iniciales

La Tabla 3 muestra los resultados del análisis físico-químico de la muestra inicial de las aguas residuales agroindustriales.

Tabla 3

Análisis físico- químico de la muestra inicial de las aguas residuales agroindustriales

Parámetros	Unidades	Resultados	LMP de efluentes para vertidos a cuerpos de aguas ¹
Potencial de hidrógeno (pH)		8,66 ± 1,2	6,5-8,5
Conductividad eléctrica	mS/cm	1,66±0,33	N. A ²
Demanda bioquímica de oxígeno	mg/L	280±65,0	100
Nitrógeno total	mg/L	390±32,34	N.A
Fósforo total	mg/L	8,15±1,56	N.A.
Sólidos suspendidos totales	mg/L	270±20,0	150,00
Temperatura	°C	26,2±4,2	< 35,0

Nota. ¹Decreto Supremo 003-2010-MINAM. ²N.A: No Aplica.

De acuerdo con los resultados, tres de los seis parámetros analizados fueron superiores a los Límites Máximos Permisibles (LMP) de efluentes vertidos a cuerpos de agua (Decreto Supremo 003-2010-MINAM).

Los parámetros que fueron superiores a la mencionada norma fueron el pH (117,6 %), DBO₅ (480 %), sólidos suspendidos totales (180,0 %), mientras que la temperatura estuvo dentro de lo establecido en la norma (<35 °C). Por otro lado, no fue posible comparar los parámetros de conductividad eléctrica, nitrógeno total (ver Apéndice 10) y fósforo total (ver Apéndice 10) con la norma peruana para LMP de efluentes vertidos.

3.2. Efecto de las macrófitas *C. laevigatus* y *S. californicus* en la remoción de los contaminantes de aguas residuales agro industriales

3.2.1. Efecto de las macrófitas y los tiempos de exposición en la remoción de la conductividad eléctrica (CE)

En la Tabla 4, se muestra los resultados de las mediciones de la CE y su eficiencia de remoción.

Tabla 4

Valores de la eficiencia de remoción de la conductividad eléctrica (CE)

Tratamientos	Días	Entrada		Salida		Eficiencia (%)
		Concentración	Carga	Concentración	Carga	
T0	11	1,66	0,071	1,75	0,076	-7,04
	22	1,75	0,075	1,72	0,074	1,33
	33	1,42	0,061	1,50	0,0648	-6,22
	44	1,38	0,059	1,10	0,047	20,33
T1 <i>C. laevigatus</i>	11	1,66	0,071	1,51	0,049	30,98
	22	1,75	0,075	0,99	0,042	44,00
	33	1,42	0,061	0,70	0,030	50,80
	44	1,38	0,059	0,72	0,031	47,45
T2 <i>S. californicus</i>	11	1,66	0,071	1,22	0,052	26,76
	22	1,75	0,075	0,88	0,038	49,33
	33	1,42	0,061	0,77	0,033	45,90
	44	1,38	0,059	0,58	0,025	57,62

Los resultados muestran que T2 presentó un valor máximo de eficiencia de remoción de la CE con 57,62 % a 44 días de exposición para *S. californicus*. El T1 registro un valor máximo

de remoción de la CE con 50,80 % a 33 días de exposición. Mientras que T0 (control) tuvo un valor máximo de remoción de 20,33 % a 44 días de exposición.

Los resultados del análisis de varianza establecen que al menos un tratamiento influye significativamente ($p < 0,05$) en la eficiencia de remoción de CE (Tabla 5). En tanto, en la prueba *post hoc* de Tukey, que permite evaluar las medias de forma individual, dio a conocer que la CE en T1 y T2 no presentaron diferencias significativas ($p > 0,05$) (Figura 6), mientras que los tiempos de exposición de 11 y 44 días presentaron diferencias significativas (Figura 7).

Tabla 5

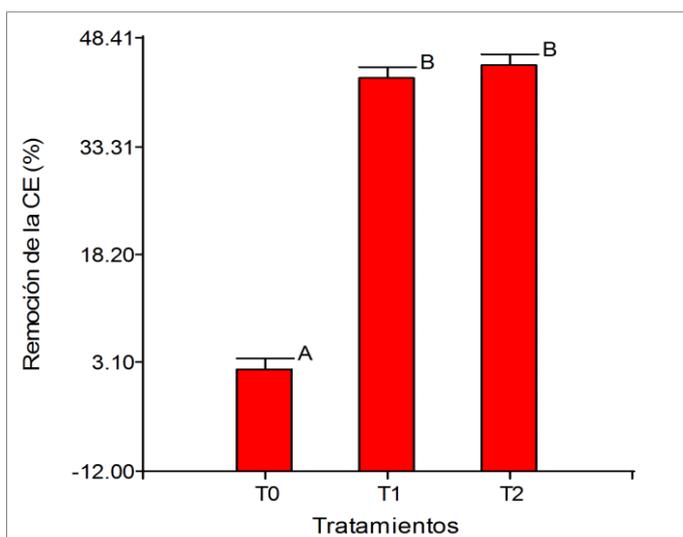
Análisis de la varianza de la CE entre los tratamientos y días de exposición

F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
Modelo	16733,19	5	3346,64	113,46	<0,0001
Días	2833,03	3	944,34	32,02	<0,0001
Tratamientos	13900,16	2	6950,08	235,62	<0,0001
Error	884,90	30	29,50		
Total	17618,9	35			

Nota. SC: suma de cuadrados. CM: cuadrados medios

Figura 6

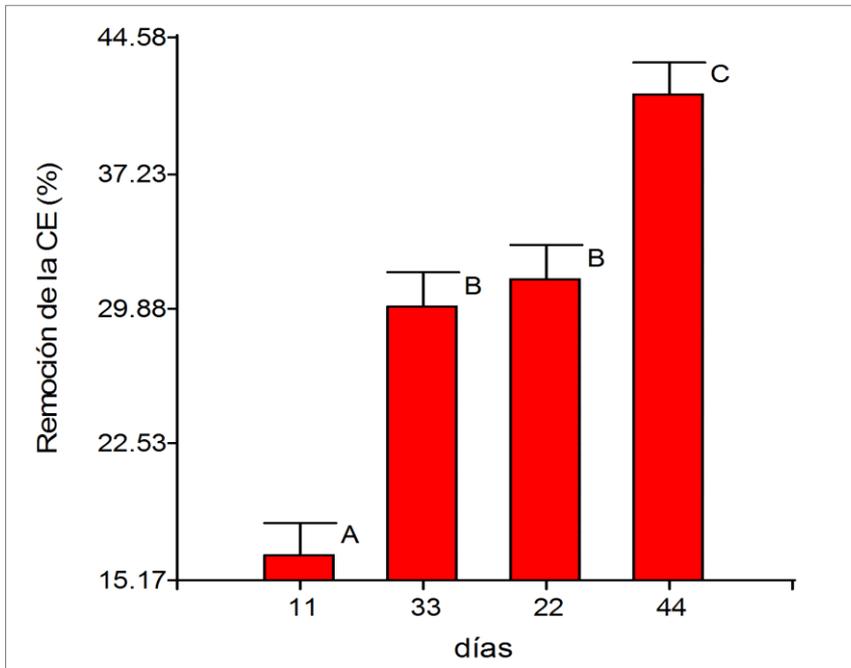
Efecto de los tratamientos en la remoción de la CE



Nota. T0= 0 plantas, T1=Plantas de *C. laevigatus*; T2= *S. californicus*.

Figura 7

Efecto de los días de exposición en la remoción de la CE



Nota. Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$).

3.2.2. Efecto de las macrófitas y los tiempos de exposición en la remoción de la DBO₅

La Tabla 6 muestra los resultados de las mediciones de la DBO₅ y su eficiencia de remoción en los tratamientos y el control.

Los resultados muestran que T2 presentó un valor máximo de eficiencia de remoción de la DBO₅ con 93,83 % a 44 días de exposición para *S. californicus*. El T1 registró un valor máximo de remoción de la DBO₅ con 86,27 % a 44 días de exposición. Mientras que T0 (control) tuvo un valor máximo de remoción de 5,7 % a 33 días de exposición.

Tabla 6*Valores de la eficiencia de remoción de la DBO₅ en los tratamientos*

Tratamientos	Días	Entrada		Salida		Eficiencia (%)
		Concentración	Carga	Concentración	Carga	
T0	11	280	12,096	300	12,96	-7,14
	22	315	13,60	300	12,96	4,7
	33	350	15,12	330	14,25	5,7
	44	290	12,52	355	15,33	-22,3
T1 <i>C. laevigatus</i>	11	280	12,096	120	5,18	57,17
	22	315	13,60	60	2,59	80,95
	33	350	15,12	65	2,80	81,48
	44	290	12,52	40	1,72	86,27
T2 <i>S. californicus</i>	11	280	12,096	150	6,48	46,42
	22	315	13,60	90	3,88	71,47
	33	350	15,12	80	3,45	77,18
	44	290	12,52	18	0,77	93,83

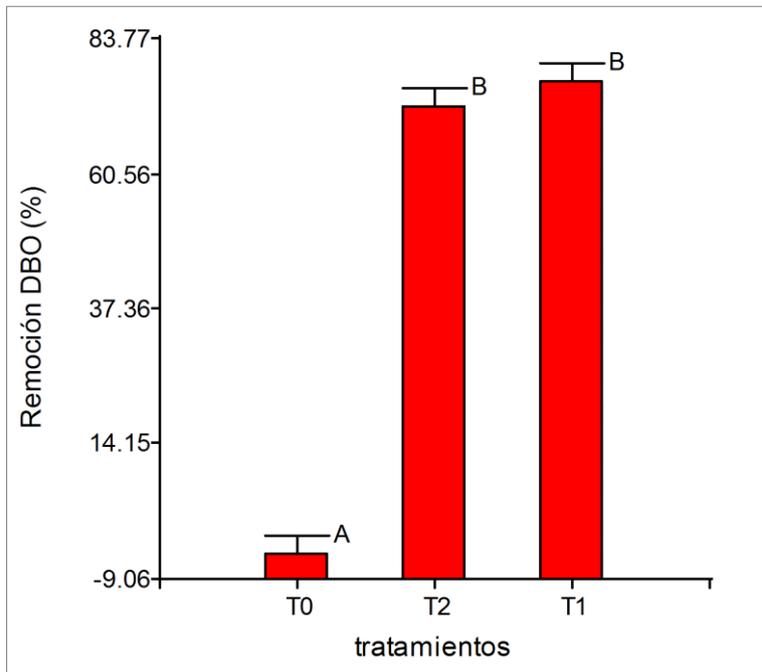
Los resultados del análisis de varianza establecen que al menos un tratamiento presentó diferencias significativas ($p < 0,05$) en la eficiencia de remoción de la DBO₅ (Tabla 7). En tanto, en la prueba *post hoc* de Tukey dio a conocer que la DBO₅ en T1 y T2 no presentaron diferencias significativas ($p > 0,05$) (Figura 8); a su vez, el análisis de los tiempos de exposición muestra que a 11 horas se presentó diferencias significativas (Figura 9) (ver Apéndice 3 y 4).

Tabla 7*Análisis de la varianza de la DBO₅ entre los tratamientos y días de exposición*

F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
Modelo	53069,7	5	10613,89	89,53	<0,0001
Días	3003,90	3	1001,30	8,45	<0,0003
Tratamientos	50065,56	2	25032,78	211,16	<0,0001
Error	3556,54	30	118,55		
Total	56626,01	35			

Figura 8

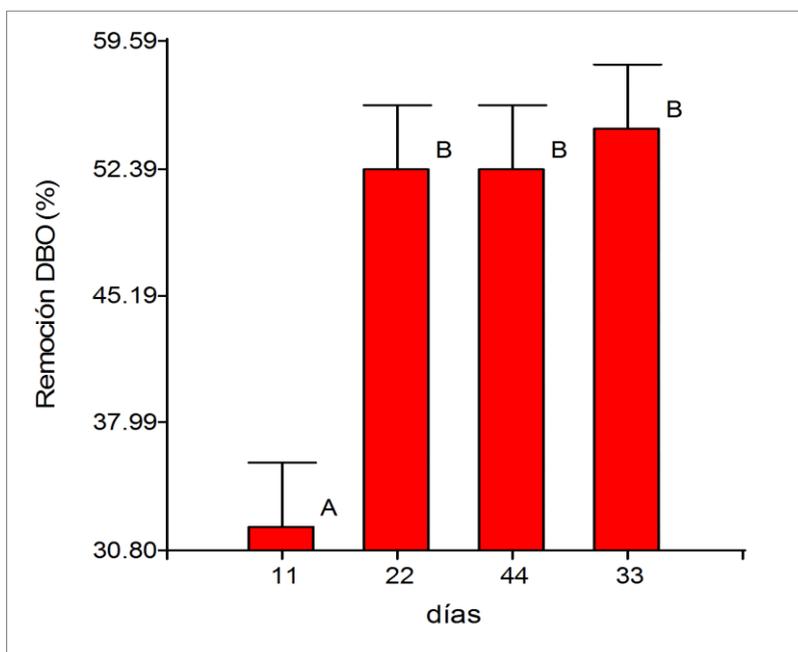
Efecto de los tratamientos en la remoción de la DBO₅



Nota. T0= 0 plantas, T1=Plantas de *C. laevigatus*; T2= *S. californicus*.

Figura 9

Efecto de los tiempos de exposición en la remoción de la DBO₅



Nota. Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$).

3.2.3. Efecto de las macrófitas en la remoción del nitrógeno total (NT)

La Tabla 8 muestra se muestra los resultados de las mediciones del nitrógeno total y su eficiencia de remoción en los tratamientos y el control.

Tabla 8

Valores de la eficiencia de remoción del NT en los tratamientos y a distintos días

Tratamientos	días	Entrada		Salida		Eficiencia (%)
		concentración	carga	concentración	carga	
T0	11	390	16,84	380	16,41	2,55
	22	372	16,07	350	15,12	5,91
	33	400	17,28	390	16,84	2,54
	44	385	16,63	380	16,41	1,30
T1 <i>C. laevigatus</i>	11	390	16,84	110	4,75	71,79
	22	372	16,07	55	2,37	85,25
	33	400	17,28	40	1,72	90,04
	44	385	16,63	38	1,64	90,13
T2 <i>S. californicus</i>	11	390	16,84	210	9,07	46,12
	22	372	16,07	160	6,91	57,00
	33	400	17,28	140	6,04	65,04
	44	385	16,63	85	3,67	77,93

Los resultados muestran que T1 presentó un valor máximo de eficiencia de remoción de NT con 90,13 % a 44 días de exposición para *C. laevigatus*, mientras que T2 registró un valor máximo de remoción de NT con 77,93 % a 44 días de exposición. Mientras que T0 (control) tuvo un valor máximo de remoción de 5,91 % a 22 días de exposición.

Los resultados del análisis de varianza establecen que al menos un tratamiento influye significativamente ($p < 0,05$) en la eficiencia de remoción del NT (Tabla 9). En tanto, en la prueba post hoc de Tukey, que permite evaluar las medias de forma individual, dio a conocer que el NT en T1 y T2 presentaron diferencias significativas ($p < 0,05$) (Figura 10), mientras que los tiempos de exposición de 22, 33 y 44 días no presentaron diferencias significativas ($p > 0,05$) (Figura 11) (ver Apéndice 5).

Tabla 9

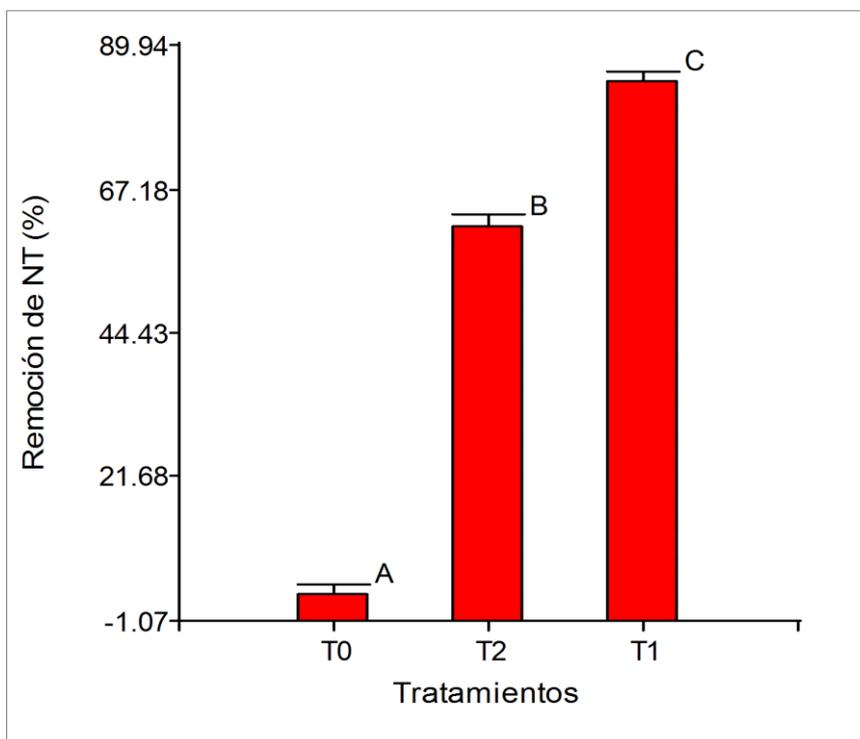
Análisis de la varianza del NT entre los tratamientos y días de exposición

F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
Modelo	43267,92	5	8653,58	249,91	<0,0001
Días	1317,70	3	439,23	12,69	<0,0001
Tratamientos	41950,22	2	20975,11	605,76	<0,0001
Error	1038,78	30	34,63		
Total	44306,70	35			

Nota. Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo I).

Figura 10

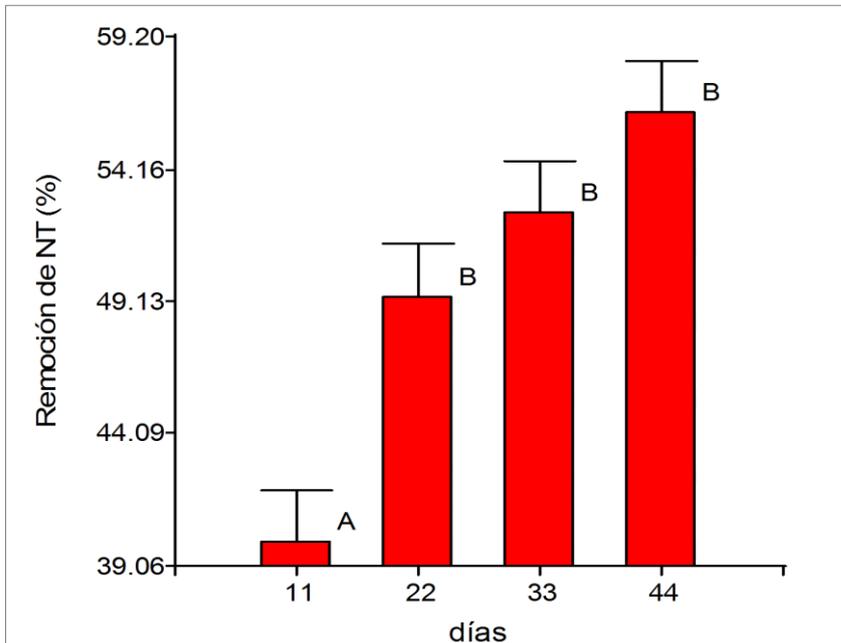
Efecto de los tratamientos en la remoción del NT



Nota. T0= 0 plantas, T1=Plantas de *C. laevigatus*; T2= *S. californicus*.

Figura 11

Efecto de los tiempos de exposición en la remoción del NT



Nota. Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$).

3.2.4. Efecto de las macrófitas en la remoción del fósforo total (PT)

La Tabla 10 muestra los resultados de las mediciones del PT y su eficiencia de remoción.

Los resultados muestran que T1 presentó un valor máximo de eficiencia de remoción de PT con 37,14 % a 44 días de exposición para *C. laevigatus*, mientras que T2 registro un valor máximo de remoción de PT con 22,80 % a 44 días de exposición. Mientras que T0 (control) tuvo un valor máximo de remoción de 5,70 % a 44 días de exposición.

Tabla 10

Valores de la eficiencia de remoción del fósforo total en los tratamientos y a distintos días

Tratamientos	días	Entrada		Salida		Eficiencia (%)
		concentración	carga	concentración	carga	
T0	11	8,15	0,35	8,1	0,34	2,85
	22	8,10	0,34	8,0	0,34	0,24
	33	8,19	0,35	7,99	0,34	3,40
	44	8,15	0,35	7,80	0,33	5,70
T1 <i>C. laevigatus</i>	11	8,15	0,35	7,20	0,30	14,28
	22	8,10	0,34	6,80	0,29	14,70
	33	8,19	0,35	5,80	0,24	31,18
	44	8,15	0,35	5,30	0,22	37,14
T2 <i>S. californicus</i>	11	8,15	0,35	7,00	0,31	11,42
	22	8,10	0,34	6,60	0,28	17,64
	33	8,19	0,35	6,70	0,28	20,00
	44	8,15	0,35	6,50	0,27	22,80

Los resultados del análisis de varianza establecen que al menos un tratamiento muestra diferencias significativas ($p < 0,05$) en la eficiencia de remoción del PT (Tabla 11). En tanto, en la prueba post hoc de Tukey, que permite evaluar las medias de forma individual, dio a conocer que el PT en T1 y T2 presentaron diferencias significativas ($p < 0,05$) (Figura 12), mientras que el análisis de subconjuntos de medias homogéneos reveló dos subconjuntos del nivel de tiempos de exposición, los cuales mostraron diferencias significativas entre sí (Figura 13) (ver Apéndice 6 y 7).

Tabla 11

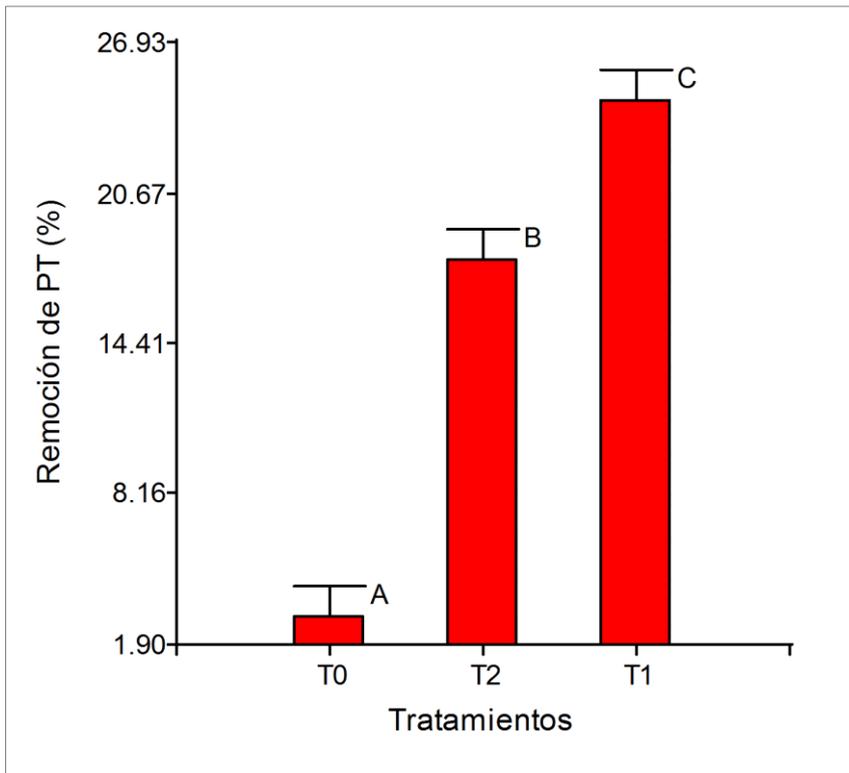
Análisis de la varianza del PT entre los tratamientos y días de exposición

F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
Modelo	3859,37	5	771,87	41,96	<0,0001
Días	947,54	3	315,85	17,17	<0,0001
Tratamientos	2911,83	2	1455,92	79,15	<0,0001
Error	551,81	30	18,39		
Total	4411,18	35			

Nota. Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo I).

Figura 12

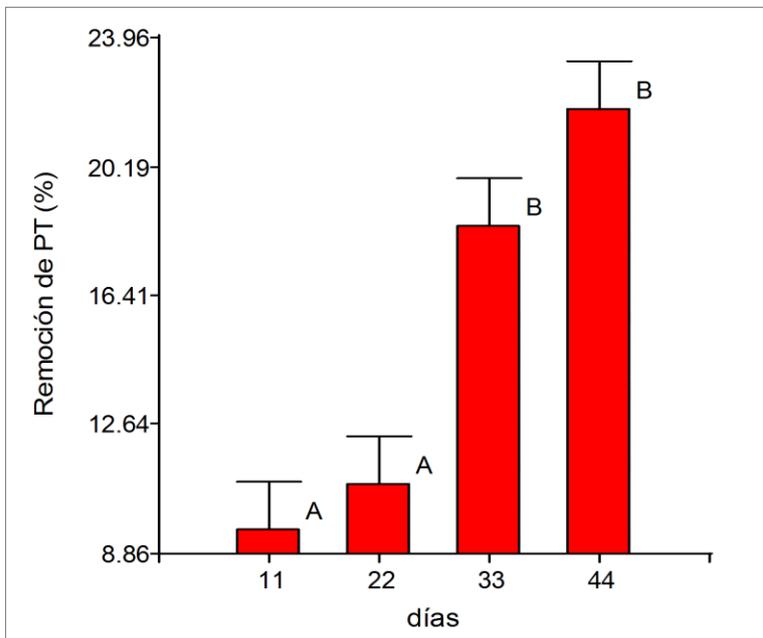
Efecto de los tratamientos en la remoción del PT



Nota. T0= 0 plantas, T1=Plantas de *C. laevigatus*; T2=*S. californicus*.

Figura 13

Efecto de los tiempos de exposición en la remoción del PT



Nota. Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$).

3.2.5. Efecto de las macrófitas en la remoción de los sólidos suspendidos totales (SST)

La Tabla 12 muestra los resultados de las mediciones de los sólidos suspendidos totales y su eficiencia de remoción en los tratamientos y el control.

Tabla 12

Valores de la eficiencia de remoción de los SST en los tratamientos y a distintos días

Tratamientos	Días	Entrada		Salida		Eficiencia (%)
		Concentración	Carga	Concentración	Carga	
T0	11	270	11,66	245	10,58	9,26
	22	260	11,23	250	10,80	3,82
	33	280	12,09	230	9,93	17,86
	44	290	12,52	198	8,55	31,97
T1 <i>C. laevigatus</i>	11	270	11,66	210	9,07	22,32
	22	260	11,23	180	7,77	30,81
	33	280	12,09	160	6,91	42,84
	44	290	12,52	151	6,52	47,92
T2 <i>S. californicus</i>	11	270	11,66	170	7,34	37,04
	22	260	11,23	130	5,61	50,04
	33	280	12,09	125	5,40	55,33
	44	290	12,52	6120	5,18	58,62

Los resultados muestran una variación de los valores para el porcentaje de remoción existentes entre el control y los tratamientos, con una tendencia creciente. Así, T0 (control) tuvo un valor máximo de remoción de 31,97 %, T1 registro un valor máximo de remoción con 47,92 % y T2 presentó un valor máximo de eficiencia de remoción de la SST con 58,62 %, todos estos valores máximos evaluados a 44 días de exposición

Los resultados del análisis de varianza establecen que al menos un tratamiento influye significativamente ($p < 0,05$) en la eficiencia de remoción de los SST (Tabla 13). En tanto, en la prueba post hoc de Tukey, que permite evaluar las medias de forma individual, dio a conocer que los SST en T1 y T2 presentaron diferencias significativas ($p < 0,05$) (Figura 14), mientras que los tiempos de exposición de 11, 22, 33 y 44 días presentaron diferencias significativas ($p < 0,05$) (Figura 15) (ver Apéndice 8 y 9).

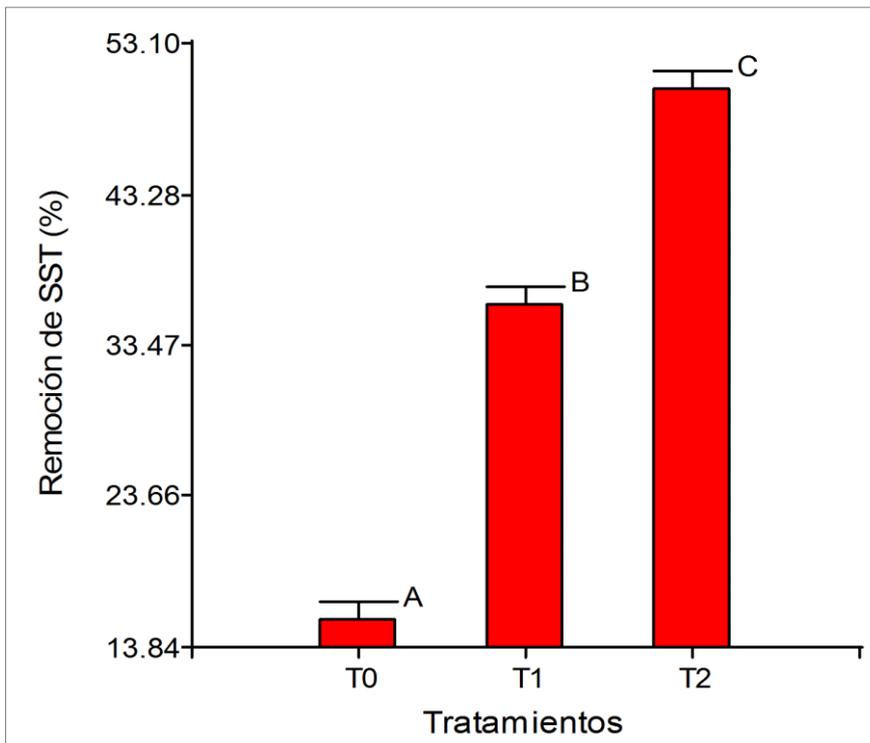
Tabla 13

Análisis de la varianza de los SST entre los tratamientos y días de exposición

F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
Modelo	10154,99	5	2031,00	134,07	<0,0001
Días	2907,76	3	969,25	63,98	<0,0001
Tratamientos	7247,23	2	3623,62	239,20	<0,0001
Error	454,46	30	15,15		
Total	10609,46	35			

Figura 14

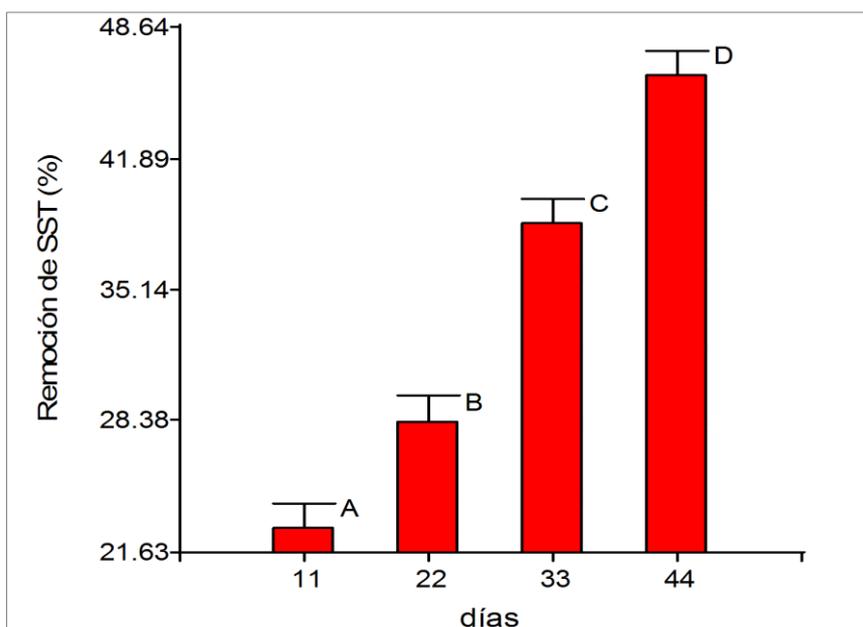
Efecto de los tratamientos en la remoción del SST



Nota. T0= 0 plantas, T1=Plantas de *C. laevigatus*; T2= *S. californicus*.

Figura 15

Efecto de los tiempos de exposición en la remoción de los SST



Nota. Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$).

3.3. Efecto de los tiempos de exposición en el crecimiento relativo de las macrofitas *C. laevigatus* y *S. californicus*

La Tabla 14, muestra los resultados de los promedios de las tasas de crecimiento de las macrofitas *C. laevigatus* y *S. californicus* en los diferentes días de exposición (11, 22, 33 y 44 días).

Tabla 14

Tasa de crecimiento relativo de *C. laevigatus* y *S. californicus*

	Tiempos de exposición (días)			
	11	22	33	44
<i>C. laevigatus</i>	0,034	0,028	0,051	0,040
	0,038	0,026	0,046	0,039
	0,030	0,029	0,048	0,042
Promedio±DS	0,034±0,011	0,027±0,013	0,048±0,012	0,040±0,013
<i>S. californicus</i>	0,0086	0,012	0,011	0,015
	0,0082	0,016	0,012	0,016
	0,018	0,011	0,015	0,014
Promedio±DS	0,011±0,005	0,013±0,0026	0,012±0,0020	0,015±0,001

Todos los resultados muestran ligeras variaciones de la tasa de crecimiento con respecto a el valor inicial. Los resultados muestran para *C. laevigatus* una tasa de crecimiento mayor a 33 días ($0,048 \pm 0,012$), mientras que *S. californicus* mostró una mayor tasa de crecimiento a 44 días de exposición ($0,015 \pm 0,001$). Los resultados del análisis de varianza establecen que los tiempos de exposición (11, 22, 33 y 44 días) influyen significativamente ($p < 0,05$) en la tasa de crecimiento de *C. laevigatus* y *S. californicus* (Tabla 15). Por otro lado, el análisis *post hoc* del análisis de subconjuntos de medias homogéneos revelaron tres subconjuntos de días de exposición con diferencias significativas entre sí (Tabla 16).

Tabla 15

Análisis de la varianza de las tasas de crecimiento de C. laevigatus y S. californicus

Origen	Tipo III de		Cuadrático		
	suma de cuadrados	gl	promedio	F	Sig.
Modelo corregido	0,004 ^a	7	0,001	70,559	0,000
Interceptación	0,015	1	0,015	1756,804	0,000
PLANTAS	0,004	1	0,004	411,611	0,000
Tiempo_exposición	0,000	3	0,000	14,508	0,000
Error	0,000	16	8,762E-6		
Total	0,020	24			

Nota. Pruebas de efectos inter-sujetos..

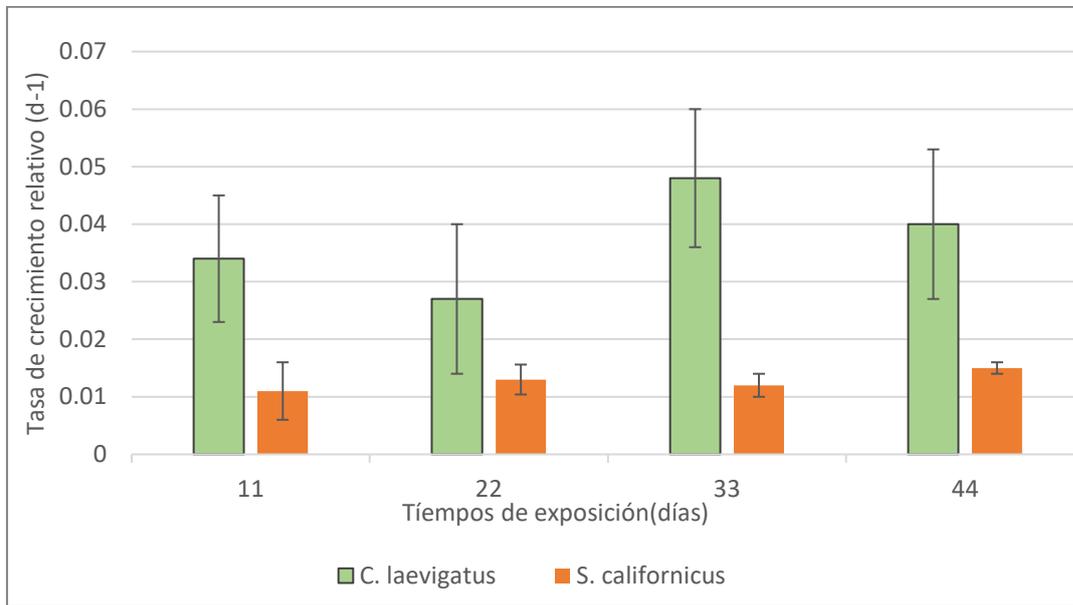
Tabla 16

Prueba post hoc para la tasa de crecimiento vs. días de exposición

Tiempo exposición	Tasa de crecimiento relativo			
	N	Subconjunto		
		1	2	3
22 días	6	0,0203333		
11 días	6	0,0228000	0,0228000	
44 días	6		0,0276667	0,0276667
33 días	6			0,0305000
Sig.		0,0492	0,049	0,0376

Figura 16

Comparaciones de las tasas de crecimiento de C. laevigatus y S. californicus a diferentes tiempos de exposición



CAPITULO IV: DISCUSIÓN

4.1. Características físico-químicos de las aguas residuales agroindustriales iniciales

El tratamiento de aguas residuales industriales es un complejo problema que se inicia con la caracterización fisicoquímica, pudiendo presentar parámetros con concentraciones muy altas. En esta investigación el valor promedio de pH obtenido ($8,66 \pm 1,2$) fue superior a los LMP de efluentes para vertidos a cuerpos de aguas (6,5-8-5) (MINAM, 2010). Este valor alto de pH (9,3) también ha sido reportados por Saeed *et al.* (2018) en aguas residuales conteniendo sub productos agrícolas. En esta investigación la alcalinidad de las aguas puede deberse a la presencia de sales como nitrato y fosfatos que suelen contribuir con esta alcalinidad, tal como lo refiere Arrazate (2021).

Para el contenido de materia orgánica en la muestra, lo encontramos representada por la DBO₅ cuyo valor promedio ($280 \pm 65,0$ mg/L) es superior a los LMP para vertidos de cuerpos de agua (100 mg/L). De igual modo Saeed *et al.* (2018) reportaron valores de 215,0 mg/L para la DBO₅ para agua residual con alto contenido orgánico. Las aguas residuales que provienen de procesos industriales cuyos insumos son vegetales presentan valores elevados para la DBO₅, tal como lo reportan Jorge *et al.* (2022), quienes comunicaron valores promedio de $550 \pm 5,5$ mg/L para la DBO₅ en aguas residuales de la industria del vino. En la presente investigación el valor hallado para la DBO₅ puede estar asociado en su mayoría al contenido de proteína de los insumos de esta industria de fertilizantes. Las proteínas es uno de los principales componentes orgánicos que al ser liberados al medio incrementarían los valores de la DBO₅ de las aguas residuales.

Los sólidos suspendidos totales que presenta el agua residual es superior a la norma ($270 \pm 20,0$ mg/L) (Decreto Supremo 003-2010-MINAM) que contempla valores menores a 150 mg/L. Para el nutriente nitrógeno total (representa: nitrógeno orgánico, amonio, nitrito

y nitrato), los valores promedio determinados fueron altos ($390 \pm 32,34$ mg/L), según lo propuesto por Norma Oficial Mexicana (SEMARNAT, 2021) que establece valores menores a 30 mg/L; mientras que para el fósforo total (representado por fósforo orgánico e inorgánico), los valores promedio ($8,15 \pm 1,56$ mg/L) estuvieron dentro de lo sugerido por la Norma Oficial Mexicana (SEMARNAT, 2021), que establece valor límite a 18 mg/L para este parámetro. Estos compuestos son reconocidos como no deseables en aguas residuales que van a ser evacuadas al ambiente; pero para los tratamientos biológicos son adecuados en la medida de la cantidad que se aplique. Así mismo, su exceso en este parámetro resulta ser un inhibidor del metabolismo microbiano en ecosistemas acuáticos (Zhou *et al.*, 2023).

Las aguas residuales del proceso de la industria del fertilizante presentaron altas cargas en nitrógeno total, DBO₅, sólidos suspendidos y una marcada alcalinidad, por lo que estos contenidos líquidos resultan ser nocivos para organismos acuáticos y el hombre debido a su composición química, siendo su tratamiento sumamente importante para el medio ambiente.

4.2. Efecto de las macrófitas *C. laevigatus* y *S. californicus* en la remoción de los contaminantes de aguas residuales agro industriales

En esta investigación la eficiencia de la remoción de la conductividad eléctrica fue mayor para *S. californicus* (57,62 %) a 44 días de exposición, mientras que *C. laevigatus* logró remociones de 50,80 % a 33 días de exposición. El valor más bajo de la CE fue obtenido en T2 a razón de 0,58 mS/cm. Resultados similares en la remoción de la conductividad eléctrica fueron reportados por Parra (2020), al realizar el tratamiento de aguas residuales usando la macrofita *Hydrocotyle bonaerensis*, quien logró una remoción de 50 % de la CE. Así mismo, Nuñez (2016) logró una remoción del 55 % de la conductividad eléctrica usando la macrofita *Cyperus papyrus*. Una menor remoción de la CE fue reportada por García-Ávila (2020) en el tratamiento de aguas residuales municipales, obteniendo para *Phragmites australis* un 19,85 % y para *Cyperus papyrus* una remoción de 23,33 %. En esta investigación la disminución de la conductividad eléctrica es causada por una disminución de iones que se encuentran como iones de hidrógeno (H⁺), hidróxidos (OH⁻) y nutrientes como el fosfato y nitrato, de tal forma que una disminución de nutrientes influenciada por el consumo de las plantas genera una caída de este parámetro, tal como lo refiere Levlin (2010). Estos

resultados obtenidos muestran a *S. californicus* y *C. laevigatus* como plantas potenciales en el control de la conductividad en el tratamiento de aguas residuales agroindustriales.

En esta investigación fue obtenida una máxima remoción de 93,83 % para la DBO₅ a 44 días de exposición para *S. californicus*. Mientras que con *C. laevigatus* se obtuvo 86,27 %. El análisis de varianza (ANOVA) aplicado sobre los días de exposición y la remoción de la DBO₅ mostraron una variación muy significativa ($p < 0,05$) lo que puede suponer que el incremento en la exposición de las aguas residuales en el humedal contribuye a disminuir este parámetro. Así mismo, altas remociones de la DBO₅ fueron comunicados por Kibetu *et al.* (2016) al tratar aguas residuales con la macrófita *Cyperus papyrus* obteniendo 94,45 %. García-Ávila *et al.* (2020) reportaron remoción de la DBO₅ en 80,69 % usando la planta *Cyperus papyrus*. Mientras Rojas *et al.* (2013) reportaron la remoción de 59,4 % en aguas residuales usando *S. californicus* a 30 días de exposición. En esta investigación el uso de *S. californicus* y *C. laevigatus* permitió altas remociones de la DBO₅ lo que podría deberse a estas plantas que generan una alta absorción de compuestos orgánicos; así como una alta oxidación generada por la comunidad bacteriana alojado en este sistema de humedal artificial, tal como lo señala la Agencia de Protección Ambiental de los EE.UU. (USEPA, 2000).

Con respecto a la disminución del NT, en esta investigación fue obtenida una máxima remoción de NT con 90,13 % a 44 días de exposición con *C. laevigatus*, mientras que *S. californicus* presentó una máxima remoción con 77,93 %, el control que no llevo planta registró una remoción máxima de 5,91 %, en donde la eficiencia de remoción para los sistemas con vegetación fue significativamente mayor a la que no tuvo vegetación. Esto muestra una clara evidencia de la contribución de los macrófitos en la eliminación de nitrógeno. Estos altos niveles de eficiencia de remoción son comparables a los reportados por Goren *et al.* (2021) en el tratamiento de aguas residuales industriales utilizando la planta *Cyperus alternifolius* L. reportando el valor de 82,7 % para un periodo de exposición de 67 días. Otros reportes en la remoción de NT han sido presentados por Parra (2020) en humedales artificiales con la macrófita *H. bonaerensis*, logrando una remoción de 90,7 % de este nutriente. En los humedales, el mecanismo de eliminación de NT incluye la volatilización del nitrógeno amónico, la nitrificación-desnitrificación, la absorción por las

plantas y la adsorción por las raíces de las plantas de la rizosfera, tal como lo explica Li *et al.* (2021). La diferencia en la eficiencia de eliminación de NT observada en los sistemas con plantas y sin plantas (control) implica que la acumulación y la absorción son los mecanismos que justificarían la disminución del NT. Además, en esta investigación la muestra inicial registró concentraciones de NT ($390 \pm 32,34$ mg/L). Estas altas concentraciones del nutriente pueden provocar una disminución del crecimiento e incluso ser tóxicas para la mayoría de las plantas, tal como refiere Brito y Kronzucker (2002) y Li *et al.* (2021). Los resultados de la presente investigación muestran que las plantas *C. laevigatus* y *S. californicus* lograron adaptarse y consumir nitrógeno de manera más eficiente. Por lo que, el uso de estas plantas son una opción en el tratamiento de aguas con alto contenido de nitrógeno.

En esta investigación la máxima remoción de fósforo total fue realizada por *C. laevigatus* con 37,14 %; mientras que *S. californicus* presentó una máxima remoción con 22,80 % para PT. Estos valores de remoción son comparados con los resultados de Kibetu *et al.* (2016) al tratar aguas residuales con la macrófita *Cyperus papyrus* obteniendo remociones del 23,57 %. En esta investigación, la disminución de fósforo está relacionada con los tratamientos que influyen significativamente en la eficiencia de la remoción del fósforo total ($p < 0,05$). Además, la remoción de este nutriente presente en aguas residuales se produce gracias a que este nutriente es asimilado por parte de las plantas, generando crecimiento, tal como se refleja en esta investigación; donde *C. laevigatus* presentó un mayor crecimiento significativo ($p < 0,05$) con respecto *S. californicus*. Otros autores, también corroboran una menor remoción de fosforo por *S. californicus*; así Rigotti *et al.* (2021) reportó una mayor remoción (31 %) *Tipha domingensis* que con *S. californicus*, quien parece necesitar un mayor tiempo para adaptarse a las condiciones del humedal. En consecuencia, este nutriente que generalmente es sedimentado y adsorbido por parte del lecho, sería asimilado por la planta mejor adaptada como *C. laevigatus*.

Relativo a los sólidos suspendidos totales (SST), en esta investigación fue obtenida una remoción máxima de 58,62 % en el tratamiento que utilizó *S. californicus*, mientras que para el tratamiento que utilizó *C. laevigatus* obtuvieron 47,92 % de remoción. Estos valores son comparables con las eficiencias de eliminación reportados por García-Ávila (2020) quienes

usaron la planta *Phragmites australis* para el tratamiento de aguas residuales municipales obteniendo 47,2 % de remoción. En esta investigación el ANOVA a los días de exposición y las eficiencias de remoción de los SST presentaron diferencias significativas ($p < 0,05$), lo que refleja la influencia del tiempo de retención (tiempo de exposición) en la eliminación de estas partículas en el cuerpo de agua. Este comportamiento es respaldado por Manios *et al.* (2003) quienes reportaron diferencias en la remoción de SST de influentes sometidos a tiempos de retención crecientes. Para Manios *et al.* (2003) la reducción de los SST es un proceso físico más que microbiológico y que se ve afectado por el tiempo de retención que permite que las matrices que comprende el lecho del humedal formen sistemas filtrantes capaces de eliminar los sólidos suspendido. Por lo tanto, en esta investigación se logró disminuir los SST en base al tiempo de retención (tiempo de exposición) asociado al tipo de material usado como lecho del humedal.

4.3. Efecto de los tiempos de exposición en el crecimiento relativo de las macrófitas *Cyperus laevigatus* y *Schoenoplectus californicus*

En esta investigación *C. laevigatus* obtuvo una mayor tasa de crecimiento relativo de $0,048 \text{ d}^{-1}$ a 33 días de exposición, seguida de *S. californicus* con $0,015 \text{ d}^{-1}$ a 44 días de exposición. Esta diferencia significativa ($p < 0,05$) en la tasa de crecimiento relativo entre las especies evaluadas se debió a un mayor crecimiento de tubérculos en los rizomas de *C. laevigatus*, lo que se vio reflejado en una mayor cantidad de biomasa en peso seco de la planta. La tasa de crecimiento relativo fue calculada como el peso final de la biomasa en relación al peso inicial de la biomasa durante un período específico de tiempo, tal lo recomendado por Wang *et al.* (2016); para nuestro experimento fueron evaluados a 11, 22, 33 y 44 días. Entonces, una tasa de crecimiento relativo más alta indica un rápido desarrollo de la planta.

El ANOVA entre los tiempos de exposición y las tasas de crecimiento presentaron una alta diferencia significativa ($p < 0,05$) lo que demuestra la influencia del tiempo en el incremento de biomasa de las plantas evaluadas. La misma tendencia fue reportada por Fu y He (2015) con tasa de crecimiento relativo de $0,039 \text{ d}^{-1}$ para la macrofita *Alisma orientale* en un periodo de 30 días en aguas residuales sintéticas. De la misma manera Sudiarto *et al.* (2019) reportaron en las macrófitas *Pistia stratiotes* y *Eichhornia crassipes* tasas de crecimiento

relativo de 0,09 y 0,06 d⁻¹ respectivamente, en 21 días de exposición a aguas residuales con un alto contenido de nutrientes (151,67 mg/L de NT y 82,7 mg/L de PT).

Por otro lado, Rigotti *et al.* (2012), explican que el crecimiento de estas plantas es generalmente influenciado por la absorción de nutrientes (N y P) presentes en las aguas tratadas. En esta investigación encontramos un alto contenido de NT (390 mg/L) y moderado en PT (8,15 mg/L) en las aguas residuales iniciales, que al ser expuestas a *C. laevigatus* permitió alta remoción de NT (90,13 %) a 44 días de exposición, lo que demuestra su adaptabilidad a altas concentraciones de NT y un mayor crecimiento. Por lo tanto, esta especie podría ser la más adecuada que *S. californicus* en mantener la sostenibilidad de un sistema de eliminación de nutrientes, así mismo, el incremento de su biomasa puede ser aprovechada para otros fines, como sustrato de digestión anaeróbica, alimento para animales o materia prima o para la producción de bioetanol

CAPÍTULO V: CONCLUSIONES

1. Las aguas residuales del proceso de la industria del fertilizante presentaron altas concentraciones de nitrógeno total (390 mg/L), DBO₅ (280,0 mg/L), sólidos suspendidos (270,0 % mg/L) y pH (8,66), por lo que este efluente resulta un peligro para la salud humana y vida acuática debido sus características fisicoquímicas y su alto contenido de carga orgánica y nitrógeno.
2. La macrófita *S. californicus* logró una remoción significativa para la conductividad eléctrica (57,62 %) y SST (58,62 %) a 44 días de exposición, mientras que *C. laevigatus* fue más eficiente en la remoción del NT (90,13 %) y PT (37,14 %) presentes en las aguas residuales.
3. Existe una alta influencia en los tiempos de exposición con el crecimiento relativo de ambas plantas evaluadas. La macrófita *C. laevigatus* fue la que presentó mayor tasa de crecimiento (0,048 d⁻¹) que *S. californicus* (0,015 d⁻¹) a 44 días de exposición con las aguas residuales industriales.
4. La macrófita *C. laevigatus* logró una mayor eficiencia de remoción de los nutrientes (NT y PT) a 44 días de exposición, lo que demuestra su adaptabilidad a altas concentraciones de estos contaminantes y presentar un mayor crecimiento. Por lo tanto, esta especie podría ser la más adecuada que *S. californicus* en mantener la sostenibilidad de un sistema de eliminación de nutrientes como son los humedales artificiales.

CAPÍTULO VI: RECOMENDACIONES

1. Se recomienda ampliar la cantidad de parámetros físico y químicos usados en esta investigación (Demanda química de oxígeno, Oxígeno disuelto, turbiedad, nitritos, nitratos, etc.).
2. Se recomienda ampliar la investigación incrementando los tiempos de exposición para poder evidenciar su efecto en el desarrollo de las plantas.
3. Se recomienda considerar otras especies de macrófitas y poder compararlos con los obtenidos en esta investigación.
4. Se recomienda realizar estudios que evalúen implementar diferentes soportes en la construcción de los humedales, de tal manera que se pueda tener un mayor conocimiento del comportamiento los sólidos en suspensión en la columna de agua del humedal.
5. Se recomienda evaluar el contenido de otros contaminantes como metales pesados en las aguas residuales de la industria de fertilizantes.

REFERENCIAS

- Al-Saedi, R., Smettem, K., y Siddique, K. H. M. (2018). Nitrogen removal efficiencies and pathways from unsaturated and saturated zones in a laboratory-scale vertical flow constructed wetland. *Journal of Environmental Management*, 228, 466–474. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.09.048>
- Arrazate, B. (2021). *Tratamiento de aguas residuales provenientes del proceso de elaboración de fertilizante orgánico líquido con alta carga de nitrógeno*. [Tesis de posgrado, Centro de investigación y asistencia en tecnología y diseño del estado de Jalisco]. Repositorio Institucional CIATEJ <https://ciatej.repositorioinstitucional.mx/jspui/bitstream/1023/767/1/Brunet%20Merary%20Arrazate%20Zazueta.pdf>
- Armstrong, W., D. Cousins, J. Armstrong, D.W. Turner y P.M. Beckett. (2000). Oxygen distribution in wetland plant roots and permeability barriers to gas-exchange with the rhizosphere: A microelectrode and modelling study with *Phragmites australis*. *Ann. Bot-London* 86(3): 687–703. <http://dx.doi.org/10.1006/anbo.2000.1236>
- Aziz, A., Basheer, F., Sengar, A., Irfanullah, Khan, S.U. y Farooqi, I.H. (2019). Biological wastewater treatment (anaerobic-aerobic) technologies for safe discharge of treated slaughterhouse effluent *Sci. Total Environ.* 686: 681–708. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.295>
- Azman, N.F., Abdeshahian, P., Al-Shorgani, N.K.N., Hamid, A.A. y Kalil, M.S. (2016). Production of hydrogen energy from dilute acid-hydrolyzed palm oil mill effluent in dark fermentation using an empirical model. *Int. J. Hydrogen Energy* 41 (37), 16373–16384. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2016.05.085>.
- Bhandari, V. M., Sorokhaibam, L. G., y Ranade, V. V. (2016). Industrial wastewater treatment for fertilizer industry—A case study. *Desalination and Water Treatment*, 1–11. doi:10.1080/19443994.2016.1186399
- Blanco, J. A. (2019). Suitability of *Totora* (*Schoenoplectus californicus* (CA Mey.) Soják) for its use in constructed wetlands in areas polluted with heavy metals. *Sustainability*, 11(1), 19. <https://doi.org/10.3390/su11010019>
- Bodelier, P. y Dedysh, S.N. (2013). Microbiology of wetlands. *Front. Microbiol.* 4: 79. <https://doi.org/10.3389%2Ffmicb.2013.00079>

- Britto, D. T., y Kronzucker, H. J. (2002). NH₄⁺ toxicity in higher plants: a critical review. *Journal of Plant Physiology*, 159(6), 567–584. doi:10.1078/0176-1617-0774.
- Carvalho, J., Borguetti, I., Cartas, L., Woiciechowski, A., Soccol, V. y Soccol, C., (2018). Biorefinery integration of microalgae production into cassava processing industry: Potential and perspectives. *Bioresour. Technol.* 247, 1165–1172. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.213>
- Cheng, Y.W., Chong, C.C., Lam, M.K., Leong, W.H., Chuah, L.F., Yusup, S., Setiabudi, H. D., Tang, Y. y Lim, J.W. (2021). Identification of microbial inhibitions and mitigation strategies towards cleaner bioconversions of palm oil mill effluent (POME): A review. *J. Clean. Prod.* 280, 124346. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124346>.
- Choudhary, A. K., Kumar, S., y Sharma, C. (2011). Constructed wetlands: an approach for wastewater treatment. *Elixir Pollution*, 37(8), 3666-3672.
- Dahiya, S., Kumar, A.N., Sravan, J.S., Chatterjee, S., Sarkar, O. y Mohan, S.V. (2018) Food waste biorefinery: Sustainable strategy for circular bioeconomy. *Bioresour. Technol.* 248: 2–12. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.07.176>.
- Elliott, L., Gilmour, C.M, Lynch, J.M, y Tittmore D. (1984). Bacterial colonization of plant roots. In: Todd RL, Giddens JE, editors. *Microbial – plant interactions*. Madison: Soil Science Society of America: 1–16.
- Ezeonu, C.S., Tagbo, R., Anike, E.N, Oje, O.A, y Onwurah, I.N. (2012). Biotechnological tools for environmental sustainability: prospects and challenges for environments in Nigeria-a standard review. *Biotechnol Res Int.* 2012;2012:450802. doi: 10.1155/2012/450802
- Fernández, A (2011). Informe de país Perú “Aguas residuales en el Perú, problemática y uso en la agricultura”. ANA. 19 p.
- Ferreira, L.C., Fernandes, J.R., Peres, J.A., Tavares, P.B. y Lucas, M.S. (2021). Wireless UVA LEDs-driven AOP in the treatment of agro-industrial wastewaters. *Environ. Res.* 200, 111430. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.111430>
- Fu, X., y He, X. (2015). Nitrogen and phosphorus removal from contaminated water by five aquatic plants. In 2015 International Conference on Mechatronics, Electronic, Industrial and Control Engineering (MEIC-15) (pp. 1274-1277). Atlantis Press. <https://doi.org/10.2991/meic-15.2015.290>

- García-Ávila, F. (2020). Treatment of municipal wastewater by vertical subsurface flow constructed wetland: Data collection on removal efficiency using *Phragmites Australis* and *Cyperus Papyrus*. *Data in brief*, 30, 105584. ISSN 2352-3409 <https://doi.org/10.1016/j.dib.2020.105584>
- Gao, P., y Zhang, C. (2022). Study on Phosphorus Removal Pathway in Constructed Wetlands with Thermally Modified Sepiolite. *Sustainability*, 14(19), 12535. MDPI AG. Retrieved from <http://dx.doi.org/10.3390/su141912535>.
- Godoi, L.A.G., Camiloti, P.R., Bernardes, A.N., Sanchez, B.L.S., Torres, A.P.R., Gomes, C. y Botta, L.S. (2019). Seasonal variation of the organic and inorganic composition of sugarcane vinasse: main implications for its environmental uses. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 26, 29267–29282. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06019-8>.
- Gogate, P. y Pandit, A. (2004). Review of imperative technologies for wastewater treatment I: Oxidation technologies at ambient conditions, *Adv. Environ. Res.* 8: 501–551, doi: 10.1016/S1093-0191(03)00032-7.
- Goren, A. Y., Yucel, A., Sofuoglu, S. C., y Sofuoglu, A. (2021). Phytoremediation of olive mill wastewater with *Vetiveria zizanioides* (L.) Nash and *Cyperus alternifolius* L. *Environmental Technology y Innovation*, 24, 102071.
- Gupta, A., Gupta, R. y Singh, R.L. (2016) Microbes and Environment. Principles and Applications of Environmental. *Biotechnology for a Sustainable Future*. 15:43–84. doi: 10.1007/978-981-10-1866-4_3. PMID: PMC7189961.
- Haselroth, K.J., Wilke, P., Dalla Costa, I.M., Lustoza Rotta, V.M., Rosado, A.F. y Hermes, E. (2021). Effectiveness of *Aeromonas hydrophila* for the removal of oil and grease from cattle slaughterhouse effluent. *J. Clean. Prod.* 287, 125533. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.125533>.
- Headley, T.R. y R.H. Kadlec. (2007). Conducting hydraulic tracer studies of constructed wetlands: A practical guide. *J. Environ. Qual.* 7(3-4): 269–282.
- Hernández-Sampieri, R. y Mendoza, P. (2018). Metodología de le investigación (6ta ed.). McGraw-Hill: Interamericana. México D.F.
- Holland, J. Martin, F., Granata, T., Bouchard, V., Quigley, M. y Brown, L. (2004). Effects of wetland depth and flow rate on residence time distribution characteristics, *Ecological Engineering*, 23 (3): 189-203. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2004.09.003>.

- Ibekwe, A.M., Grieve, C.M. y Lyon, S.R. (2003). Characterization of microbial communities and composition in constructed dairy wetland wastewater effluent. *Appl. Environ. Microbiol.* 69(9): 5060–5069.
- Ingrao, C. Failla, S. y Arcidiacono, C. (2020). A comprehensive review of environmental and operational issues of constructed wetland systems. *Current Opinion in Environmental Science y Health*, 13: 35-45
<https://doi.org/10.1016/j.coesh.2019.10.00>.
- Jampeetong, A. Brix, H., y Kantawanichkul, S. (2012). Response of *Salvinia cucullata* to high NH₄⁺ concentrations at laboratory scales. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 79: 69-74. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2011.12.003>.
- Jorge, N., Teixeira, A. R., Lucas, M. S. y Peres, J. A. (2022). Agro-Industrial Wastewater Treatment with Acacia dealbata Coagulation/Flocculation and Photo-Fenton-Based Processes. *Recycling*, 7(4), 54. <http://dx.doi.org/10.3390/recycling7040054>
- Kafle, A., Timilsina, A., Gautam, A., Adhikari, K., Bhattarai, A. y Aryal, N. (2022). Phytoremediation: Mechanisms, plant selection and enhancement by natural and synthetic agents, *Environmental Advances*, 8. <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2022.100203>.
- Kappelmeyer U, Wießner A, Kusch P. y Kaßner M. (2002). Operation of a universal test unit for planted soil filters—planted fixed bed reactor. *Eng Life Sci*;2: 311–315. [https://doi.org/10.1002/1618-2863\(20021008\)2:10%3C311](https://doi.org/10.1002/1618-2863(20021008)2:10%3C311).
- Kibetu, P., Kaluli, J., Home, P. y Oonge, Z. (2016). The efficacy of tropical *Cyperus papyrus* in sub-surface flow constructed wetlands for treatment of domestic wastewater under varying gravel media size conditions. *Journal of International Academic Research for Multidisciplinary*. 4, (9): 2320-5083.
- Kumari, M. y Tripathi, B. D. (2014). Effect of aeration and mixed culture of *Eichhornia crassipes* and *Salvinia natans* on removal of wastewater pollutants. *Ecological Engineering*, 62, 48-53.
- Lara, J. (1999). *Depuración de Aguas Residuales Municipales con Humedales Artificiales*. [Tesis de posgrado, Universidad Politécnica de Cataluña]. Repositorio de UPC. https://www.researchgate.net/publication/230887937_Depuracion_de_Aguas_Residuales_Municipales_con_Humedales_Artificiales
- Lecca, E., y Ruiz, E. (2014). Caracterización de las aguas residuales y la demanda bioquímica de oxígeno. *Industrial Data*, 17(1), 71-80.

- Levlin, E. (2010). Conductivity measurements for controlling municipal waste-water treatment. In Proceedings of a polish-Swedish-Ukrainian seminar (pp. 51-62).
- Li, X., Li, Yuyuan, Li, Yong. y Wu, J. (2021). The phytoremediation of water with high concentrations of nitrogen and phosphorus contamination by three selected wetland plants. *J. Water Process Eng.*, 40. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101828>
- Manios, T., Stentiford, E. I. y Millner, P. (2003). Removal of total suspended solids from wastewater in constructed horizontal flow subsurface wetlands. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 38(6), 1073-1085.
- Maine, M.A, Sanchez, G.C., Hadad, H.R., Caffaratti, S., Pedro, M., Mufarrege, M. y Di Luca, G. (2019). Hybrid constructed wetlands for the treatment of wastewater from a fertilizer manufacturing plant: Microcosms and field scale experiments. *Sci Total Environ*; 650(Pt 1):297-302. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.09.044
- Ministerio del Ambiente [MINAM] (2010). Decreto Supremo 003-2010. Ministerio del Ambiente.
- Ministerio del Ambiente [MINAM] (2012). Glosario de términos para la Gestión Ambiental. 396 p.
- Ministerio de Vivienda, Construcción y Saneamiento [VIVIENDA] (2013). Resolución Ministerial N.º 273-2013-Vivienda.
- Molle, P., Lienard, A., Boutin, C., Merlin, G. y Iwema, A. (2005). How to treat raw sewage with constructed wetlands: An overview of the French systems. *Water Sci. Technol.* 51(9): 11–21.doi: <http://dx.doi.org/10.2166/wst.2005.0277>
- Naranjo, P. (1994). Plantas alimenticias del Ecuador precolombino. In M. Ríos and H. Borgtoft Pedersen, eds. *Las Plantas y El Hombre*. Ediciones Abya-Yala, Quito, Ecuador.
- Núñez, M. (2016). *Tratamiento de aguas residuales domésticas a nivel familiar, con humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal, mediante la especie macrófita emergente Cyperus Papyrus (Papiro)*. [Tesis de pregrado, Universidad Peruana Unión]. Repositorio institucional UPEU. <http://hdl.handle.net/20.500.12840/555>

- Nihorimbere, V., Ongena, M., Smargiassi, M., y Thonart, P. (2011). Beneficial effect of the rhizosphere microbial community for plant growth and health. *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement*, 15(2). ISSN 1370-6233.
- Olaoye, R.A., Afolayan, O.D., Adeyemi, K.A., Ajisope, L.O. y Adekunle, O.S. (2020). Adsorption of selected metals from cassava processing wastewater using cow-bone ash. *Sci. African* 10, e00653. <https://doi.org/10.1016/j.sciaf.2020.e00653>.
- Omondi, D. O., y Navalía, A. C. (2020). *Constructed wetlands in wastewater treatment and challenges of emerging resistant genes filtration and reloading*. In *Inland Waters-Dynamics and Ecology*. IntechOpen.
- Parra, E. (2020). *Evaluación de la eficiencia de la remoción de plomo en aguas residuales del río Tarma usando Hydrocotyle bonariensis Lam. y Typha latifolia L. en humedales artificiales*. [Tesis de pregrado, Universidad Católica Sedes Sapientiae]. Repositorio Institucional UCSS. <https://hdl.handle.net/20.500.14095/831>.
- Penesyan, A., Paulsen, I.T., Kjelleberg, S. y Gillings, M.R. (2021). Three faces of biofilms: a microbial lifestyle, a nascent multicellular organism, and an incubator for diversity. *NPJ Biofilms Microbiomes*. 10;7(1):80. doi: 10.1038/s41522-021-00251-2
- Reddy, K.R., A. Wright, A. Ogram, W.F. Debusk y Newman, S. (2002). Microbial processes regulating carbon cycling in subtropical wetlands. Paper read at 17th WCSS, Symposium no. 11, at Thailand
- Rigotti, J.A., Paqualini, J.P. y Rodrigues, L.R. (2021). Root growth and nutrient removal of *Typha domingensis* and *Schoenoplectus californicus* over the period of plant establishment in a constructed floating wetland. *Environ Sci Pollut Res* 28, 8927–8935. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-11681-4>.
- Rebman, J. P., Gibson, J., y Rich, K. (2016). Annotated checklist of the vascular plants of Baja California, Mexico. San Diego Society of Natural History.
- Ranade, V. y Bhandari, V. (2014). *Industrial Wastewater Treatment, Recycling and Reuse*, Elsevier, Amsterdam, doi: 10.1016/B978-0-08-099968-5.09986-4.
- Rodríguez, E., Alvítez, E., Pollack, L., Leiva, S., y Gutiérrez, J. (2022). Notas sobre los elementos florísticos y estado de conservación de cuatro humedales costeros poco conocidos en la región La Libertad, Perú. *Arnaldoa*, 29(1), 49-70. Epub 00 de septiembre de 2022. <https://dx.doi.org/10.22497/arnaldoa.291.29103>

- Rojas, K., Vera, I., y Vidal, G. (2013). Influence of season and species *Phragmites australis* and *Schoenoplectus californicus* on the removal of organic matter and nutrients contained in sewage wastewater during the start up operation of the horizontal subsurface flow constructed wetland. *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia*, (69), 289-299.
- Saeed, T., Muntaha, S., Rashid, M., Sun, G., y Hasnat, A. (2018). Industrial wastewater treatment in constructed wetlands packed with construction materials and agricultural by-products. *Journal of Cleaner Production*, 189, 442-453. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.04.115>
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales [SEMARNAT]. (2021). Norma Oficial Mexicana. NOM-001. Establece los límites permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en cuerpos receptores propiedad de la nación
- Seidel, K. (1978). The cleansing of bodies of water by higher plants. *Garten und Landschaft*. 1:9.
- Sharma, S.S, Dietz, K., Mimura J. y Vacuolar, T. (2016). compartmentalization as indispensable component of heavy metal detoxification in plants. *Plant Cell Environ.* 39(5):1112-26. doi: 10.1111/pce.12706. Epub 2016 Feb 24. PMID: 26729300.
- Stefanakis, A. I. (2020). *Constructed wetlands: description and benefits of an eco-tech water treatment system*. In *Waste management: concepts, methodologies, tools, and applications* (pp. 503-525). IGI Global. <http://dx.doi.org/10.4018/978-1-7998-1210-4.ch025>
- Stottmeister, U., Wießner, A., Kusch, P., Kappelmeyer, U., Kästner, M., Bederski, O. y Moormann, H. (2003). Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. *Biotechnology advances*, 22(1-2), 93-117.
- Su, F., Li, Z., Li, Y., Xu, L., Li, Y., Li, S. y Wang, F. (2019). Removal of total nitrogen and phosphorus using single or combinations of aquatic plants. *International journal of environmental research and public health*, 16(23), 4663. <https://doi.org/10.3390/ijerph16234663>
- Sudiarto, S. I. A., Rengaman, A., y Choi, H. L. (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.

- Tatoulis, T.I.; Tekerlekopoulou, A.G.; Akrotos, C.S.; Pavlou, S. y Vayenas, D.V. (2015). Aerobic biological treatment of second cheese whey in suspended and attached growth reactors. *J. Chem. Technol. Biotechnol.*, 90, 2040–2049.
- Trettin, C. C., Kolka, R. K., Marsh, A. S., Bansal, S., Lilleskov, E. A., Megonigal, P. y Gries, J. (2020). Wetland and Hydric Soils. In: Pouyat, R., Page-Dumroese, D., Patel-Weynand, T., Geiser, L. (eds) *Forest and Rangeland Soils of the United States Under Changing Conditions*. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-45216-2_6
- Tucker (1994). Revision of the Mexican Species of *Cyperus* (Cyperaceae). *Systematic Botany Monographs* 43: 1-213. doi: 10.2307/25027842.
- USDA (2020). Food Data Central. Retrieved from < <https://fdc.nal.usda.gov/index.html>> (July 7, 2020)
- Valverde, F. (2022). *Tratamiento de aguas residuales domésticas mediante el uso de humedales artificiales mejorados con las especies *Cyperus papyrus* y *Phragmites australis**. [Tesis de pregrado, Universidad Científica del Sur]. Repositorio institucional. <https://hdl.handle.net/20.500.12805/2479>
- Vymazal, J. (2005). Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. *Ecol. Eng.* 25(5): 478–490. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2005.07.010>
- Vymazal, J. (2022). The Historical Development of Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. *Land*, 11(2), 174. MDPI AG. Retrieved from <http://dx.doi.org/10.3390/land11020174>.
- Wu, H., Fan, J., Zhang, J., Hao, H., Ngo, D., Guo W., Hu Z. y Lu, J. (2016). Optimization of organics and nitrogen removal in intermittently aerated vertical flow constructed wetlands: Effects of aeration time and aeration rate, International. *Biodeterioration and Biodegradation*. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ibiod.2016.04.031>.
- Zhou, Y., Zhu, Y., Zhu, J., Li, C. y Chen, G. A. (2023). Comprehensive Review on Wastewater Nitrogen Removal and Its Recovery Processes. *Int J Environ Res Public Health*. 20(4):3429. doi: 10.3390/ijerph20043429.
- Zhao, Y. Yang, S. Yang, Q. Wang, C. Feng, Z. y Zhang, Z. (2013). Adsorption of high ammonium nitrogen from wastewater using a novel ceramic adsorbent and the

evaluation of the ammonium-adsorbed-ceramic as fertilizer, *J. Colloid Interface Sci*
393: 264–270, doi: 10.1016/j.jcis.2012.10.028.

TERMINOLOGÍA

Biotecnología. Sistema tecnológico en la que se usa organismos vivos o no vivos para la degradación de contaminantes presentes en los ecosistemas (Ezeonu *et al.*, 2012).

Ecosistemas frágiles. Son ecosistemas que se caracterizan por presentar poblaciones en peligro o muy sensibles a cambios o desequilibrios ecológicos. Lo comprenden Desiertos, humedales, marismas entre otros (Rodríguez *et al.*, 2022).

Efluente. Corresponde a las descargas directas de aguas residuales al ambiente, sus concentraciones son medidas a través de los Límites máximos permisibles (LMP) (Stefanakis, 2020).

Eutrofización. Concepto que está referido al incremento de nutrientes en cuerpos de agua y que genera la reducción de la biodiversidad de un ecosistema (Lecca y Ruiz, 2014).

Fertilizante. Los fertilizantes son sustancias con un gran contenido de nutrientes nitrogenados y fosforados y que se usan para mejorar las características del suelo (Bhandari *et al.*, 2006).

Límite Máximo Permisible. Instrumento de gestión que permite la regulación de elementos o parámetros físico-químicos de efluentes que al ser excedida podría generar problemas a la salud o al ambiente (Ministerio del Ambiente [MINAM], 2012).

Lixiviado. Líquido que se genera de los residuos de algunas reacciones o filtrados y que puede escurrirse y generar contaminación en suelos y cuerpos de agua (MINAM, 2012).

Macrófita. Plantas que viven generalmente en terrenos inundados de agua en todo su ciclo de vida (García-Ávila, 2020).

Muestra simple. Se denomina así a la muestra colectada en un momento y lugar determinado (MINAM, 2012).

Remediación. Esta referida a la tarea de eliminar o atenuar los contaminantes de un lugar o ecosistema afectado (Verma, 2022).

Sedimento. Material que se haya depositado en fondos de ecosistemas marinos o continentales (MINAM, 2012).

Residuo agroindustrial. Contaminantes generados por productos de desecho industrial y la eliminación de residuos conteniendo productos químicos nocivos (Verma, 2022).

APÉNDICES

Apéndice 1

Cálculo de las dimensiones y características hidrológicas del humedal

a. Determinación del ancho del humedal

Fue necesario el uso de la siguiente formula:

$$W = \frac{1}{4} * \left[\frac{(Q)(AS)}{(m)(Ks)} \right]$$

Donde:

W= ancho del humedal artificial

Q= 0,5 m³/día

m=0,005

Ks= 1000 m³/m²/d

As (área superficial)= 20 m

$$W = 2 \text{ m} = \frac{1}{4} * \left[\frac{(0,5 \text{ m}^3/\text{día})(20 \text{ m}^2)}{(0,005)(1000 \text{ m}^2/\text{m}^2/\text{d})} \right]$$

Mientras que el Largo del humedal artificial fue determinada así:

$$L = As / W$$

$$L = 10 \text{ m} = \left[\frac{20 \text{ m}^2}{2 \text{ m}} \right]$$

Tiempo de retención hidráulica

El tiempo de retención hidráulica fue determinado a partir de la siguiente fórmula propuesta por Lara (1999):

$$TRH = \frac{(AS)(Y)(n)}{Q}$$

Donde:

TRH= Tiempo de retención hidráulica

$A_s=20 \text{ m}^2$

$Y=0,40 \text{ m}$

$N=0,4$

$Q= 0,5 \text{ m}^3/\text{día}$ (Caudal medio a través del humedal)

$$Q^* = \frac{Q_e + Q_o}{2}$$

Donde:

Q_e : Caudal de salida $\text{m}^3/\text{día}$

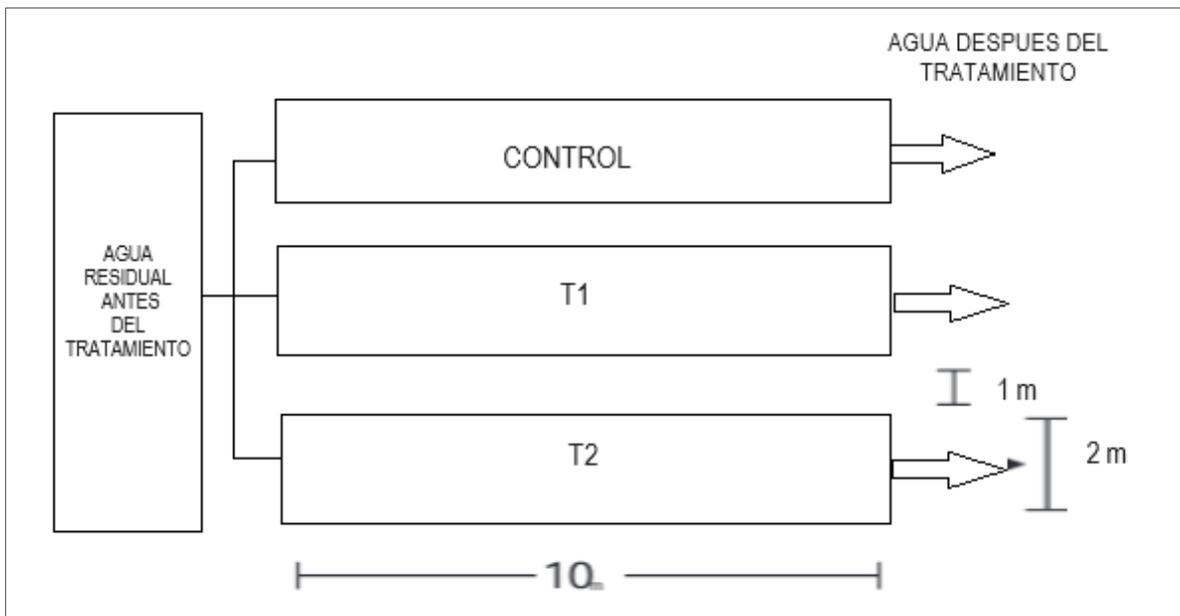
Q_o : Caudal de entrada $\text{m}^3/\text{día}$

$$TRH = 11 \text{ d} = \frac{(20)(0,7)(0,4)}{0,5}$$

*El diseño no asumió pérdidas por evapotranspiración y ganancia por lluvias de los registros históricos del lugar en los meses de operación. Por lo que, el diseño supuso que los caudales de salida y entrada son iguales.

Apéndice 2

Esquema de las unidades experimentales



Apéndice 3

Prueba de Tukey para los resultados de los días de exposición y la remoción de la DBO

HSD-Tukey
Error: 118.5514 gl: 30

días	Medias	n	E.E.	
11	32.11	9	3.63	A
22	52.29	9	3.63	B
44	52.31	9	3.63	B
33	54.65	9	3.63	B

Apéndice 4

Prueba de Tukey para los resultados de la remoción de la DBO y los diferentes tratamientos

Test:Tukey Alfa=0.05 DMS=10.95828
Error: 118.5514 gl: 30

tratamientos	Medias	n	E.E.	
T0	-4.84	12	3.14	A
T2	71.95	12	3.14	B
T1	76.41	12	3.14	B

Apéndice 5

Prueba de Tukey para los resultados de la remoción del NT y los diferentes tiempos de exposición

NT
Test:Tukey Alfa=0.05 DMS=7.54262
Error: 34.6261 gl: 30

días	Medias	n	E.E.	
11	39.97	9	1.96	A
22	49.33	9	1.96	B
33	52.52	9	1.96	B
44	56.32	9	1.96	B

Apéndice 6

Prueba de Tukey para los resultados de la remoción del PT y los diferentes tiempos de exposición

Test:Tukey Alfa=0.05 DMS=5.49735
Error: 18.3936 gl: 30

días	Medias	n	E.E.	
11	9.55	9	1.43	A
22	10.87	9	1.43	A
33	18.42	9	1.43	B
44	21.85	9	1.43	B

Apéndice 7

Prueba de Tukey para los resultados de la remoción del PT y los diferentes tratamientos

Test:Tukey Alfa=0.05 DMS=4.31641
Error: 18.3936 gl: 30

tratamientos	Medias	n	E.E.		
T0	3.04	12	1.24	A	
T2	17.92	12	1.24		B
T1	24.55	12	1.24		C

Apéndice 8

Prueba de Tukey para los resultados de la remoción del SST y los diferentes tratamientos

Test:Tukey Alfa=0.05 DMS=3.91722
Error: 15.1488 gl: 30

tratamientos	Medias	n	E.E.		
T0	15.63	12	1.12	A	
T1	36.07	12	1.12		B
T2	50.19	12	1.12		C

Apéndice 9

Prueba de Tukey para los resultados de la remoción del SST y los diferentes tiempos de exposición

Test: Tukey Alfa=0.05 DMS=4.98895

Error: 15.1488 gl: 30

días	Medias	n	E.E.	
11	22.86	9	1.30	A
22	28.37	9	1.30	B
33	38.51	9	1.30	C
44	46.12	9	1.30	D

Apéndice 10

Valores de los límites máximos permisibles para los efluentes de PTAR

LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES PARA LOS EFLUENTES DE PTAR				
PARÁMETRO			UNIDAD	LMP DE EFLUENTES PARA VERTIDOS A CUERPOS DE AGUAS
Aceites y grasas			mg/L	20
Coliformes Termotolerantes			NMP/100 mL	10,000
Demanda	Bioquímica	de	mg/L	100
Oxígeno				
Demanda	Química	de	mg/L	200
Oxígeno				
pH			unidad	6.5-8.5
Sólidos	Totales	en	mL/L	150
Suspensión				
Temperatura			°C	<35

Apéndice 11

Protocolo para determinar NT

Nitrógeno (total)

No. del programa **35** 


a xylem brand

WTW Modelo No.:	14537
Categoría:	KT (ensayo de reactivos con cubeta)
Cubeta:	16 mm
Rango de medición:	0,50 - 15,00 mg/l N

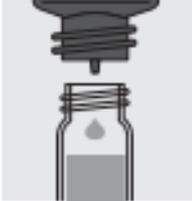
Observación: Antes de ejecutar por primera vez, determinar el valor en blanco del reactivo.



Agregar 10,0 ml de muestra en una cubeta vacía.



Agregar 1 cuchara micrométrica azul rasa de **N-1K**.



Añadir 6 gotas de **N-2K** y cerrar la cubeta con el tapón roscado y mezclar.



Calentar la cubeta en la unidad térmica durante 1 hora a 120 °C.



Colocar la cubeta nuevamente en el soporte y dejar que se enfríe a temperatura ambiente (=muestra preparada).



Añadir 1 cuchara micrométrica azul rasa de **N-3K** en una cubeta de reacción y cerrar la cubeta con el tapón roscado.



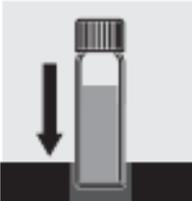
Sacudir la cubeta enérgicamente durante **1 minuto para disolver el material sólido**.



Agregar muy lentamente 1,5 ml de la muestra preparada con la pipeta, cerrar la cubeta con el tapón roscado y mezclar enérgicamente. **Cuidado, la cubeta se calienta mucho!**



Dejar en reposo durante 10 minutos.



Colocar la cubeta en el compartimiento del fotómetro e iniciar la medición.

Apéndice 12

Protocolo usado para determinar PT

Fosfato, total

No. del programa **336**



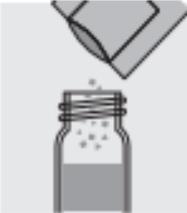

a xylem brand

WTW Modelo No.:	PO4-4 TC
Categoría:	KT (ensayo de reactivos con cubeta)
Cubeta:	16 mm
Rango de medición:	0,06 - 3,50 mg/l PO ₄
	0,020 - 1,141 mg/l PO ₄ -P
	Indicación posible en mmol/l

Observación: Antes de ejecutar por primera vez, determinar el valor en blanco del reactivo.



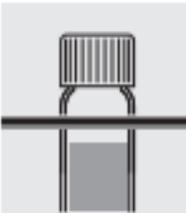
Con una pipeta añadir 5 ml de la muestra en una cubeta de reacción y cerrar la cubeta con el tapón roscado.



Añadir el contenido de un sobresito de **Vario Potassium Persulfate F10 ml** y cerrar la cubeta con el tapón roscado.



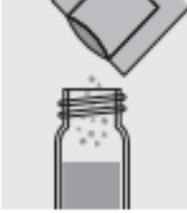
Calentar la cubeta en la unidad térmica durante 30 minutos a 120 °C.



Sacar la cubeta de la unidad térmica, colocarla en el soporte de cubetas y dejar que se enfríe.



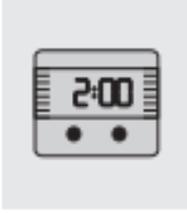
Añadir 2,0 ml **Vario Sodium hydroxide 1.54 N** con una pipeta, cerrar la cubeta con el tapón roscado y mezclar.



Añadir el contenido de un sobresito de **Vario Phosphate RGT F10 ml** y cerrar la cubeta con el tapón roscado.



Sacudir la cubeta durante 10 a 15 s. Una pequeña cantidad de sólido no se disuelve.



Dejar en reposo durante 2 minutos.



Dentro de 8 minutos después de haber añadido el reactivo: Colocar la cubeta en el compartimiento del fotómetro e iniciar la medición.

72

Apéndice 13

Registro fotográfico de la investigación



Preparación del humedal artificial.



Aspecto antes de la siembra de las macrofitas en el humedal artificial.



Equipos e instrumentos usados en la caracterización fisicoquímica. a. Incubadora con frascos Winkler para determinar la DBO. b. Fotómetro



Análisis de las muestras de las aguas residuales



Evaluación microscópica de la muestra de agua residual.