UNIVERSIDAD NACIONAL DE TUMBES

FACULTAD DE CIENCIAS AGRARIAS

ESCUELA DE INGENERÍA FORESTAL Y MEDIO AMBIENTE

Tratamiento combinado de filtro de arena-grava, fitorremediación y biocarbón para el efluente de una PTAR

TESIS para optar el título profesional de Ingeniero Forestal y Medio Ambiente

Autor:

Bach. Carlo André Jiménez Ruiz

Tumbes, 2026

UNIVERSIDAD NACIONAL DE TUMBES

FACULTAD DE CIENCIAS AGRARIAS

ESCUELA DE INGENIERÍA FORESTAL Y MEDIO AMBIENTE

Tratamiento combinado de filtro de arena-grava, fitorremediación y biocarbón para el efluente de una PTAR

Tesis aprobado en forma y estilo por

Dr. Gerardo Juan Francisco Cruz Cerro **(presidente): ……**

CODIGO ORCID: 0000-0001-6096-0183

Mg. José Antonio Silva Chávez **(secretario): ……..**

CODIGO ORCID: 0000-0001-5763-407X

Mg. John Henrry Rimaycuna Ramirez **(vocal): ……**

CODIGO ORCID: 0000-0002-2767-9733

Tumbes, 2026

UNIVERSIDAD NACIONAL DE TUMBES

FACULTAD DE CIENCIAS AGRARIAS

ESCUELA DE INGENIERÍA FORESTAL Y MEDIO AMBIENTE

Tratamiento combinado de filtro de arena-grava, fitorremediación y biocarbón para el efluente de una PTAR

Los suscritos declaramos que el proyecto de tesis es original en su contenido y forma

Bach. Jimenez Ruiz Carlo André **(Autor)**

Mg. John Henrry Rimaycuna Ramirez **(Asesor)**

CODIGO ORCID: 0000-0002-2767-9733

Tumbes, 2026

UNIVERSIDAD NACIONAL DE TUMBES
FACULTAD DE CIENCIAS AGRARIAS
EX FUNDO FISCAL LA CRUZ-CAMPUS UNIVERSITARIO
SECRETARIA ACADÉMICA

"Año de la Esperanza y el Fortalecimiento de la Democracia"

ACTA DE SUSTENTACIÓN DE TESIS PRESENCIAL

En Tumbes, al primer día del mes de octubre de dos mil veintiséis, siendo las DIEZ horas, con TREINTA minutos (10:30), de la MAÑANA, de forma presencial en las Instalaciones del Departamento Académico de Ingeniería Forestal y Gestión Ambiental. se reunieron el Jurado Calificador, designado por Resolución Nº 075-2025/UNTUMBES-VRACAD-FCA-D, **Dr. Gerardo Juan Francisco Cruz Cerro** (Presidente), **Mg. José Antonio Silva Chávez** (Secretario), **Mg. John Henrry Rimaycuna Ramírez** (Vocal) reconociendo en la misma resolución además, al **Mg. John Henrry Rimaycuna Ramírez,** como **Asesor**, se procedió a evaluar, calificar y deliberar la sustentación de la tesis, **"Tratamiento combinado de filtro de arena-grava, fitorremediación y biocarbón para el efluente de una PTAR";** para optar el Título Profesional de Ingeniero Forestal y Medio Ambiente, presentado por el **Bach. Carlo André Jiménez Ruiz,** Concluida la sustentación y absueltas las preguntas, por parte del sustentante y después de la deliberación, el jurado según el artículo Nº 75 del Reglamento de Tesis para Pregrado y Posgrado de la Universidad Nacional de Tumbes, declara al: **Bach. CARLO ANDRÉ JIMÉNEZ RUIZ,** ..APROBADO...., por ..UNANIMIDAD....., con el calificativo .....BUENO.....,

Se hace conocer al sustentante, que deberá levantar las observaciones finales hechas al informe final de tesis, que el jurado le indica.

En consecuencia, queda .....EXPEDITO..... para continuar con los trámites correspondientes a la obtención del Título Profesional de Ingeniero Forestal y Medio Ambiente, de conformidad con lo estipulado en la Ley Universitaria Nº 30220, el Estatuto, Reglamento General, Reglamento General de Grados y Títulos y Reglamento de Tesis de la Universidad Nacional de Tumbes.

Siendo las .....ONCE..... horas y TREINTA..... minutos del mismo día, se dio por concluida la ceremonia académica, procediendo a firmar el acta en presencia del público asistente.

Tumbes, ...03 DE OCTUBRE 2026.....

Dr. Gerardo Juan Francisco Cruz Cerro DNI Nº 80661595 CODIGO ORCID: 0000-0001-6096-0183 Presidente	**Mg. José Antonio Silva Chávez** DNI Nº 41013171 CODIGO ORCID: 0000-0001-5763-407X Secretario
Mg. John Henrry Rimaycuna Ramírez DNI Nº 70047386 CODIGO ORCID: 0000-0002-2767-9733 Vocal	

C.C. - JURADOS (03) -ASESOR Y(CO)-INTERESADO-ARCHIVO (Decanato)
S.acad.

Carlo Jimenez Ruiz

TESIS_JIMENEZ RUIZ CARLO ANDRE

Informes de Tesis



Mg. John Rimaycuna Ramirez
Orcid: 0000-0002-2767-9733

Detalles del documento

Identificador de la entrega
trn:oid:::3117:653595322

Fecha de entrega
12 nov 2026, 9:25 GMT-5

Fecha de descarga
12 nov 2026, 9:30 GMT-5

Nombre del archivo
TESIS_JIMENEZ RUIZ CARLO ANDRE.docx

Tamaño del archivo
10.0 MB

61 páginas

14.049 palabras

74.631 caracteres

turnitin Página 1 de 64 - Portada Identificador de la entrega trn:oid:::3117:653595322

2% Similitud general

El total combinado de todas las coincidencias, incluidas las fuentes superpuestas, para ca...

Filtrado desde el informe

- Coincidencias menores (menos de 15 palabras)

Fuentes principales

1% Fuentes de Internet
0% Publicaciones
1% Trabajos entregados (trabajos del estudiante)

Marcas de integridad

N.° de alertas de integridad para revisión

Los algoritmos de nuestro sistema analizan un documento en profundidad para buscar inconsistencias que permitirían distinguirlo de una entrega normal. Si advertimos algo extraño, lo marcamos como una alerta para que pueda revisarlo.

Una marca de alerta no es necesariamente un indicador de problemas. Sin embargo, recomendamos que preste atención y la revise.



Mg. John Rimaycuna Ramírez
Orcid: 0000-0002-2767-9733

Fuentes principales

1% Fuentes de Internet
0% Publicaciones
1% Trabajos entregados (trabajos del estudiante)

Fuentes principales

Las fuentes con el mayor número de coincidencias dentro de la entrega. Las fuentes superpuestas no se mostrarán.

1 Internet
alicia.concytec.gob.pe <1%

2 Internet
anyflip.com <1%

3 Trabajos del estudiante
Higher Education Commission Pakistan on 2019-12-13 <1%

4 Internet
repositorio.oefa.gob.pe <1%

5 Internet
repositorio.udh.edu.pe <1%

6 Internet
hdl.handle.net <1%

7 Publicación
Jiménez Cutipa, Aida. "Degradación de contaminantes orgánicos en lixiviados pro... <1%

8 Trabajos del estudiante
Universidad del Valle de Guatemala on 2024-11-04 <1%

9 Internet
dspace.ucuenca.edu.ec <1%



Mg. John Rimaycuna Ramirez
Orcid: 0000-0002-2767-9733

Dedicatoria

A mis padres, Wilton Jiménez y Lorena Ruiz, pilares fundamentales en mi vida, a quienes debo este y cada uno de mis logros, por su guía constante y amor infinito. A mis hermanos y a toda mi familia, por su apoyo incondicional y su respaldo a lo largo de toda mi trayectoria académica.

Agradecimiento

En primer lugar, agradezco a Dios por ser mi guía a lo largo de este camino universitario.

Agradezco profundamente al programa Blue Deal, de la mano con la Autoridad Nacional del Agua – Tumbes, por el financiamiento brindado para la ejecución de este proyecto de investigación.

Mi reconocimiento y gratitud académica al Mg. John Rimaycuna, por su valiosa asesoría a lo largo de cada etapa del proyecto. Su guía técnica fue clave para el logro de los objetivos planteados.

A mis amigos Luis, André y Rodrigo, por su apoyo incondicional en el trabajo de campo, laboratorio y por estar presentes en cada fase de este proceso.

INDICE GENERAL

Resumen 1
Abstract 2
I. Introducción 3
II. Revisión de literatura 7
III. Metodología 18
3.1. Selección de área de muestreo 18
3.2. Diseño de tratamientos y filtros de evaluación 20
3.2.1. Elaboración del sistema de filtros y las estructuras de soporte 20
3.3. Tamizado y lavado de medios filtrantes 21
3.3.1. Lavado y secado de la arena de mar 22
3.3.2. Esterilización de la arena de mar 22
3.3.3. Lavado y secado de grava fina y gruesa 23
3.4. Selección y acondicionamiento del material vegetal 23
3.5. Recolección y acondicionamiento de las materias primas para el biocarbón 24
3.6. Producción, lavado y caracterización del biocarbón 25
3.6.1. Producción de biocarbón 25
3.6.2. Lavado y secado de biocarbón 26
3.6.3. Caracterización del biocarbón 27
3.7. Recolección de muestras de aguas residuales domésticas 28
3.8. Caracterización de las muestras de aguas residuales domésticas 28
3.8.1. Parámetros de campo 28
3.8.2. Parámetros físicos 29
3.8.3. Parámetros químicos 29
3.8.4. Parámetros bioquímicos 31
3.8.5. Parámetros microbiológicos 31
3.9. Aplicación de tratamientos 31
3.9.1. Filtro de arena y grava 31
3.9.2. Fitorremediación con Jacintos de Agua 32
3.9.3. Adsorción con biocarbón 33
4. Resultados 34
4.1. Caracterización inicial 34
4.2. Evaluación de los tratamientos 35
4.2.1. Parámetros de campo 35
4.2.2. Parámetros físicos 41

4.7.3. Parámetros químicos 44
4.7.4. Parámetros bioquímicos 53
4.7.5. Parámetros microbiológicos 54
5. Conclusiones 57
6. Recomendaciones 58
7. Bibliografía 60
8. Anexos 64

INDICE DE TABLAS

Tabla 1. Descripción taxonómica de la especia Jacinto de Agua……....11

Tabla 2. Contenido de humedad (%)……....27

Tabla 3. Contenido de ceniza (%)…….27

Tabla 4. Caracterización inicial de las 3 PTARs en estudio……..34

Tabla 5. Concentración de metales pesados en las muestras provenientes de la PTAR de Zarumilla……...49

Tabla 6. Concentración de metales pesados en las muestras provenientes de la PTAR de Puerto Pizarro……..51

Tabla 7. Concentración de metales pesados en las muestras provenientes de la PTAR de La Tucilla……...52

INDICE DE FIGURAS

Figura 1. PTAR Campo Amor – Zarumilla……..18

Figura 2. PTAR Puerto Pizarro – Tumbes..……19

Figura 3. PTAR La Tucilla – Zorritos…….. ……...……..19

Figura 4. Diseño del sistema de tratamiento combinado……....20

Figura 5. Filtros de arena y grava con peceras para fitorremediación, filtros de biocarbón en botellas plásticas……21

Figura 6. Tamizado de la arena de mar, lavado de la arena de mar con agua potable ……..……..22

Figura 7. Arena de mar en bolsas para esterilización, programación de la autoclave ……23

Figura 8. Lavado con agua potable de la grava fina y grava gruesa, secado al aire libre ……..……..……23

Figura 9. Aclimatación del material vegetal, selección de especímenes puros……24

Figura 10. Lavado del raquis de banano para eliminar impurezas, (b) fragmentación en pedazos pequeños para facilitar su secado ….……25

Figura 11. Programación de la temperatura del horno tubular, preparación de la muestra para introducirla al horno…….……...26

Figura 12. Preparación de la solución ácida (HCl a 0.1N), (b) lavado del biocarbón con agua destilada, (c) estabilización de pH, (d) secado del biocarbón en horno a 85 °C……27

Figura 13. Aplicación del primer tratamiento a las muestras recolectadas en campo ……32

Figura 14. Implementación de los Jacintos de Agua en las muestras previamente tratadas por filtración…..……..32

Figura 15. Aplicación del tercer tratamiento mediante la adsorción con los filtros de biocarbón……..……...33

Figura 16. Variación del oxígeno disuelto (mg/L) tras la implementación de los tratamientos en las 3 muestras de las PTARs en estudio…….36

Figura 17. Variación de la conductividad eléctrica (µS/cm) tras la implementación de los tratamientos en las 3 muestras de las PTARs en estudio…….37

Figura 18. Variación del pH tras la implementación de los tratamientos en las 3 muestras de las PTARs en estudio……...39

Figura 19. Variación de la concentración salinidad (%) tras la implementación de los tratamientos en las 3 muestras de las PTARs en estudio……40

Figura 20. Variación de la concentración de turbidez (NTU) tras la implementación de los tratamientos en las 3 muestras de las PTARs en estudio……..…….41

Figura 21. Variación de los sólidos disueltos totales (g/L) tras la implementación de los tratamientos en las 3 muestras de las PTARs en estudio…….43

Figura 22. Variación de los sólidos suspendidos totales (g/L) tras la implementación de los tratamientos en las 3 muestras de las PTARs en estudio……44

Figura 23. Variación de la concentración de fosfatos (mg/L) tras la implementación de los tratamientos en las 3 muestras de las PTARs en estudio…….....46

Figura 24. Variación de la concentración de nitratos (mg/L) tras la implementación de los tratamientos en las 3 muestras de las PTARs en estudio……48

Figura 25. Variación de DBO_5 (mg/L) tras la implementación de los tratamientos en las 3 muestras de las PTARs en estudio……54

Figura 26. Variación de los coliformes termotolerantes (NMP/100mL) tras la implementación de los tratamientos en las 3 muestras de las PTARs en estudio……56

Figura 27. Esquema de la eficiencia global del sistema de tratamiento combinado……56

INDICE DE ANEXOS

Anexo 1: Recolección y acondicionamiento de materias primas…….63

Anexo 2: Recolección de material vegetal……..65

Anexo 3: Recolección y traslado de muestras……...66

Anexo 4: Análisis de laboratorio……...66

Anexo 5: Escalamiento del prototipo……67

Resumen

La investigación evaluó la eficiencia de remoción de contaminantes mediante un sistema combinado secuencial por gravedad compuesto por filtración física (arena-grava), fitorremediación con Jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*) y adsorción con biocarbón de raquis de banano (*Musa paradisiaca*), aplicado a los efluentes de tres PTAR de Tumbes (Campo Amor, Puerto Pizarro y La Tucilla). Se diseñó e implementó un prototipo modular a escala de laboratorio operado por gravedad. La línea base evidenció turbidez de 127 a 664 NTU, DBO_5 de 130,2 a 151,2 mg/L y coliformes termotolerantes de 500 a 1600 NMP/100 mL. La filtración física (T1) actuó como acondicionamiento primario removiendo más del 49% de sólidos suspendidos totales. La fitorremediación (T2, 7 días de retención) oxigenó el efluente (hasta 12,66 mg/L), redujo la DBO_5 a 15 mg/L, eliminó el 100% del plomo disuelto y alcanzó remociones de nitratos y fosfatos de hasta 85,3% y 91,7%, respectivamente. La columna de biocarbón (T3, pirólisis a 600 °C, TRH de 1,5 a 3 h) funcionó como pulido terciario, clarificando la turbidez a niveles menores de 2,84 NTU y adsorbiendo metales pesados (Cu, Zn y Cd). De forma global, el sistema superó el 89,4% de remoción en DBO_5 (2,4 a 13,8 mg/L) y el 98,6% en coliformes termotolerantes (7 a 9 NMP/100 mL), cumpliendo con los Límites Máximos Permisibles para PTAR (D.S. N.° 003-2010-MINAM) y los Estándares de Calidad Ambiental para Agua (ECA Categoría 3: Riego de vegetales y bebida de animales, D.S. N.° 004-2017-MINAM). Se concluye que el sistema modular propuesto representa una alternativa viable, económica y sostenible para la depuración descentralizada de aguas residuales domésticas.

Palabras clave: Aguas residuales domésticas, fitorremediación, *Eichhornia crassipes,* biocarbón, raquis de banano, adsorción.

Abstract

This research evaluated the pollutant removal efficiency of a sequential gravity-driven treatment system combining physical filtration (sand-gravel), phytoremediation with water hyacinth (*Eichhornia crassipes*), and adsorption using banana rachis biochar (*Musa paradisiaca*), applied to effluents from three WWTPs in Tumbes (Campo Amor, Puerto Pizarro, and La Tucilla). A lab-scale modular prototype was designed and operated under intermittent gravity flow. Initial characterization showed turbidity levels between 127 and 664 NTU, BOD_5 from 130.2 to 151.2 mg/L, and thermotolerant coliforms from 500 to 1,600 MPN/100 mL. The physical filter (T1) provided primary conditioning by removing over 49% of total suspended solids. Phytoremediation (T2, 7-day retention time) served as the main transformation stage, reoxygenating the medium (up to 12.66 mg/L), reducing BOD_5 to 15 mg/L, removing 100% of dissolved lead, and achieving nitrate and phosphate reductions up to 85.3% and 91.7%, respectively. The biochar column (T3, pyrolyzed at 600 °C, HRT of 1.5–3 h) functioned as tertiary polishing, lowering turbidity below 2.84 NTU and adsorbing heavy metals (Cu, Zn, and Cd). Overall, the combined system achieved removal efficiencies exceeding 89.4% for BOD_5 (final values of 2.4–13.8 mg/L) and 98.6% for thermotolerant coliforms (7–9 MPN/100 mL), complying with national Maximum Permissible Limits (D.S. No. 003-2010-MINAM) and Environmental Quality Standards for Water (ECA Category 3: Crop irrigation and animal watering, D.S. No. 004-2017-MINAM). Consequently, this coupled system demonstrates high potential as a decentralized, sustainable alternative for domestic wastewater treatment.

Keywords: Domestic Wastewater, phytoremediation, *Eichhornia crassipes,* biochar, banana rachis, adsorption.

I. Introducción

La contaminación del agua representa uno de los retos medioambientales más graves a escala mundial, con impactos considerables en la salud de las personas, la biodiversidad y la sostenibilidad de los recursos hídricos (Koncagül et al., 2021). En el escenario peruano, especialmente en la región de Tumbes, este problema se intensifica debido a la ausencia de infraestructura apropiada con el fin de tratar aguas residuales, lo que ha provocado el deterioro de ecosistemas acuáticos y la alteración de fuentes de agua potable (Paucar & Iturregui, 2020). De acuerdo a un diagnóstico de la Superintendencia Nacional de Servicios de Saneamiento (Sunass), para el 2022 sobre las Plantas de Tratamiento de Agua Residual (PTAR), en Perú se contabiliza un total de 202 plantas de tratamiento, entre ellas 171 (85%) se encuentran operativas, 4 (2%) en elaboración y 27 (13%) en implementación o en paralización. De las 27 PTAR, 10 se han culminado, sin embargo, no se han utilizado y los 17 sobrantes no se han terminado. Asimismo, 23 de 27 PTAR se encontraban estancadas aproximadamente por 3 años, produciendo que se vertieran un volumen aproximado de $61{,}2\ x\ 10^6$ de m^3 de aguas residuales sin tratar para el 2020. Este factor pone en cuestión la administración y el buen funcionamiento de estas plantas de tratamiento en el país, dicho eso se recomienda priorizar las tecnologías naturales como los diversos tipos de lagunas y humedales, encima de los métodos de remediaciones técnicamente avanzados (Zela Esteban & Olivas Aranda, 2022).

Según el Listado de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales de la Sunass, en la región de Tumbes se cuenta con un total de 14 PTAR operativas. En la provincia de Zarumilla se cuenta con 5: PTAR 28 de Julio, PTAR Campo Amor, PTAR Aguas Verdes, PTAR Uña de Gato y PTAR Papayal; la provincia de Tumbes cuenta con 7: PTAR Puerto Pizarro, PTAR La Cruz-Cerezos, PTAR José Lishner Tudela, PTAR Corrales-Piedritas, PTAR Pampas de Hospital, PTAR San Juan de la Virgen y PTAR San Jacinto; y por último en la provincia de Contralmirante Villar con 2: PTAR Zorritos-La Tucilla y PTAR Acapulco. A pesar de que estas plantas de tratamiento se encuentren operativas, la gran mayoría

cuenta con deficiencias que van desde su diseño estructural hasta el mantenimiento de las mismas. Esta problemática supone un grave peligro para los ecosistemas locales, ya que las aguas residuales terminan siendo vertidas a un cuerpo de agua y finalmente dispuestas en el mar, lo cual compromete la salud de las personas que dependen de los recursos hidrobiológicos (Pitott García, 2024).

En este contexto, la creación de tecnologías eficaces, sostenibles y económicas con el fin de tratar aguas residuales se ha convertido en una prioridad. Ya que, los tratamientos convencionales suelen ser costosos, demandan un alto consumo de energía y generan subproductos que pueden ser dañinos para el medio ambiente. Por esta razón, en años recientes ha crecido la necesidad de tecnologías alternativas fundamentadas en procesos naturales, tales como la filtración, la fitorremediación y la adsorción, las cuales brindan soluciones más sostenibles (Cross et al., 2021). Sin embargo, estas tecnologías ambientales presentan ciertas debilidades como la capacidad hídrica que pueden tratar o el tiempo de retención entre otras falencias que presentan, es por ello que la combinación de dichos tratamientos supone ser una solución eficiente ante ciertas debilidades que presentan individualmente. El sistema propuesto en este proyecto de investigación consiste en un proceso de remediación de agua residual doméstica que combina tres procesos: un filtro biológico de arena y grava, tratamiento de fitorremediación empleando la especie Jacinto de Agua (*Eichornia crassipes*) y un filtro de adsorción con biocarbón. Cada uno de estos procesos remueve contaminantes específicos, lo que permite lograr un tratamiento integral y eficiente.

Los filtros de arena y grava, han sido ampliamente utilizados como un tratamiento preliminar para eliminar sólidos suspendidos y sustancias orgánicas. Además, se ha demostrado que estos filtros pueden eliminar hasta el 90% de los sólidos en suspensión y reducir significativamente la carga orgánica en el agua tratada (Hamisi et al., 2024). Por otro lado, en un estudio ejecutado por Gaviria (2017) donde realizó un prototipo de filtro empleando no solo arena y grava, sino también carbón activado. Este filtro

se elaboró con botellas plásticas y se evaluó su eficiencia de remoción con aguas residuales domiciliarias, donde se obtuvieron altas cifras de remoción para los parámetros de DQO y DBO_5, con porcentajes de 80 y 88% respectivamente.

La segunda etapa del sistema, la fitorremediación con Jacinto de Agua (*Eichornia crassipes*), aprovecha la habilidad de esta especie para absorber nutrientes, metales pesados y otros contaminantes que comúnmente se encuentran en el agua. El Jacinto de Agua es una de las especies más investigadas en el campo de la fitorremediación gracias a su elevada tasa de crecimiento, su capacidad de bioacumulación y su adaptabilidad a diferentes condiciones ambientales (Bindal & Ramesh, 2023). Esta especie se evaluó en aguas residuales municipales en un distrito de Jaén – Cajamarca, donde se evaluó la eficiencia en remoción de metales pesados después de más de 20 días de retención. Obteniendo como resultado niveles de remoción para Cd (85%), Cu (58%), Hg (94%), Pb (83%) y Zn (92%), demostrándose así el potencial en remediación de esta especie (Oblitas Martínez, 2024).

La tercera etapa del sistema, la aplicación de biocarbón, complementa el proceso de tratamiento al adsorber contaminantes traza que no son removidos en las etapas anteriores. El carbón activado se caracteriza por su alta habilidad de adsorción y su adaptabilidad en la degradación de contaminantes en diferentes tipos de aguas servidas; además, se ha evidenciado que este material puede erradicar de manera eficaz contaminantes como pesticidas, fármacos y compuestos orgánicos volátiles (Gutiérrez et al., 2021). En una investigación donde se evaluó la eficiencia del carbón activado a base de residuos agrícolas para el tratamiento de aguas residuales domésticas, se obtuvieron resultados positivos. Donde se elaboraron dos tipos de filtros, el primero con un tamaño de partícula en polvo y el otro en tamaño granular, se obtuvieron resultados de remoción mayores del 98% en contaminantes como Coliformes termotolerantes y aceites y grasas; además, se obtuvo más del 55% de remoción de DBO_5, siendo el filtro con tamaño de partícula en polvo el más eficiente (Espinal Heredia, 2017).

La integración de estas técnicas no solo busca optimizar la eficacia del tratamiento que vienen recibiendo las aguas residuales domiciliarias de la región, sino también reducir los gastos de operación y minimizar el impacto negativo en el medio ambiente. El objetivo principal es diseñar, implementar y evaluar un sistema de remediación combinado para aguas residuales domésticas de una PTAR convencional. Asimismo, la presente investigación busca generar evidencia científica que respalde la aplicación de sistemas de remediación de aguas residuales eficaces y sostenibles. Los resultados podrían ser replicados en otras regiones con características similares, donde la contaminación del agua y la falta de infraestructura de tratamiento representan desafíos significativos.

II. Revisión de literatura

En el mundo, la existencia de agua apta para el consumo humado cada vez es más escasa y compleja por su estado de desnaturalización, esto debido a diversas actividades antropogénicas, pero el principal contribuyente a la contaminación del recurso hídrico es el vertimiento de aguas residuales sin tratamientos previos o eficientes a cuerpos receptores como ríos o lagos. Actualmente, el crecimiento demográfico, la expansión urbana y las actividades socioeconómicas son las principales causales que han generado un mayor volumen de aguas residuales domiciliarias (Yang et al., 2021).

Según Rivera et al. (2021), Las aguas residuales domiciliarias comúnmente llamadas aguas servidas, son aquellas que provienen de las actividades de la rutina diaria de las personas, las cuales poseen una composición muy variada y con características fisicoquímicas y biológicas alteradas; además, pueden causar enfermedades a las personas y producir un efecto adverso en el ambiente natural, por lo tanto hace falta un tratamiento especial para que estas aguas puedan ser depositadas a un cuerpo receptor.

Los sistemas de tratamiento para aguas residuales, consisten en un acoplamiento de fases y mecanismos para la degradación de los desechos y mermar la carga orgánica del efluente antes de ser vertido a un cuerpo receptor. Sin embargo, de acuerdo a Vargas et al. (2020), el proceso de manejo para las aguas servidas domiciliarias se ejecuta fundamentalmente para reducir o impedir la contaminación de cuerpos de agua superficiales o aguas subterráneas, ya que estas aguas son vertidas directamente a cuerpos de agua natural. Por otro lado Walker et al. (2020), manifiesta que las aguas residuales a pesar de recibir un tratamiento antes de su vertimiento al medio ambiente, los métodos no son muy eficaces para eliminar del todo a los contaminantes, produciendo una emanación de gases que se ha convertido en un problema periódico en los tratamientos.

Convencionalmente, los tratamientos que se ejecutan para aguas residuales domesticas incluyen las siguientes fases: El proceso de separación mecánica se lleva a cabo para eliminar todos los residuos sólidos y flotantes, así como sustancias oleosas. Tratamiento mediante organismos vivos, que consiste en la degradación de los contaminantes que por lo general se lleva a cabo por reacciones anaeróbicas. Biotratamiento con supresión de nutrientes, es decir, compuestos de fósforo y nitrógeno que son eliminados a través del uso de distintos agentes coagulantes. Renovación del agua o procesos terciarios, que consisten en el uso de procesos para mejorar la calidad del agua incluyendo la filtración, la ósmosis y el intercambio iónico (Magwaza et al., 2020).

De acuerdo a Piñancela-Marquez et al. (2024), los filtros que se emplean para el tratamiento de aguas residuales desempeñan el papel de atrapar sólidos, microorganismos y compuestos químicos, beneficiando a la calidad del agua y fomentando su sostenibilidad. Los filtros de arena son de los más utilizados debido a su bajo costo y eficacia en la eliminación de sólidos suspendidos y en la disminución de turbidez, a través de procesos biológicos, físicos y químicos para el tratamiento de aguas. Además, el tratamiento de aguas residuales empleando filtros de arena es una etapa de tratamiento más costeable, con diseño simple y eficiente para la eliminación de ciertos parámetros fisicoquímicos. Se fabrica fácilmente utilizando una capa de arena que se sostiene sobre varias capas de grava de diferentes tamaños (Saini et al., 2021).

La filtración con arena se puede clasificar en filtración lenta o filtración rápida. En un filtro de arena lento, el tratamiento del agua se lleva a cabo gracias a la mezcla de reacciones físicas, químicas y biológicas que se efectúan tanto en la superficie como en el interior del medio filtrante. En estos procesos no solo se eliminan impurezas, sino también se remueven compuestos orgánicos, inorgánicos y diversos microorganismos patógenos (Freitas et al., 2022). Mientras que el objetivo principal de la filtración rápida es eliminar partículas y promover reacciones químicas y biológicas que disminuyen varios contaminantes específicos. Asimismo,

para mantener su efectividad los filtros necesitan limpiezas periódicas a través de un lavado a contracorriente. Esto facilita la eliminación de solidos acumulados, tales como sedimentos de óxidos metálicos y sobrecarga de biomasa (Wang et al., 2021).

En un estudio realizado por López Garcia (2023), en el que analiza la efectividad en remoción de contaminantes biológicos del agua destinada al consumo humado, mediante la aplicación de dos tipos de filtros de arena, dicho estudio se desarrolló en la comunidad situada en la capital Lima. Se construyeron un total de 30 filtros para cada hogar y 2 colectivos, asimismo los hallazgos iniciales mostraron la pésima calidad del agua en la zona de estudio, principalmente por la presencia de contaminantes fecales presentes en el 100% de las muestras. Sin embargo, una vez instalados los filtros, se consiguió la eliminación de hasta el 98% de Coliformes que resisten al calor, lo cual evidencia la eficacia significativa de este método de filtración para la remoción de patógenos en el agua.

Contreras Quispe (2024), realizó un estudio que tuvo como meta principal, establecer la efectividad en la eliminación de la demanda bioquímica de oxígeno de las aguas servidas empleado un filtro de arena. Dicho experimento constó de un par de filtros, con distintos espesores del material de filtración, para ambos el tratamiento tuvo un tiempo de retención hidráulica de 240 minutos, ya que es en este tiempo donde se efectuó una mejor remoción. Obteniendo para el primer filtro una remoción de 81,06% para el parámetro en cuestión, y para el siguiente filtro se obtuvo 81,42% de remoción. Finalizando con que el filtro que está compuesto por mayores espesores de material filtrante, tiene una mayor eficiencia en comparación del primer filtro.

Por otro lado Malqui (2021), realizó una investigación sobre la puesta en marcha de un conjunto de filtros destinados a la separación de compuestos grasos en aguas residuales domiciliarias procedentes de una asociación al norte de Lima. Donde se tomaron muestras compuestas de diferentes efluentes, los cuales fueron seleccionados al azar y se hallaron sus condiciones preliminares teniendo como resultado 2186,5 mg/l de aceites y grasas preliminarmente. Posterior a ello, se implementó el

sistema de filtros con una capacidad de filtración de 30 litros; el primer filtro consta de materiales filtrantes como grava, arena fina y piedra gruesa, mientras que el segundo filtro consta de materiales filtrantes como el mesocarpio de coco, cascarilla de arroz, coronta de maíz y cascara de naranja. Logrando así 0,5 mg/l de concentración final, alcanzando de esta manera un 99,98% de eficiencia en remoción.

Entre las diversas tecnologías naturales para la depuración de aguas residuales destaca la fitorremediación, un método ecológico y de bajo costo que ha cobrado gran relevancia por la capacidad de las plantas para absorber y asimilar sustancias orgánicas y elementos inorgánicos en el agua. Asimismo, esta tecnología se puede aplicar en el mismo lugar con el beneficio de producir materia viva que será empleada como insumo para la producción de energía limpia (Kurade et al., 2021). Cabe resaltar que esta técnica de remediación se caracteriza por ser dependiente de interacciones químicas, físicas, bioquímicas y biológicas de las plantas con los agentes de polución a los que se les expone.

En un estudio realizado por Mohd Nizam et al. (2020), se analizó la habilidad en remoción de contaminantes de 5 plantas hidrófitas: *Centella asiática, ipomoea, Salvinia molesta, Eichhornia crassipes y Pistia stratiotes.* Las plantas se acondicionaron por un periodo de 7 días y posterior a ellos se implementaron en los respectivos tratamientos para la remediación de aguas residuales. Finalmente se evidenció que *P. stratiotes* presentó mayor eficiencia como removedor de solidos suspendidos totales de las aguas residuales provenientes de la agricultura, *C. asiática* fue la mejor en eliminar el amoniaco, y *E. crassipes* tuvo una mayor eficiencia en la remoción de fosfato.

Entre las diversas plantas acuáticas con capacidad de degradación de agentes dañinos, una de las más resaltantes es *Eichhornia crassipes*. La cual en un estudio elaborado por Mera et al. (2023), donde realizó un experimento con tres ejemplares de dicha especie, las cuales se sometieron a una fase de adaptación para después ser implementadas al del agua del vertimiento de una estación de tratamiento por un periodo de nueve días. Se realizaron pruebas fisicoquímicas donde se obtuvieron

resultados de 5,5 de pH, CE de 150 S/cm, turbidez de 49%, con un tono de color marrón y con olor fétido. Pasados los 9 días de retención, los parámetros fueron 8,17 de pH, CE de 250 S/cm, turbidez de 4,7%, sin color con presencia de sólidos e inodoro. Los hallazgos ponen en evidencia la capacidad de remediación de la especie en estudio.

En un estudio realizado por Ballón Durand (2021), tuvo como finalidad evaluar la eficacia del empleo de *E. crassipes* para la remediación de las aguas servidas domiciliarias en un distrito de Arequipa. Para lo cual se tomó una muestra mayor de 20 litros de agua servida. Posterior al tratamiento, los valores de degradación fueron mayores de 91% de DBO_5, 76% de DQO, 95% de ST y un 8% de la temperatura, logrando así que los parámetro estudiados cumplieran con los LMP establecidos.

Asimismo, el autor Carreño Sayago (2021), refiere que la macrófita *E. crassipes,* llamada también como “Jacinto de Agua” es una planta vascular flotante de agua fresca, originaria de Suramérica (Brasil y región ecuatorial). Sus tallos y hojas están compuestos por bolsas llenas de aire las cuales le facilitan estar flotando perenemente en la parte superior del agua, presenta una reproducción con o sin intercambio de células, y por lo general se suele asentar en cuerpos de agua tropical y subtropical. Además, presenta las siguientes características taxonómicas:

Tabla 1. Descripción taxonómica de la especia Jacinto de Agua

Eichhornia crassipes	
Reino	Plantae
División	Magnoliophyta
Clase	Liliopsida
Orden	Commelinales
Familia	Pontederiaceae
Genero	Eichhornia
Especie	Crassipes

Otra de las tecnologías naturales para el tratamiento de aguas es la adsorción, el cual es un proceso fisicoquímico que purifica el agua al adherir las moléculas contaminantes a la superficie de un material sólido, al cual se le conoce como adsorbente. La filtración con carbón activado, es una de las más empleadas por su alta eficiencia, especialmente en las etapas finales de los tratamientos en las PTAR. El carbón activado es un material carbonoso muy versátil con múltiples aplicaciones. Se emplea ampliamente en procesos de purificación y tratamiento, como la depuración de fuentes hídricas, de aire y gases industriales. El carbón activado se distingue por su capacidad que tiene para adsorber diversos contaminantes. Éste se produce industrialmente mediante diversos procedimientos cuyo propósito es incrementar su superficie interna. Esto facilita la adsorción de diversas sustancias como contaminantes orgánicos. Además, residuos como la cascara de arroz, cascara de coco, entre otros residuos de frutas y residuos agroindustriales, se les otorga un valor agregado al ser empleados como materia prima para la elaboración de materiales adsorbente mediantes diversos procedimientos (Paye et al., 2021).

El carbón activado granular según Koncagül et al. (2021), se produce a partir de biomasas solidas como las cascaras de palmiste y las de coco. Además, puede ser adquirido a partir de materiales de residuos con una biomasa de baja densidad. El CAG se emplea principalmente en el procesamiento de fuentes hídricas o aguas servidas. Asimismo, es material utilizado para eliminar contaminantes como productos farmacéuticos y contaminantes orgánicos. Es por ello que la selección correcta de un carbón activado granular, podría aumentar considerablemente la eficiencia de los filtro de carbón activado (Jjagwe et al., 2021).

La fabricación y uso de biocarbón facilita el uso de desechos orgánicos agrícolas como la caña de azúcar, cascara de arroz o desechos sólidos como semillas y cascaras de frutas. Estos residuos suelen ser descartados y suponen un reto medioambiental al poner en riesgo la calidad del aire, agua y tierra. Además, la aplicación del biocarbón brinda

respuestas a desafíos vinculados con la agricultura y el manejo de las aguas residuales. En un estudio realizado por Lorena et al. (2020), se elaboró carbón activado a base de residuos agrícolas de las industrias de banano. Se examinó como un adsorbente de un colorante y de los agentes nocivos encontrados en aguas de pozos subterráneos. Se muestran variables ideales en términos de tamaño de partícula de la materia prima, temperatura y tiempo de pirolisis. Se realizó un cálculo de ICA establecido por Brown y NSF para la evaluación de la calidad de agua para el consumo humado, se estableció la eficacia del carbón activado como material de filtración en la gestión del agua en estudio, los cuales mostraron un aumento en el índice de calidad de agua, logrando así una clasificación de buena calidad.

Entre los diversos residuos agrícolas de los cuales se puede elaborar biocarbón tenemos al biocarbón procedente del bagazo de caña de azúcar. Este material fue utilizado en un estudio como materia prima para elaborar biocarbón como material adsorbente en Coliformes, aceites y grasas de las aguas residuales domiciliarias de un centro poblado en Pasco. En este estudio se evaluó la remoción de dichos contaminantes empleando el biocarbón con 3 tipos de granulometría (2,35, 4,75 y 9,5 mm) y se evaluó un volumen de 1 litro de agua residual en un filtro vertical, donde se obtuvo de resultado que para el biocarbón con granulometría más pequeña es el que posee mayor eficiencia de remoción de mayores de 70% en eliminación y Coliformes y mayores del 90% para aceites y grasas (Flores Soto & Jara Ambrosio, 2024).

La selva peruana no es ajena a la problemática de las aguas residuales domiciliarias, por lo cual en un estudio se evaluó la eficiencia de carbón activado a base de endocarpio de coco y semilla de aguaje, asimismo se evaluó a diferentes temperaturas de pirolisis que iban desde los 500 hasta los 700 °C. De las diferentes temperaturas se obtuvieron resultados de una remoción total del demanda bioquímica de oxígeno para las temperaturas de 600 y 500 °C para el endocarpio de coco y semilla de aguaje respectivamente (Ruiz Valles & Orbegoso Alvarez, 2019). Por otro lado, en un estudio realizado en Chachapoyas donde se elaboró carbón

activado a base de residuos agrícolas como el endocarpio de coco y la cascarilla de arroz. Dicho estudio se centró en la evaluación de las materias primas en la remoción de contaminantes en aguas residuales domiciliarias procedente de una PTAR de la zona. Se obtuvieron diversos valores de remoción que iban entre el 60 al 90% para parámetros como pH, conductividad eléctrica, solidos suspendidos, demanda química y bioquímica de oxígeno, sin embargo se mostró una marcada deficiencia en la remoción de parámetros microbiológicos (Chavez Chamaya, 2022).

Por otro lado, estos materiales de adsorción provenientes de residuos agrícolas suelen ser modificados para potenciar su eficiencia, dichas modificaciones pueden ser con variaciones en el tiempo de pirolisis o con la adición de soluciones. Tal es el caso de un estudio realizado por Castillo (2022), donde evaluó la variación del material adsorbente con la adición de una solución de ácido fosfórico a diferentes tiempos hidrotermales, para analizar su influencia en adsorción de Pb y As. Asimismo la solución ácida se aplicó en 3 fluctuaciones de concentración y a diferentes tiempos, obteniendo como resultado que el la variación de tiempo influye en la capacidad de adsorción para el metal Pb, mientras que los resultados revelaron también que con una mayor concentración de la solución ácida y con mayor tiempo de tratamiento térmico, se obtiene una mayor eficiencia de adsorción para el metal arsénico. Asimismo tenemos otra investigación, en la cual se funcionalizó el biocarbón con óxido de Zinc a concentraciones y se evaluó en el tratamiento de aguas. Se realizó la prueba de adsorción en el metal pesado plomo y en un colorante; además, se evaluó su capacidad de adsorción de microorganismos. Obteniendo como resultado que para la concentración menor (0,5 M) de la solución, se obtuvo una mejor capacidad de adsorción en el metal y el colorante, mientras que para las concentraciones mayores (1,0 y 2,0 M) se evidenció una capacidad de represión en 4 tipos de bacterias. Lo cual deja en claro que las modificaciones de materiales adsorbentes mejoran su capacidad de adsorción frente a ciertos tipos de agentes contaminantes(Rimaycuna Ramírez, 2020) .

Asimismo, de acuerdo a España et al. (2025), menciona sobre la temperatura de descomposición, es un parámetro que rige el desarrollo de área superficial y la porosidad en biocarbones procedentes del raquis de banano. El tratamiento térmico a rangos entre 500 a 600 °C induce a una degradación casi total de hemicelulosa y celulosa, así como la reorganización condensada de los anillos aromáticos de la lignina, liberando compuestos volátiles condensables. Según Gao et al. (2026), este proceso libera las cavidades celulares originales y genera un incremento sustancial en el área específica, alcanzando rangos de 180 a 340 m^2/g y volúmenes de poro que oscilan entre 0,14 y 0,28cm^3 a 600 °C, frente a valores menores a 25 m^2/g registrados a temperaturas inferiores a 400 °C.

Según Muñoz et al. (2025), la morfología del biocarbón de raquis de banano se distingue por preservar la arquitectura de haces vasculares tubulares característicos del tallo foliar. En una investigación realizada por Dinis et al. (2026), se evidenció que la carbonización del raquis a 600°C produce una red textural con un marcado predominio de mesoporos (con diámetros de poro de 2,4 a 4,8 nm), interconectados con macroporos longitudinales que actúan como canales capilares. Esta conformación porosa confiere al material una elevada capacidad de intercepción hidrodinámica, facilitando el cribado mecánico y la retención de flóculos y partículas en suspensión remanentes en aguas residuales.

De acuerdo a Bautista Quispe et al. (2026), la retención de sólidos suspendidos totales y la mitigación en turbidez en lechos porosos de biocarbón responde a una acción sinérgica entre la exclusión dimensional y las fueras de interacción superficial. Según lo planteado por Sharma et al. (2025), los macroporos (>50 nm) garantizan la conductividad hidráulica sin generar colmataciones abruptas, mientras que los mesoporos (2-50 nm) y microporos (<2 nm) proveen una superficie de contacto idónea para la adsorción electrostática de coloides orgánicos y el entrampamiento mecánico de materia particulada fina. Esta distribución jerárquica de poros sustenta eficiencia de reducción solidos suspendidos totales y turbidez supriores al 85% en las etapas de pulido final.

Por otro lado Wei et al. (2026) hace mención sobre el tratamiento después de la pirolisis mediante lavados ácidos, ya que resulta indispensable para maximizar la microporosidad efectiva en biocarbones agrícolas de alto contenido inorgánico. En una evaluación realizada por Puri (2025), demostró que biomasas como la del raquis de banano concentran elevadas porciones de cenizas residuales (entre 20% y 35%), constituidas por silicatos, fosfatos y carbonatos alcalinos que obstruyen los orificios de entrada de los poros. La lixiviación ácida controlada (empleando HCl a 0,1 N) remueve selectivamente estos componentes solubles, descongestionando los microporos y elevando el volumen microporoso disponible hasta en un 45%, lo cual potencia la interacción interfacial con los solutos del efluente.

De acuerdo con Huamani et al. (2025), el biocarbón posee un desempeño multifuncional como tratamiento terciario, ya que la interconexión estructural entre áreas superiores a 200 m^2/g y la presencia de mesoporos accesibles faculta al biocarbón para operar como una unidad de tratamiento terciario multifuncional frente a efluentes complejos. En una investigación reportada por Das et al. (2026), constataron que este entramado poroso no solo captura partículas coloidales remanentes mediante difusión intraparticular, sino que facilita la difusión simultánea de iones metálicos pesados hacia los sitios activos internos. Dicha versatilidad mecánica y adsortiva consolida a las columnas de biocarbón como una barrera de afino altamente eficiente en sistemas acoplados de remediación hídrica.

En estudios recientes hacen hincapié sobre la importancia de los sistemas integrados para el tratamiento de aguas residuales, ya que los métodos biológicos como los humedales artificiales y lodos activados, han demostrado una alta eficiencia para la eliminación de materia orgánica en efluentes domiciliarios e industriales. Asimismo, los sistemas combinados de bacterias y microalgas brindan una alternativa de bajo costo para remediar aguas residuales. Además, las tecnologías basadas en carbón activado o en procesos híbridos de adsorción/membrana, son prometedores para eliminar contaminantes emergentes como pesticidas,

productos farmacéuticos y otros contaminantes que suelen persistir en aguas servidas. Es por ello, que la integración de diferentes tecnologías en sistemas híbridos es crucial para un tratamiento integral, con una tendencia creciente hacia procesos sustentable donde se aprovechan materiales de desecho o materiales de fácil acceso, que a su vez reducen el consumo energético que convencionalmente demandan los procesos de tratamientos (Jiménez Tamayo et al., 2023).

III. Metodología

3.1. Selección de área de muestreo

La presente investigación de desarrolló en PTARs de las 3 provincias de Tumbes. La primera es la PTAR de Campo Amor en la provincia de Zarumilla (Figura 1). También tenemos la PTAR de Puerto Pizarro en la provincia de Tumbes (Figura 2). Por último, tenemos la PTAR de La Tucilla en la provincia de Contralmirante Villar (Figura 3).

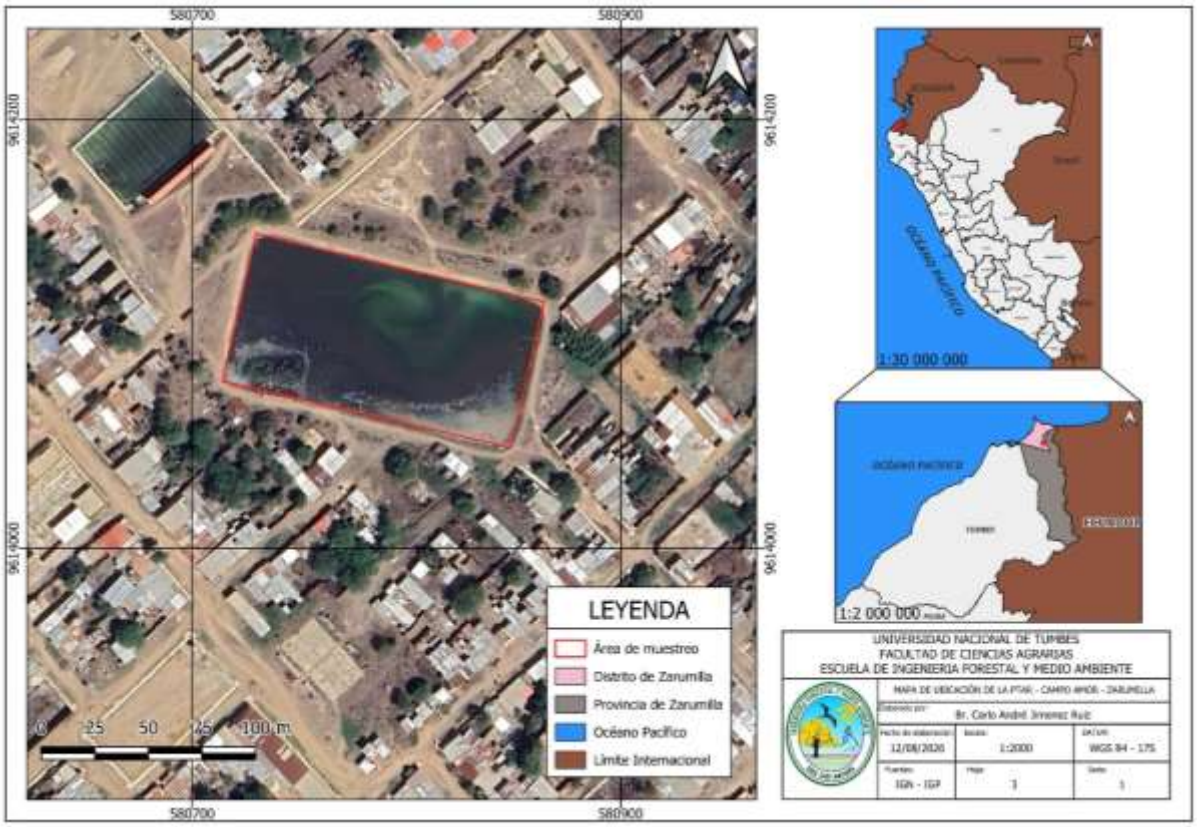


Figura 1. Mapa de ubicación de la PTAR de Campo Amor - Zarumilla

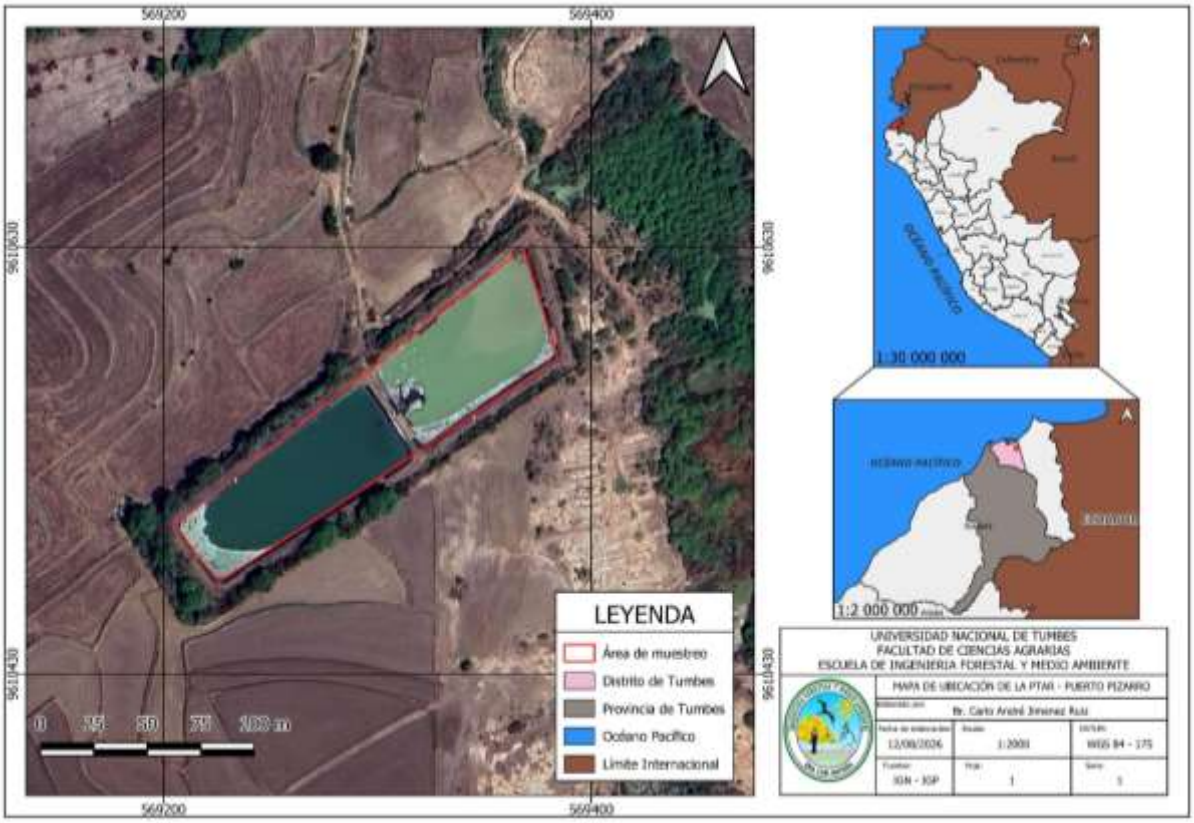


Figura 2. Mapa de ubicación de la PTAR de Puerto Pizarro - Tumbes

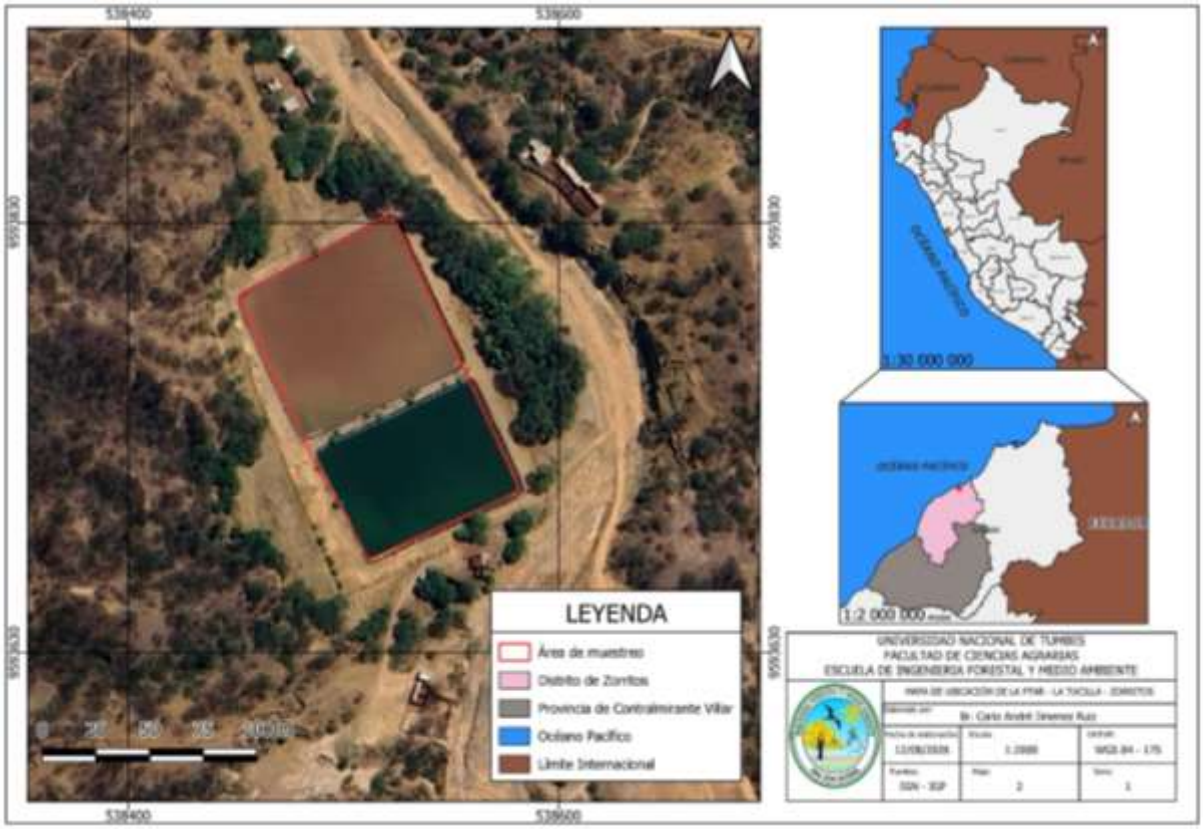


Figura 3. Mapa de ubicación de la PTAR de La Tucilla – Contralmirante Villar

3.2. Diseño de tratamientos y filtros de evaluación

Se diseñó en primer lugar, un filtro preliminar de forma cilíndrica con una altura de 25 cm y un diámetro de 20 cm compuesto por arena y grava, con dos tipos de granulometría (figura 4). Seguidamente, el agua fue vertida al siguiente tratamiento compuesto por un una pecera con un volumen de 15 litros aproximadamente, en el cual se encontraran los Jacintos de Agua (*Eichhornia crassipes*), que es la especie encargada de la fitorremediación. Por último, el agua se depositó al siguiente tratamiento compuesto por un filtro de biocarbón, los 3 sistemas de tratamiento estarán conectados mediante un sistema de grifos para poder tomar muestras y evaluarlas, asimismo todo el sistema de filtros será montado en una estructura de soporte, la cual permitirá la fluidez del tratamiento a través de la gravedad.



Figura 4. Diseño del sistema de tratamiento combinado.

3.2.1. Elaboración del sistema de filtros y las estructuras de soporte

Para la primera fase del sistema de tratamiento, se elaboraron 9 filtros los cuales almacenaran los 3 tipos de material filtrante. Seguidamente, para la segunda fase del tratamiento se elaboraron 9 peceras con grifo (figura 5a) con un volumen aproximado de 15 litros. Asimismo, para la tercera fase del tratamiento se usarán botellas plásticas de 300 mL (figura 5b), los cuales servirán de filtro empleando el biocarbón como material

adsorbente. Finalmente, se elaboraron 3 estructuras de madera, las cuales servirán como soporte para los sistemas de tratamiento que se ejecutarán en 3 bloques.

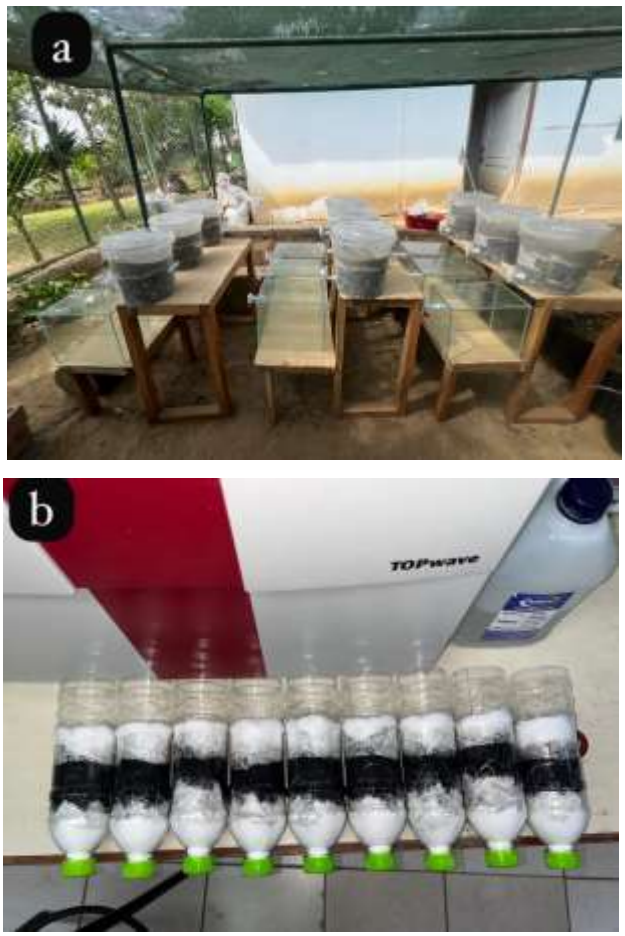


Figura 5. (a) Filtros de arena y grava con peceras para fitorremediación, (b) filtros de biocarbón en botellas plásticas

3.3. Tamizado y lavado de medios filtrantes

Para la elaboración de los filtros preliminares de arena y grava se tuvo en cuenta el estudio realizado por Contreras Quispe (2024). El filtro constó de tres capas de medios filtrantes con diferentes granulometrías, la capa superior fue de arena de playa, la cual fue recolectada en el sector Playa Hermosa, asimismo esta se tamizó hasta obtener un tamaño de 0,5-1 mm, luego se le aplicó un lavado con agua potable para eliminar las impurezas y disminuir la salinidad, la cual fue controlada con un multiparámetro; después de ser lavada se procedió a extenderla al aire libre para que seque. Una vez que la arena esté seca, se procedió a realizar un

esterilizado en autoclave para eliminar los microorganismos. Después de la capa de arena de mar sigue la capa de grava fina con un tamaño de 2-5 mm y la capa de grava gruesa con un tamaño de 10-20 mm, las cuales fueron recolectadas de canteras de la zona. Ambos materiales fueron lavados para eliminar las impurezas y partículas de arcilla, asimismo se les aplicará Hipoclorito de sodio (NaClO al 3%) para eliminar microorganismos presentes.

3.3.1. Lavado y secado de la arena de mar

La arena de mar ya tamizada se lavó varias veces hasta eliminar el contenido de sal e impurezas presentes (figura 6), después se extendió en sacos al aire libre para que se seque.



Figura 6. (a) Tamizado de la arena de mar, (b) lavado de la arena de mar con agua potable.

3.3.2. Esterilización de la arena de mar

La arena de mar ya lavada y seca, se colocó en bolsas (figura 7a) para realizar un proceso de esterilización en una autoclave (*Astell Benchtop*) a 121 °C por 3 horas (figura 7b). Finalmente se almacenó hasta su uso.



Figura 7. (a) Arena de mar en bolsas para esterilización, (b) programación de la autoclave.

3.3.3. Lavado y secado de grava fina y gruesa

La grava gruesa y fina se lavó con agua potable (figura 8a) y luego se le realizó un enjuague con hipoclorito de sodio, posterior a ello se colocó a secar al sol (Figura 8b). Finalmente se almacenó hasta su uso.

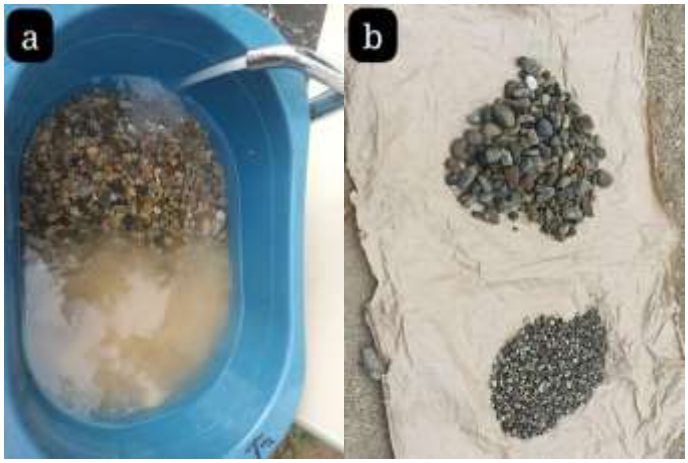


Figura 8. (a) Lavado con agua potable de la grava fina y grava gruesa, (b) secado al aire libre

3.4. Selección y acondicionamiento del material vegetal

Para esta etapa de recolección se siguió la metodología de Mera et al. (2023), donde se obtuvieron especímenes jóvenes de Jacinto de Agua (*Eichhornia crassipes*), los cuales fueron recolectados en drenes agrícolas ubicados en los al rededores de la Facultad de Ciencias Agrarias de la UNTUMBES. Se realizaron dos recolecciones de material vegetal, en ellos

se seleccionaron especímenes jóvenes los cuales se aclimataron por un periodo de 15 días (figura 9a). Una vez que las plantas empezaron a generar nuevos brotes, se le realizaron podas selectivas para obtener especímenes puros (figura 9b) los cuales posteriormente se implementaron en el tratamiento de fitorremediación.



Figura 9. (a) Aclimatación del material vegetal, (b) selección de especímenes puros

3.5. Recolección y acondicionamiento de las materias primas para el biocarbón

Se recolectó el raquis de banano en campos agrícolas de la región, posterior a ello la materia prima recolectada se llevó al Laboratorio de Análisis Ambiental de la Universidad Nacional de Tumbes, para poder realizar el lavado correspondiente y eliminar las impurezas presentes, luego se realizó una fragmentación para secarlo al aire libre durante 10 días. Posterior a su secado, la materia prima fue molida para ser tamizada a un tamaño granular abarcado entre 0,5 a 1 mm. Finalmente la materia prima fue almacenada en bolsas herméticas para impedir su deterioro.

Se recolectó un aproximado de 80 kg de raquis de banano en un campo agrícola en el distrito de Pampas de Hospital, luego en el laboratorio, se le realizó el lavado correspondiente y se cortó en pedazos pequeños (figura 10), posterior a ello se extendió al aire libre durante 10 días para eliminar la humedad. El raquis de banano seco, fue molido en un molino industrial hasta obtener un tamaño de partícula abarcado entre 0,5 a 1 mm.



Figura 10. (a) Lavado del raquis de banano para eliminar impurezas, (b) fragmentación en pedazos pequeños para facilitar su secado.

3.6. Producción, lavado y caracterización del biocarbón

Siguiendo a Rimaycuna Ramírez (2020), se procedió a realizar los procesos de producción del biocarbón mediante el proceso de pirolisis, asimismo, se realizó el lavado ácido para eliminar las sales y cenizas residuales y por último, se caracterizó el contenido de cenizas y humedad del biocarbón.

3.6.1. Producción de biocarbón

Se utilizó la materia prima previamente molida para introducirla en un tubo de acero inoxidable el cual se colocó en un horno tubular (*Nabertherm GmbH, Alemania),* a una temperatura de 600 °C por un periodo de 2 horas (figura 11a). Asimismo, el tubo en el cual se introduce la muestra se sella con fibra de vidrio para evitar que ingrese oxígeno y se generen cenizas dentro de este (Figura 11b). Además, se realizó un total de 28 producciones de biocarbón con un rendimiento promedio del 30%, obteniendo en un aproximado de 1,8 kg de biocarbón para lavar.



Figura 11. (a) Programación de la temperatura del horno tubular, (b) preparación de la muestra para introducirla al horno.

3.6.2. Lavado y secado de biocarbón

El biocarbón producido se lavó con una solución acida (0,1 N de HCl) (figura 12a), para eliminar sales o reducir las cenizas residuales. Posterior al lavado ácido, se realizaron enjuagues con agua destilada (figura 12b) hasta obtener un pH cercano al neutro (figura 12c). Por último, el biocarbón lavado se extendió en bandejas y se colocaron a secar en una estufa (*Binder, ED23*) a 85 °C por 72 horas (figura 12d) para después almacenarlo en bolsas herméticamente selladas para evitar su contaminación hasta su uso.



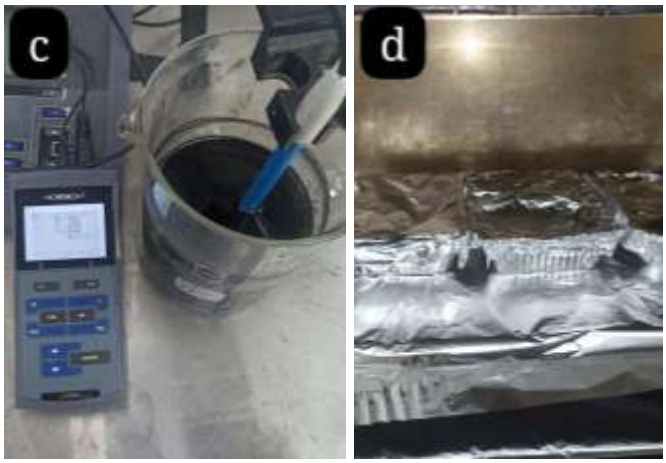


Figura 12. (a) Preparación de la solución ácida (HCl a 0,1N), (b) lavado del biocarbón con agua destilada, (c) estabilización de pH, (d) secado del biocarbón en horno a 85 °C.

3.6.3. Caracterización del biocarbón

3.6.3.1. Contenido de humedad

Para la caracterización del biocarbón se analizó el contenido de humedad del biocarbón ya lavado el cual fue secado en un horno a 105 °C por 24 horas y luego se aplicará la siguiente formula:

$$Humedad\ (\%) = \frac{Peso\ humedo - Peso\ seco}{Peso\ humedo} x\ 100$$

Se utilizó una estufa (*Memmert, SN55*) y se obtuvo el siguiente resultado:

Tabla 2. Contenido de humedad (%)

Muestra	Humedad (%)
Biocarbón de raquis de banano	8,7

3.6.3.2. Cenizas residuales

De igual manera se analizó el contenido de cenizas, para lo cual se tomó la muestra ya seca del paso anterior, para que sea calcinada en una mufla a 750 °C durante 2 horas y luego se aplicó la siguiente formula:

$$Cenizas\ (\%) = \frac{Peso\ de\ cenizas}{Peso\ seco} x\ 100$$

Se utilizó una mufla (*Hobersal, GB*) y se obtuvo el siguiente resultado:

Tabla 3. Contenido de Ceniza (%)

Muestra	Ceniza (%)
Biocarbón de raquis de banano	31,6

3.7. Recolección de muestras de aguas residuales domésticas

Siguiendo protocolo de monitoreo para efluentes de aguas residuales domésticas establecido por VIVIENDA (2013), se realizó la recolección y traslado de las muestras de agua residual doméstica; se recolectó un volumen de 30 litros de agua residual por cada planta de tratamiento y los cuales se tomaron directamente del efluente, una vez recolectadas las muestras fueron trasladadas al Laboratorio de Análisis Ambiental de la Universidad Nacional de Tumbes. De las muestras recolectadas, se empleará 1 litro de cada planta de tratamiento para la caracterización inicial y lo restante se implementará en los tres sistemas de tratamiento secuenciales.

3.8. Caracterización de las muestras de aguas residuales domésticas

Se siguió la metodología estandarizada de los Métodos Normalizados para el análisis de Aguas Potables y Residuales (APHA et al., 2017).

3.8.1. Parámetros de campo

Para las tres caracterizaciones iniciales y el resto de muestras ya tratadas, se realizó la medición in situ empleando un multiparámetro (marca WTW, Multi 36201), para lo cual se sumergieron los electrodos del equipo para registrar los valores de oxígeno disuelto, conductividad eléctrica, salinidad, solidos totales disueltos y pH.

En el caso del parámetro de turbidez, se empleó un turbidímetro (marca Lovibond, TB 211 IR), para lo cual, se tomó un poco de la muestra para verterla en el frasco del equipo y luego se limpió con papel toalla para evitar perturbaciones en la lectura del equipo, dicha lectura se registró en Unidades Nefelométricas de Turbidez (NTU).

3.8.2. Parámetros físicos

Los parámetros físicos a evaluar van a ser los sólidos disueltos, los sólidos suspendidos y los sólidos totales. Para lo cual se tomaron 50 mL de la muestra, para filtrarla usando papel filtro con un matraz kitasato conectado a una bomba de vacío, el papel filtro fue previamente secado en estufa y pesado; una vez se haya filtrado la muestra de agua residual, la solución fue colocada en un vaso precipitado previamente secado en estufa y pesado. Una vez filtrada la muestra, el papel filtro se secó en estufa a 105 °C por 10 minutos y luego se pesó para hallar la cantidad de sólidos suspendidos totales (SST); el vaso precipitado con la muestra filtrada fue puesto a la estufa con la misma temperatura hasta que evapore por completo, luego se pesó para mediante la diferencia de pesos calcular los sólidos disueltos totales (SDT); además, la suma de estos es la cantidad de solidos totales.

$$SST\ y\ SDT = \frac{(X2 - X1)}{V} * 1000$$

Donde:

X1: Peso inicial del papel filtro / vaso precipitado

X2: Peso de papel filtro con residuo / vaso precipitado

V: Volumen de la muestra

3.8.3. Parámetros químicos

3.8.3.1. Fosfatos

Para determinar la concentración de fosfatos se empleó el método de ácido ascórbico, este es un procedimiento colorimétrico para el cual se preparó una solución de color combinado; para una solución combinada de 100 mL se mezclaron 4 soluciones de reactivos en el siguiente orden: ácido sulfúrico (50 mL), tartrato de antimonio y potasio (5 mL), molibdato de amonio (15 mL) y ácido ascórbico (30 mL). Luego de esta solución de reactivos combinados se le añadió a la muestra de agua residual (8 mL de solución a 50 mL de muestra), para después medir la concentración de fosfatos mediante la intensidad de color que

reaccione la muestra (color azul), dicha lectura se realizó en un espectrofotómetro UV-Vis.

3.8.3.2. Nitratos

Para determinar la concentración de nitratos se empleó el método de columna de reducción de Cobre y Cadmio; para lo cual en una columna de cromatografía se añadió en la parte inferior fibra de vidrio como filtro, luego se añadieron filamentos de cobre de 2 cm y luego se le añadió cadmio granular, seguidamente se procedió a activar la columna de reducción mediante una solución de activación (75mL de EDTA y 25mL de Nitrato de Potasio 5N), una vez que toda la solución de activación haya pasado a través de la columna se procede a pasar las muestras (25 mL) combinadas con EDTA (75 mL). Posterior a ello, se procedió a preparar un reactivo de color el cual es estable por 2 horas, de dicho reactivo se le añadieron 2 mL a 50 mL de la muestra que ya ha sido pasada por la columna, la cual cambiará de color rosado que es proporcional a la concentración de nitratos y esta se midió en un espectrofotómetro UV-Vis

3.8.3.3. Metales pesados

Para la determinación de metales pesados (Cu, Cd, Zn y Pb), se empleó el método de espectrometría de absorción atómica por llama (*Flame Atomic Absorption Spectrometry,* FAAS). Como primer paso, la muestra previamente digerida con ácido (HCl) y filtrada se nebulizó mediante un sistema de flujo continuo e introducción de la muestra hacía una llama (aire – acetileno). La energía térmica permitió la atomización del metal libre en su estado fundamental; luego un haz de luz proveniente de una fuente de radiación continua atravesó las partículas atomizadas a longitudes de onda específicas para cada elemento, donde la absorbancia registrada fue proporcional a la concentración del metal en la muestra, la cual se cuantificó mediante interpolación en curvas de calibración preparadas con estándares trazables.

3.8.4. Parámetros bioquímicos

3.8.4.1. Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO_5)

Para determinar la DBO_5 se empleó el método de diluciones múltiples, para lo cual se preparó una solución de incubación oxigenada para mezclarla con la muestra en 3 fracciones de diluciones(2/300, 5/300 y 10/300), las cuales se colocaron en frascos Winkler debidamente sellados, se midió el oxígeno disuelto del primer día y luego se procedió a incubar por cinco días a 20 °C, para finalmente volver a medir el oxígeno disuelto y determinar la cantidad que ha consumido la actividad microbiológica en el periodo de incubación.

3.8.5. Parámetros microbiológicos

3.8.5.1. Coliformes Termotolerantes

Para determinar el Número más Probable (NMP) de Coliformes se empleó el método de tubos múltiples, el cual consistió inocular tres diluciones de la muestra en tubos con Caldo Lauril Triptosa (CLT) en los cuales se introdujeron campanas Durham invertidas, una vez inoculadas las muestras se incubaron a 35 °C. Luego de 48 horas se observó la presencia de gas en las campanas y turbidez en el medio, lo cual indicaba la presencia de Coliformes. El NMP fue calculado empleando tablas estadísticas establecidas en función de los tubos positivos y su factor de dilución.

3.9. Aplicación de tratamientos

3.9.1. Filtro de arena y grava

Se procedió a verter un volumen de 7 litros de muestra de agua residual doméstica en cada uno de los filtros de arena y grava para que sea filtrada y hallar el caudal promedio del filtro. Asimismo, al ser este un filtro preliminar, se tomó la muestra inmediata del efluente y el tiempo de retención fue de 10 segundos aproximadamente, con el filtro seco. Una vez que la muestra sea filtrada pasará a una pecera previamente lavada, en la cual se tomará una muestra representativa para realizar los análisis

correspondientes en el laboratorio y se realizó la lectura de parámetro de campo (Figura 13).



Figura 13. Aplicación del primer tratamiento a las muestras recolectadas en campo

3.9.2. Fitorremediación con Jacintos de Agua

De los 7 litros de muestra filtrada previamente, quedó un volumen de 6 litros en la pecera (1 litro aproximadamente quedó retenido en el primer filtro), en las cuales se introdujeron los especímenes de plantas previamente acondicionadas (Figura 14), por cada pecera se introdujo 3 o 4 plantas (100g de material vegetal aproximadamente). Se dejó actuar a las plantas fitorremediadoras por un periodo de 7 días de retención para que estas absorban los contaminantes presentes en las muestras. Posterior a ello, se procedió a retirar las plantas y se tomó una muestra representativa para realizar los análisis correspondientes en el laboratorio y se realizó la lectura de los parámetros de campo.



Figura 14. Implementación de los Jacintos de Agua en las muestras previamente tratadas por filtración

3.9.3. Adsorción con biocarbón

Finalmente, las muestras de agua residual tratadas por fitorremediación pasaron por el tratamiento de adsorción con biocarbón de raquis de banano, se usó de 30 g de material adsorbente y se colocó en botellas plásticas con pedazos de fibra de vidrio y algodón en los extremos (Figura 15). Para la evaluación de este tratamiento se tuvieron en cuenta tres tiempos de retención (0 horas, 1,5 horas y 3 horas) y de los cuales se tomaron muestras representativas para realizar los análisis de laboratorio correspondientes. Además, para esta última fase solo se trató un volumen de 3 litros de muestras (1 litro por cada tiempo de retención).



Figura 15. Aplicación del tercer tratamiento mediante la adsorción con los filtros de biocarbón.

4. Resultados

4.1. Caracterización inicial

Las muestras se recolectaron en las 3 PTARs en estudio el día miércoles 10 de junio del 2026 en horas de la mañana (desde las 6am). Una vez recolectadas las muestras se procedió a realizar la caracterización inicial y se compararon con los Límites Máximos Permisibles para efluentes de PTAR (D.S. N.° 003-2010-MINAM):

Tabla 4. Caracterización inicial de las 3 PTARs en estudio

PARAMETRO	Zarumilla	Pto. Pizarro	Tucilla	LMP
Oxígeno disuelto (mg/L)	0	0,001	3,61	No aplica
Conductividad Eléctrica (µS/cm)	2400	3890	2770	No aplica
pH (0 – 14)	8,32	7,78	7,95	6,5 – 8,5
Turbidez (NTU)	127	664	561	No aplica
SST (g/L)	1,2456	1,7894	1,569	0,15
SDT (g/L)	2,44	3,172	2,64	No aplica
Sal (‰)	1,2	2,1	1,4	No aplica
Fosfatos (mg/L)	5,3216	7,1472	12,3064	No aplica
Nitratos (mg/L)	7,0736	7,4944	10,2032	No aplica
Cobre (mg/L)	0,0293	0,0342	0,0358	No aplica
Cadmio (mg/L)	0,0081	0,0055	0,0061	No aplica
Plomo (mg/L)	0,0059	0,0066	0,0169	No aplica
Zinc (mg/L)	0,0088	0,008	0,0086	No aplica
DBO_5 (mg/L)	136,2	151,2	130,2	100
Coliformes (NMP/100mL)	1600	500	900	10 000

4.2. Evaluación de los tratamientos

Para la evaluación del desempeño y efectividad de los tratamientos aplicados, los resultados de los parámetros físicos, químicos y microbiológicos obtenidos fueron comparados con el Estándar de Calidad Ambiental para Agua (ECA), correspondiente a la Categoría 3: Riego de vegetales y bebida de animales (Subcategorías D1 y D2) aprobados por la normativa vigente (MINAM, 2017).

4.2.1. Parámetros de campo

4.2.1.1. Oxígeno disuelto (mg/L)

En la figura 16 se muestran las diferentes variaciones que presentan los niveles de Oxígeno disuelto (OD) en las muestras desde la caracterización inicial y a través de los tres tratamientos aplicados. En la caracterización inicial, las muestras presentaron bajos niveles de OD (Z=0 mg/L, P=0,001 mg/L y T=1,61 mg/L). Al pasar las muestras por el primer tratamiento hubo una pequeña variación, sin embargo, los niveles de OD se encontraban por debajo del ECA establecido (≥4 mg/L). No hubo una gran variación en los niveles de OD, ya que al ser un lecho filtrante cerrado, no existe ningún mecanismo biológico que inyecte aire en la muestra tratada.

Para el caso del Segundo tratamiento la variación de los niveles de OD fueron significativas (Z=12,66 mg/L, P=10,39 mg/L y T=5,32 mg/L), aquí se evidenció un incremento lo cual coincide con lo registrado por Ballón Durand (2021), donde detalla sobre el transporte activo de oxígeno de atmosférico a través del tejido aerénquima de la planta hacia la rizosfera, donde el oxígeno capturado se disemina en el medio acuoso.

Por último, al aplicar el tercer tratamiento, la variación de los niveles de OD fueron negativas (Z=7,95 mg/L, P=7,89 mg/L y T=7,92 mg/L), lo cual se corrobora con lo explicado por (Chavez Chamaya, 2022), donde menciona que este fenómeno se asocia a la retención de gases en los poros del material adsorbente; además, este al ser una columna saturada, no existe generación biológica de oxígeno, por lo que prima el consume o una retención pasiva. Cabe resaltar que las muestras desde el segundo tratamiento ya superaban el nivel de OD establecido por el ECA.

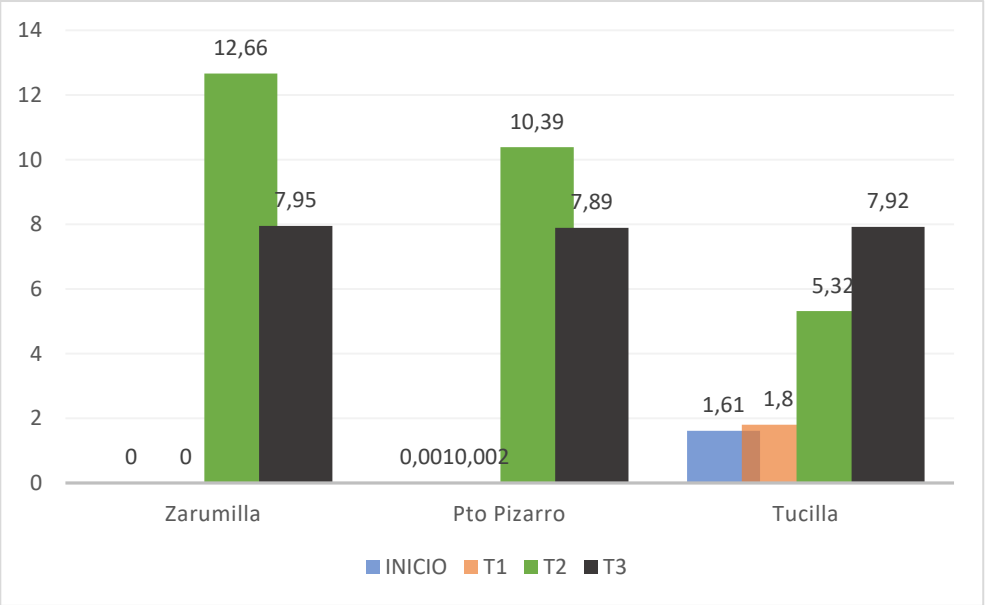


Figura 16. Variación del oxígeno disuelto (mg/L) tras la implementación de los tratamientos en las 3 muestras de las PTARs en estudio

4.2.1.2. Conductividad eléctrica (µS/cm)

En la figura 17, se muestran las variaciones que tuvo el parámetro de conductividad eléctrica desde su caracterización inicial y después de los tratamientos aplicados. Para la caracterización inicial, las muestras presentaron niveles estables (Z=2400 µS/cm, P= 3890 µS/cm y T=2770 µS/cm) los cuales se encontraban por debajo del ECA (≤5000 µS/cm). Al pasar las muestras por el primer tratamiento tuvieron un ligero incremento en los niveles de conductividad (Z= 2510 µS/cm, P=4110 µS/cm y T=2820 µS/cm), esto se corrobora con (Saini et al., 2021), donde explica que la arena y la grava pueden liberar sales minerales insolubles o finos solubles adheridos al material filtrante en el caso de que no haya habido un proceso previo de lavado intensivo.

Para el caso del segundo tratamiento, los niveles de conductividad aumentaron también (Z= 2970 µS/cm, P= 5190 µS/cm y T= 3270 µS/cm), este incremento se corrobora con lo detallado por (Chavez Chamaya, 2022), donde dice que la especie Jacinto de Agua tiene tasas muy altas de evapotranspiración, donde evapora agua pura hacia atmósfera, lo cual hace que el volumen de las pozas disminuya y provoca que aumente la

concentración de sales e iones solubles que permanecen en la fase liquida.

Por último, al aplicar el tercer tratamiento se repitió el patrón del aumento en los niveles de conductividad (Z=3070 µS/cm, P=6240 µS/cm y T=3370 µS/cm) estos resultados coinciden con los señalado por Lorena et al. (2020), donde señala que el biocarbón obtenido a partir de biomasa de banano es rico en potasio, sodio, calcio y magnesio, los cuales se acumulan en la matriz de la ceniza residual de la pirolisis. Al entrar en contacto con el agua, estos minerales se desprenden con facilidad, aportando iones adicionales al agua tratada.

Cabe resaltar que las PTARs de Zarumilla y Tucilla mantuvieron sus niveles de conductividad eléctrica por debajo del ECA, sin embargo, la PTAR de Puerto Pizarro supero el ECA, lo cual se puede deben a que la muestra de agua inicial ya poseía una alta carga salina, esto debido a una posible influencia de intrusión salina habitual en zonas de esteros.

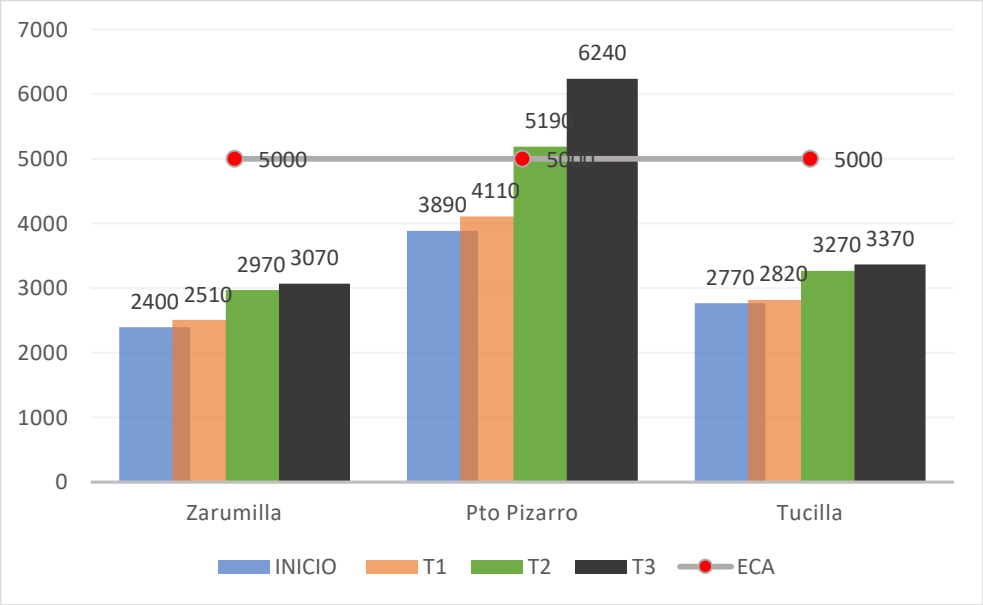


Figura 17. Variación de la conductividad eléctrica (µS/cm) tras la implementación de los tratamientos en las 3 muestras de las PTARs en estudio

4.2.1.3. pH

En la figura 18, se muestran los valores del pH desde su caracterización inicial y después de los tratamientos aplicados. Para la caracterización inicial, las muestras presentaron valores ligeramente alcalinos (Z=8,32,

P=7,78 y T=7,95). Al pasar las muestras por el primer tratamiento tuvieron un ligero incremento (Z=8,35, P=7,81 y T=7,99), esto se debe a que la retención física de la materia orgánica en suspensión y la posible presencia de sales minerales alcalinas solubles en el lecho filtrante de arena y grava generan una ligera liberación de especies alcalinizantes al agua.

Para el segundo tratamiento tuvieron un ligero descenso en los niveles de pH (Z=8,22, P=7,62 y T=7,78) esta variación coincide con reportado por Carreño Sayago (2021), donde señala que las raíces del Jacinto de agua y los microorganismos asociados a la rizosfera liberan dióxido de carbono mediante la respiración, al disolverse en el agua forma ácido carbónico (H_2CO_3), liberando protones y bajando el nivel de pH. Además, cuando las plantas adsorben el catión amonio, liberan protones para mantener el equilibrio de cargas de la membrana celular, lo cual acidifica el medio.

Por último, al aplicar el tercer tratamiento se registró una alcalinización pronunciada en las tres muestras (Z=8,94, P=8,96 y T=8,27) lo cual se corrobora con lo reportado por (Chavez Chamaya, 2022), donde explica que el biocarbón de raquis de banano se caracteriza por tener un pH fuertemente básico debido al proceso de pirolisis, al contacto con el efluente, los minerales que se encuentran en la ceniza se disuelven y liberan hidroxilos o iones bicarbonato al medio acuoso, lo cual provoca la alcalinización del efluente final.

Con respecto a los ECA establecidos, en la figura 18 se muestra los niveles (6,5 – 8,5) donde se aprecia desde la caracterización inicial hasta el segundo tratamiento, los niveles de pH se encontraban dentro del rango establecido, sin embargo, en el tercer tratamiento las PTAR de Zarumilla y Puerto Pizarro excedieron los niveles del ECA establecido, mientras que la PTAR de La Tucilla se mantuvo en el rango establecido.

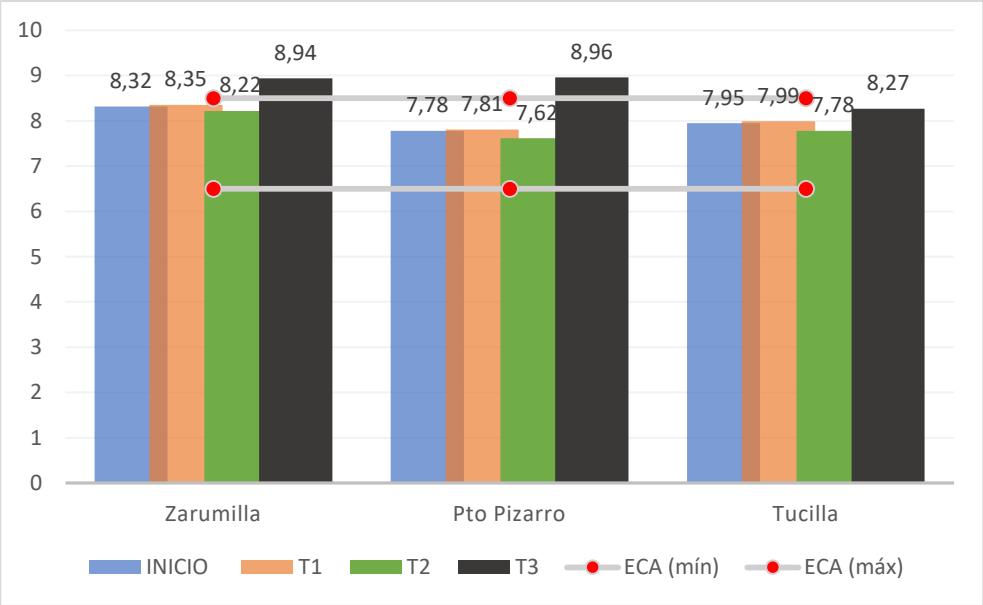


Figura 18. Variación del pH tras la implementación de los tratamientos en las 3 muestras de las PTARs en estudio

4.2.1.4. Salinidad (‰)

En la figura 19, se muestran los valores de concentración de salinidad (‰) desde su caracterización inicial y después de los tratamientos aplicados. Para la caracterización inicial presentaron los siguientes valores (Z=1,2 ‰, P=2,1 ‰ y T=1,4 ‰). Al pasar por el primer tratamiento las muestras tuvieron un ligero incremento en la concentración de salinidad (Z=1,3 ‰, P=2,3 ‰ y T=1,5 ‰), este pequeño incremento se debe a la liberación por arrastre de finos o sales minerales adheridas a la matriz del lecho filtrante. Además, de acuerdo con (Saini et al., 2021), los filtros físicos retienen sólidos en suspensión, pero no filtran la salinidad disuelta, manteniendo los iones libres en la solución.

Para el segundo tratamiento también hubo un incremento en el porcentaje de salinidad (Z=1,5 ‰, P=2,8 ‰ y T=1,7 ‰), este pequeño incremento se corrobora con lo ya antes mencionado por (Chavez Chamaya, 2022), donde explica que el Jacinto de agua al poseer una evapotranspiración intensa, al reducir el volumen del agua tratada, las sales disueltas se concentra por efecto de evaporación.

Por último, al pasar por el tercer tratamiento se repitió el incremento de la salinidad (Z=1,6 ‰, P=3,4 ‰ y T=1,8 ‰), lo cual se corrobora con la ya

mencionado por (Chavez Chamaya, 2022), donde señala que la biomasa de raquis de banano es naturalmente rica en sales solubles (principalmente cloruros y carbonatos de potasio, sodio y calcio). Cabe resaltar que para el parámetro de salinidad no hay un ECA establecido.

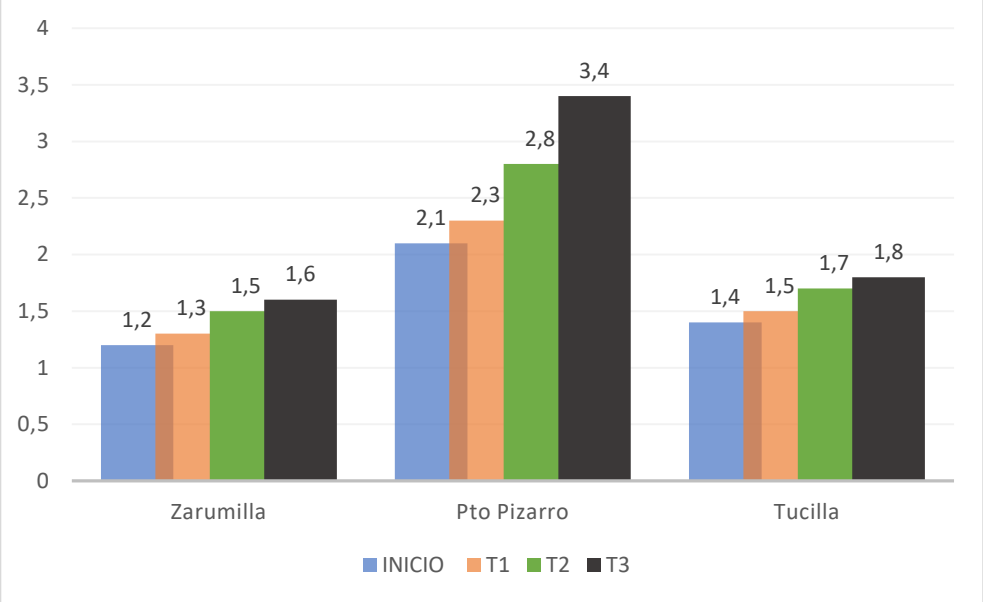


Figura 19. Variación de la concentración de salinidad (‰) tras la implementación de los tratamientos en las 3 muestras de las PTARs en estudio

4.2.1.5. Turbidez (UNT)

En la figura 20, se muestran los valores de concentración de turbidez desde su caracterización inicial y después de los tratamientos aplicados. Para la caracterización inicial, las muestras presentaron una alta carga de turbidez (Z=127 NTU, P=664 NTU y T=561 NTU). Al pasar las muestras por el primer tratamiento tuvieron un descenso significativo (Z=48 NTU, P=421 NTU y T=283 NTU), este resultado coincide con lo mencionado por López Garcia (2023), donde señala que esto se debe a la acción de tamizado mecánico del filtro de arena y grava, el cual retiene físicamente los sólidos en suspensión de mayor tamaño y promueve la sedimentación de flóculos pesados en sus intersticios.

Para el segundo tratamiento se registró una reducción drástica en los niveles de turbidez (Z=1,88 NTU, P=1,27 NTU y T=10,9 NTU), esta variación se corrobora con lo mencionado por Mera et al. (2023), donde

indica que dicha variación se debe a la acción del sistema radical denso del Jacinto de agua, el cual actúa como un filtro biológico que retiene y bioadhiere las partículas coloidales, favorecido por la secreción de polímeros extracelulares de los microorganismos rizosféricos que aceleran la biofloculación y sedimentación de la materia en suspensión.

Por último, al aplicar el tercer tratamiento se logró una clarificación casi total en las tres muestras (Z=0,97 NTU, P=0,61 NTU y T=2,84), alcanzando porcentajes de remoción superiores al 99%, lo cual se corrobora con lo señalado por (Paye et al., 2021), donde menciona que esto se debe a la elevada capacidad de adsorción del biocarbón producido de biomasa agrícola, el cual retiene los coloides ultra finos y compuestos orgánicos disueltos remanentes, actuando como un pulidos final de la transparencia del agua. Cabe resaltar que para el parámetro de turbidez no hay un ECA establecido.

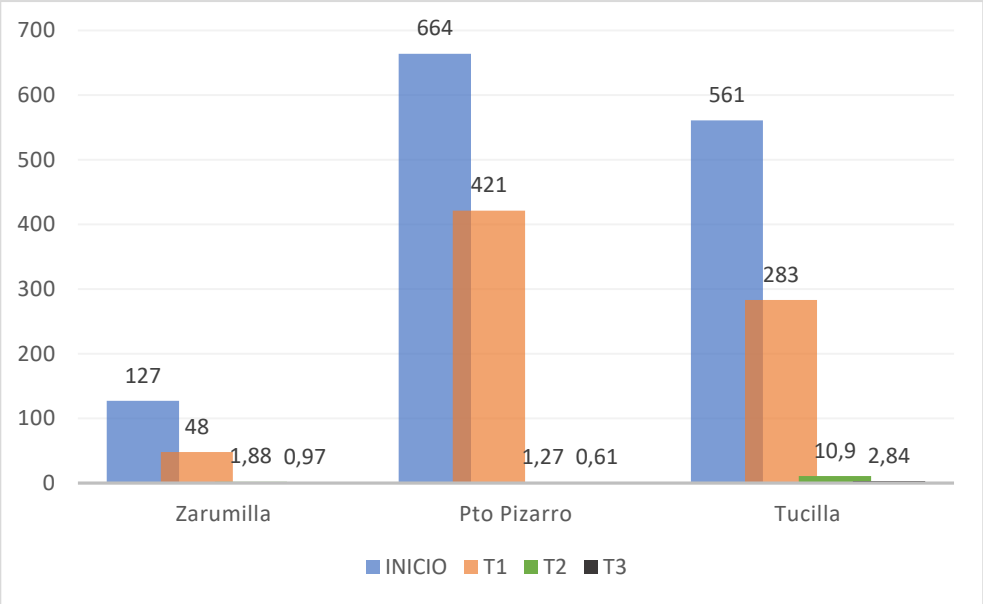


Figura 20. Variación de la concentración de turbidez (NTU) tras la implementación de los tratamientos en las 3 muestras de las PTARs en estudio

4.2.2. Parámetros físicos

4.2.2.1. Sólidos Disueltos Totales (g/L)

En la figura 21, se muestran los valores de solidos disueltos totales (SDT) desde su caracterización inicial y después de los tratamientos aplicados. Para la caracterización inicial, las muestras presentaron concentraciones

elevadas (Z=2,44 g/L, P=3,172 g/L y T=2,64 g/L). Al pasar las muestras por el primer tratamiento tuvieron un descenso notable (Z=1,5344 g/L, P=2.5482 g/L y T=2,0152 g/L), este resultado coincide con lo ya mencionado por López Garcia (2023), donde explica que esto se debe a la retención mecánica en el filtro de arena y grava, el cual, aunque actúa principalmente sobre sólidos en suspensión, promueve la precipitación de flóculos coloidales y la adsorción física inicial de materia disuelta sobre las superficiales del lecho poroso.

Para el segundo tratamiento se registró una reducción sostenida en los niveles de SDT (Z=1,138 g/L, P=1,792 g/L y T=1,46 g/L), esta variación responde a lo señalado por Carreño Sayago (2021), donde explica que la planta Jacinto de agua absorbe e inmoviliza activamente iones inorgánico y nutrientes disueltos para su metabolismo y crecimiento, sumado a la bioadsorción de compuestos orgánicos disueltos por parte del biofilm adosado a su sistema radical.

Por último, al aplicar el tercer tratamiento se alcanzó la mayor eficiencia de remoción, hasta el 68%, en las tres muestras (Z=0,784 g/L, P=1,396 g/L y T=1,102 g/L), este resultado concuerda con lo señalado por (Jjagwe et al., 2021), donde detalla que esta reducción se debe a la alta porosidad y superficie específica del biocarbón, el cual actúa atrapado molecularmente la materia orgánica disuelta remanente y fijando cationes libres mediante mecanismos de adsorción y atracción electrostática en sus sitios activos. Cabe resaltar que para el parámetro de SDT no hay ECA establecido.

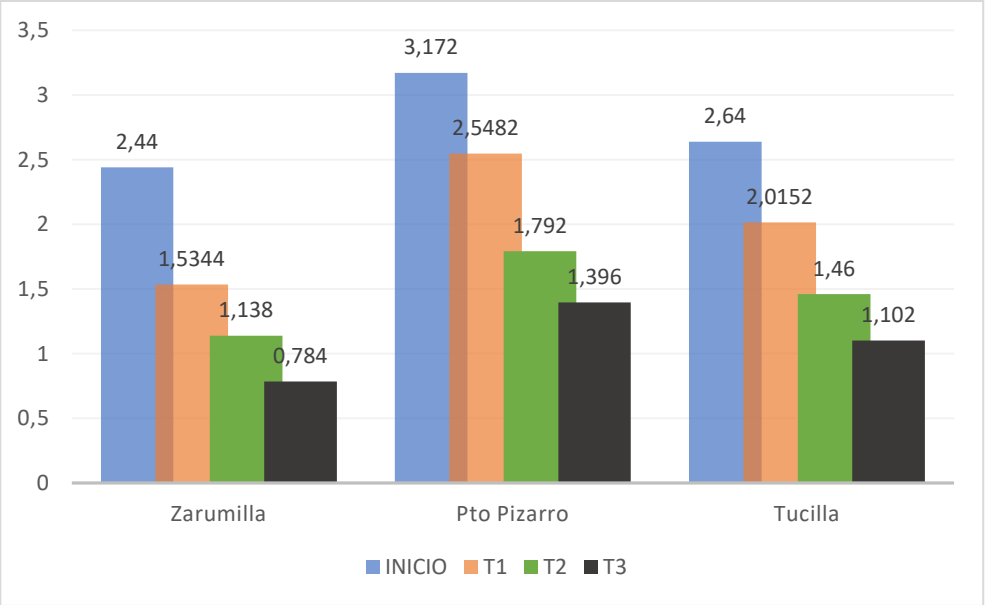


Figura 21. Variación de los sólidos disueltos totales (g/L) tras la implementación de los tratamientos en las 3 muestras de las PTARs en estudio

4.2.2.2. Sólidos Suspendidos Totales (g/L)

En la figura 22, se muestran los valores de solidos suspendidos totales (SST) desde su caracterización inicial y después de los tratamientos aplicados para la caracterización inicial, las muestras presentaron una elevada carga de materia particulada en suspensión (Z=1,2456 g/L, P=1,7894 g/L y T=1,569 g/L). Al pasar las muestras por el primer tratamiento tuvieron una reducción significativa (Z=0,5608 g/L, P=0,9058 g/L y T=0,7586 g/L), lo cual representa una remoción superior al 49% en esta etapa inicial. Esto coincide con lo reportado por (Saini et al., 2021), donde señala que esto se debe a la acción del filtro de arena y grava, el cual opera como una barrera física de filtración profunda que retiene por tamizado e intercepción las partículas de mayor tamaño, reduciendo la velocidad del flujo y promoviendo la sedimentación de flóculos en el interior del lecho poroso.

Para el segundo tratamiento se registró un descenso continuo en los niveles de SST (Z=0,453 g/L, P=0,6118 g/L y T=0,599 g/L), esta variación responde a lo señalado por Carreño Sayago (2021), donde explica que el denso entramado radical funciona como una trampa o filtro biológico flotante que intercepta y fija mecánicamente las partículas suspendidas

residuales, favorecido por la acción de microorganismos rizosféricos que segregan polímeros extracelulares para coagular y precipitar los coloides en el fondo.

Por último, al aplicar el tercer tratamiento se alcanzó la concentración mínima de solidos suspendidos en las tres muestras (Z=0,2452 g/L, P=0,221 g/L y T=0,2992 g/L), logrando eficiencias de remoción de hasta el 87,6%, lo cual se fundamenta con lo reportado por Gao et al. (2026) y Dinis et al. (2026), donde explican que esto eficiencia se debe a la estructura micro y mesoporosa que atrapa por adsorción física y retención intersticial la materia coloidal fina remanente, garantizando un efluente final sustancialmente libre de sólidos en suspensión. Cabe resaltar que para este parámetro SST no hay un ECA establecido.

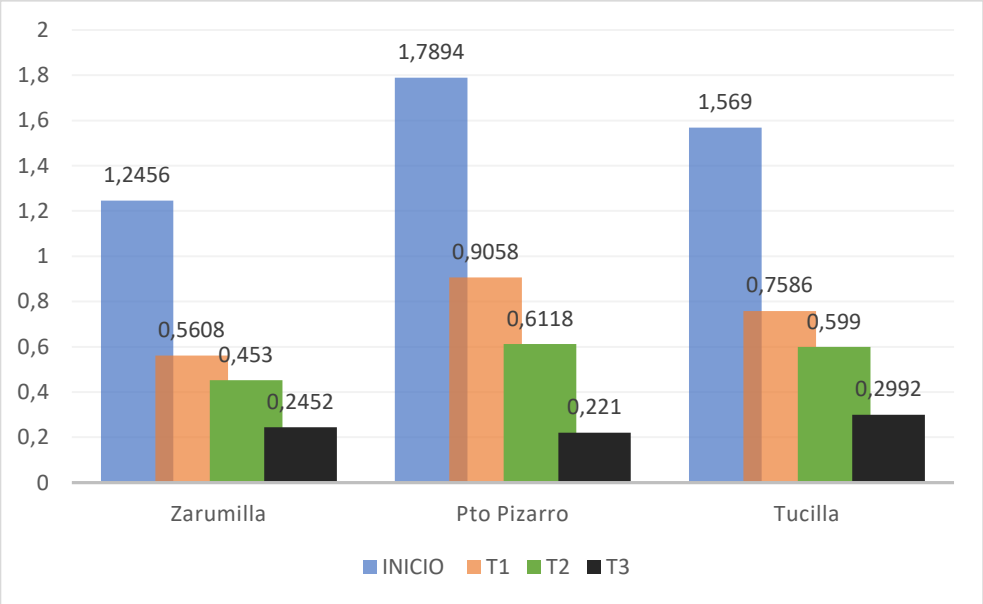


Figura 22. Variación de los sólidos suspendidos totales (g/L) tras la implementación de los tratamientos en las 3 muestras de las PTARs en estudio

4.2.3. Parámetros químicos

4.2.3.1. Fosfatos (mg/L)

En la figura 23, se muestran los valores de las concentraciones de fosfatos desde su caracterización inicial y después de los tratamientos aplicados, incluyendo la evaluación del filtro de biocarbón a tres tiempos de retención hidráulica: T(0) para el primer efluente captado, T3(1,5) a la hora y media y T(3) a las tres horas. Para la caracterización inicial, las muestras

registraron concentraciones elevadas (Z=5,32 mg/L, P=7,15 mg/L y T=12,31 mg/L). Al pasar las muestras por el primer tratamiento se observó un comportamiento variable, registrándose un incremento en las muestras de Zarumilla (6,67 mg/L) y Puerto Pizarro (8,07 mg/L) y una leve disminución en Tucilla (11,30 mg/L), esto se debe a la lixiviación o arrastre de partículas y sales solubles de fósforo acumuladas o retenidas previamente en la matriz filtrante de arena y grava, las cuales se desprende ante el paso continuo del flujo.

Para el segundo tratamiento se obtuvo la mayor eficiencia de remoción de fosfatos en el sistema, reduciendo drásticamente las concentraciones en las tres plantas (Z=5,21 mg/L, P=2,73 mg/L y T=1,02 mg/L), alcanzando reducciones de hasta un 91,7% en Tucilla. Estos resultados coinciden con los obtenidos por Mera et al. (2023), esta remoción se le atribuye al consumo metabólico activo del Jacinto de agua, el cual absorbe e incorpora ortofosfatos como nutriente esencial para su síntesis celular y crecimiento tisular, sumado a la bioadsorción de fosforo en la película microbiológica asociada a la rizosfera.

Por último, al aplicar el tercer tratamiento con biocarbón, se registró una tendencia al incremento progresivo de la concentración de fosfatos conforme aumentó el tiempo de retención en las tres muestras: en T3(0) los valores fueron de Z=7,52 mg/L, P=3,04 mg/L y T=1,28 mg/L; en T3(1,5) aumentaron a Z=8,47 mg/L, P=3,19 mg/L y T=1,34 mg/L; y en T3(3) alcanzaron Z=8,79 mg/L, P=3,26 mg/L y T=1,40 mg/L. Además, también se evidenció la aparición de espuma en las muestras del efluente final. Este comportamiento se corrobora con lo hallado por (Chavez Chamaya, 2022), donde explica que esto se debe a la presencia de cenizas alcalinas solubles y compuestos orgánicos con capacidad surfactante (como saponinas o materia orgánica disuelta) propios del raquis de banano. Al prolongar el tiempo de contacto (1,5 y 3 h), estos compuestos se disuelven y alteran la tensión superficial del medio, provocando la formación de espuma y la lixiviación continua de sales de fosfato presentes en la estructura del biocarbón hacia el efluente líquido. Cabe resaltar que para el parámetro de fosfatos no hay ECA establecido.

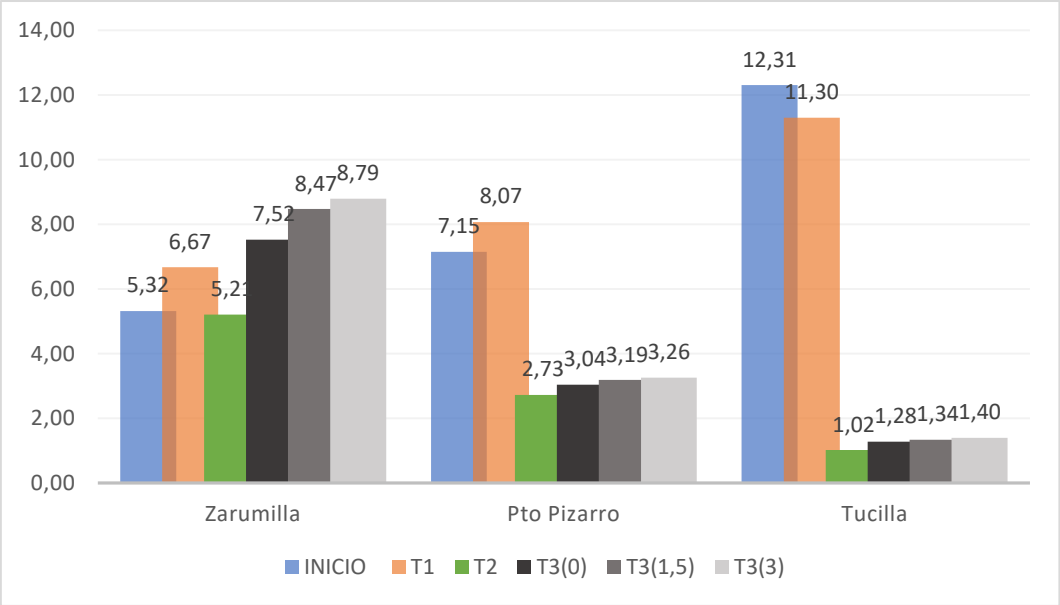


Figura 23. Variación de la concentración de fosfatos (mg/L) tras la implementación de los tratamientos en las 3 muestras de las PTARs en estudio

4.2.3.2. Nitratos (mg/L)

En la figura 24, se muestran los valores de las concentraciones de nitratos desde su caracterización inicia y después de los tratamientos aplicados, incluyendo la evaluación del filtro de biocarbón a tres tiempo de retención hidráulica: T3(0) para el primer efluente captado, T3(1,5) a la hora y media y T3(3) a las tres horas. Para la caracterización inicial, las muestras presentaron concentraciones elevadas de nitratos (Z=7,07 mg/L, P=7,49 mg/L y T=10,20 mg/L). Al pasar las muestras por el primer tratamiento se registró una reducción moderada (Z=5,39 mg/L, P=5,33 mg/L y T=9,09 mg/L), esto se debe a la retención de materia orgánica nitrogenada particulada en el lecho de arena y grava, sumado a procesos iniciales de nitrificación biológica por bacterias aerobias y adheridas a los granos del filtro.

Para el segundo tratamiento se obtuvo la mayor tasa de remoción de nitratos en el sistema, reduciendo drásticamente los niveles en las tres plantas (Z=1,18 mg/L, P=1,10 mg/L y T=2,44 mg/L), lo cual representa eficiencias de remoción de hasta el 85,3% en esta etapa. Esto coincide con lo reportado por Ballón Durand (2021), donde señala que esta variación se debe a la alta capacidad de bioasimilación del Jacinto de

agua, el cual absorbe activamente el nitrógeno en forma de nitrato como insumo esencial para la síntesis de proteínas y desarrollo foliar, complementado por la desnitrificación microbiana que ocurre en las zonas anóxicas asociadas al entramado radical de la rizosfera.

Por último, al aplicar el tercer tratamiento con biocarbón, se observó una reducción sostenida y proporcional al tiempo de retención hidráulica en todas las PTARs. En T3(0) los valores descendieron a Z=1,08 mg/L, P=1,06 mg/L y T=1,97 mg/L; en T3(1,5) continuaron bajando a Z=0,84 mg/L, P=0,90 mg/L y T=1,43 mg/L; y finalmente en T3(3) se registraron las concentraciones mínimas del estudio (Z=0,75 mg/L, P=0,68 mg/L y T=1,37 mg/L), alcanzando eficiencias de remoción globales superiores al 86,5% y hasta el 90,9% en Puerto Pizarro. Este comportamiento demuestra que a mayor tiempo de contacto (1,5 y 3h) la microporosidad y los grupos funcionales de la superficie del biocarbón incrementan la adsorción física y la fijación de los aniones nitratos residuales, actuando como un pulidor final de alta eficacia para este parámetro. Cabe resaltar que el ECA para nitratos es 100 mg/L, al ser una concentración relativamente elevada a la concentración de las muestras, no se ha tomado en cuenta para el grafico, ya que todas las muestras se encuentran muy por debajo del valor del ECA establecido.

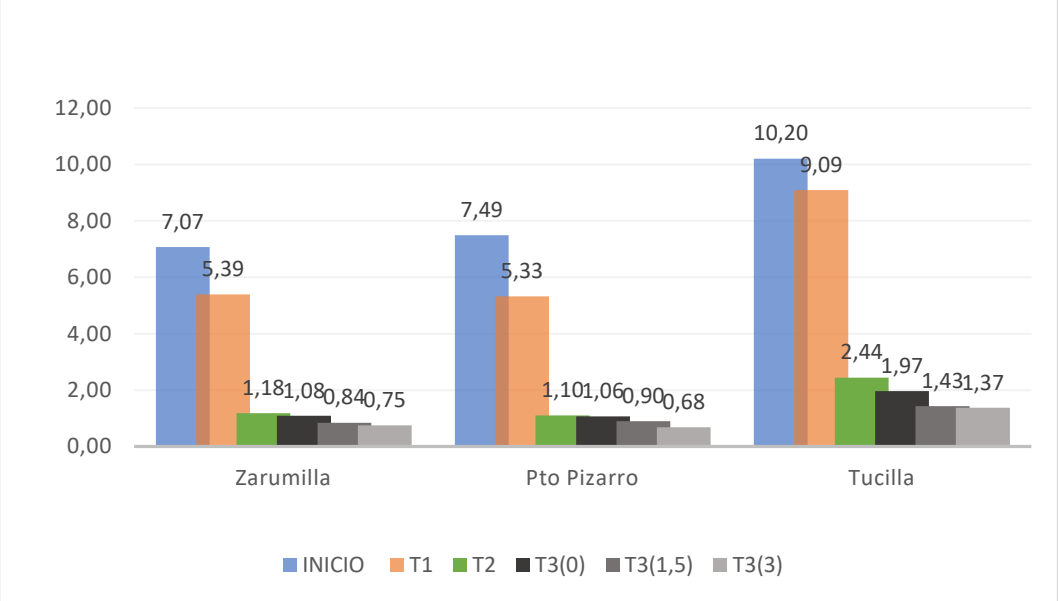


Figura 24. Variación de la concentración de nitratos (mg/L) tras la implementación de los tratamientos en las 3 muestras de las PTARs en estudio

4.2.3.3. Metales pesados (mg/L)

4.2.3.3.1. Zarumilla

En la tabla 5, se muestran las concentraciones de metales pesados (Cu, Zn, Cd y Pb) expresados en mg/l desde la caracterización inicial y tras la aplicación del sistema de tratamiento combinado en la PTAR Zarumilla, incluyendo la evaluación de filtro de biocarbón a tres tiempos de retención hidráulica: T3(0), T3(1,5) y T3(3). Cabe resaltar que desde la caracterización inicial las muestras de agua registraron concentraciones inferiores a los límites establecidos en el ECA. Al pasar las muestras por el primer tratamiento, se observó una disminución en la concentración de los cuatro metales pesados (Cu: de 0,0293 a 0,0283 mg/L; Zn: de 0,0088 a 0,0033 mg/L; Cd: de 0,0081 a 0,0076 mg/L; y Pb: de 0,0059 a 0,0014 mg/L). Este descenso inicial se debe a la retención física de los metales asociados a la materia particulada en suspensión que es atrapada en los poros del lecho filtrante, sumado a la bioadsorción física primaria sobre la superficie de los agregados de arena.

Para el segundo tratamiento, se registró una remoción significativa de la carga metálica, destacando la eliminación total del Plomo (Pb=0,0000 mg/L) y reducciones en Cadmio (CD=0,0045 mg/L) y Cobre (Cu=0,0264 mg/L), a excepción de una ligera fluctuación en Zinc (Zn=0,0070 mg/L). Este comportamiento coincide con lo reportado por Ballón Durand (2021), quien hace mención que esto responde a la capacidad de fitoacumulación y fitoextracción del Jacinto de agua, cuyas raíces bioadsorben los cationes metálicos disueltos mediante intercambio iónico con los grupos funcionales de la pared celular vegetal y los translocan hacía los tejidos, inactivando el metal libre en el agua.

Por último, en el tercer tratamiento con biocarbón, se evidencio una eficiencia de remoción directamente proporcional al tiempo de

retención hidráulica para Cobre, Zinc y Cadmio. En T3(0) los valores fueron Cu=0,0257 mg/L, Zn=0,0020 mg/L y Cd=0,0041 mg/L; en T3(1,5) disminuyeron a Cu=0,0214 mg/L, Zn=0,0007 mg/L y Cd=0,0022 mg/L; y finalmente en T3(3) se alcanzaron las concentraciones más bajas de todo el estudio (Cu=0,0199 mg/L, Zn=0,0003 mg/L y Cd=0,0022 mg/L), manteniéndose el Plomo en valor nulo (Pb=0,0000 mg/l). Este desempeño confirma lo reportado por (Chavez Chamaya, 2022), donde menciona que al prolongar el tiempo de contacto, se favorecen las interacciones de acomplejamiento en la superficie porosa del biocarbón, la precipitación de hidróxidos metálicos por su pH alcalino y el intercambio de cationes con los minerales de la biomasa empleada, logrando eficiencias globales de remoción finales de 32,1% para Cu; 96,6% para Zn; 72,8% para Cd y 100% para Pb.

Tabla 5. Concentración de metales pesados desde la caracterización inicial y después de los tratamientos aplicados en la PTAR de Zarumilla

Muestra	Cu		Zn		Cd		Pb	
	Conc. (mg/L)	ECA	Conc. (mg/L)	ECA	Conc. (mg/L)	ECA	Conc. (mg/L)	ECA
Zarumilla	0,0293	(0,2 - 0,5)	0,0088	(2 - 4)	0,0081	(0,01 - 0,05)	0,0059	(0,05)
ZT1	0,0283	(0,2 - 0,5)	0,0033	(2 - 4)	0,0076	(0,01 - 0,05)	0,0014	(0,05)
ZT2	0,0264	(0,2 - 0,5)	0,007	(2 - 4)	0,0045	(0,01 - 0,05)	0	(0,05)
ZT3 t(0)	0,0257	(0,2 - 0,5)	0,002	(2 - 4)	0,0041	(0,01 - 0,05)	0	(0,05)
ZT3 t(1.5)	0,0214	(0,2 - 0,5)	0,0007	(2 - 4)	0,0022	(0,01 - 0,05)	0	(0,05)
ZT3 t(3)	0,0199	(0,2 - 0,5)	0,0003	(2 - 4)	0,0022	(0,01 - 0,05)	0	(0,05)

4.2.3.3.2. Puerto Pizarro

En la tabla 6, se muestran las concentraciones de metales pesados (Cu, Zn, Cd y Pb) expresados en mg/l desde la caracterización inicial y tras la aplicación del sistema de tratamiento combinado en

la PTAR Puerto Pizarro, incluyendo la evaluación de filtro de biocarbón a tres tiempos de retención hidráulica: T3(0), T3(1,5) y T3(3). De manera análoga a lo observado en las otras PTARs desde la caracterización inicial las muestras de agua registraron concentraciones inferiores a los límites establecidos en el ECA. Al pasar la muestra por el primer tratamiento, se registró una disminución gradual en la concentración de los cuatro metales (Cu: de 0,0342 a 0,0336 mg/L; Zn: de 0,0080 a 0,0059 mg/L; Cd: de 0,0055 a 0,0051 mg/L; y Pb: de 0,0066 a 0,0003 mg/L), logrando una marcada remoción inicial de Plomo cercana al 95,5%. Este comportamiento se debe al tamizado físico y retención de sólidos suspendidos a los cuales se encuentran adsorbidos parcialmente estos elementos en la fase coloidal, sumada a la bioadsorción física en la matriz porosa de arena.

Para el segundo tratamiento, se obtuvo un avance sustancial en la clarificación metálica, destacando la remoción total del Plomo (Pb=0,0000 mg/L) y un descenso acentuado en Cadmio (Cd=0,0012 mg/L), Zinc (Zn=0,0042 mg/L) y Cobre (Cu=0,0314 mg/L). Esta variación demuestra la alta efectividad del sistema radical del Jacinto de agua para bioacumular e inmovilizar cationes metálicos mediante interacciones químicas en la rizosfera y la absorción tisular activa de la planta.

Por último, en el tercer tratamiento con biocarbón, se confirmó que a mayor tiempo de retención hidráulica se alcanza una remoción más profunda de la carga metálica disuelta. En T3(0) los valores descendieron a Cu=0,0312 mg/L, Zn=0,0030 mg/L y Cd=0,0009 mg/L; en T3(1,5) disminuyeron a Cu=0,0225 mg/L, Zn=0,0020 mg/L y Cd=0,0007 mg/L; y en T3(3) se registraron los niveles mínimos finales (Cu=0,0206 mg/L, Zn=0,0010 mg/L y Cd=0,0007 mg/L), manteniéndose el Plomo ausente (Pb=0,0000 mg/L). Este desempeño se fundamenta en la capacidad del biocarbón para complejar cationes pesados en sus grupos funcionales oxigenados y precipitar especies metálicas insolubles por la naturaleza alcalina de sus cenizas, logrando eficiencias globales de remoción finales

del 39,8% para Cu, 87,5% para Zn, 87,3% para Cd y 100% para Pb.

Tabla 6. Concentración de metales pesados desde la caracterización inicial y después de los tratamientos aplicados en la PTAR de Puerto Pizarro

Muestra	Cu		Zn		Cd		Pb	
	Conc. (mg/L)	ECA	Conc. (mg/L)	ECA	Conc. (mg/L)	ECA	Conc. (mg/L)	ECA
Pto Pizarro	0,0342	(0,2 - 0,5)	0,008	(2 - 4)	0,0055	(0,01 - 0,05)	0,0066	(0,05)
PT1	0,0336	(0,2 - 0,5)	0,0059	(2 - 4)	0,0051	(0,01 - 0,05)	0,0003	(0,05)
PT2	0,0314	(0,2 - 0,5)	0,0042	(2 - 4)	0,0012	(0,01 - 0,05)	0	(0,05)
PT3 t(0)	0,0312	(0,2 - 0,5)	0,003	(2 - 4)	0,0009	(0,01 - 0,05)	0	(0,05)
PT3 t(1,5)	0,0225	(0,2 - 0,5)	0,002	(2 - 4)	0,0007	(0,01 - 0,05)	0	(0,05)
PT3 t(3)	0,0206	(0,2 - 0,5)	0,001	(2 - 4)	0,0007	(0,01 - 0,05)	0	(0,05)

4.2.3.3.3. Tucilla

En la tabla 7, se muestran las concentraciones de metales pesados desde la caracterización inicial y tras la aplicación del sistema de tratamiento combinado en la PTAR Tucilla, evaluando el filtro de biocarbón a tres tiempos de retención hidráulica: T3(0), T3(1,5) y T3(3). De igual manera que en los casos previos, las concentraciones se registraron por debajo de los ECA establecidos. Al pasar la muestra por el primer tratamiento, se observó una reducción inicial en la concentración de los cuatro parámetros (Cu: de 0,0358 a 0,0349 mg/L; Zn: de 0,0086 a 0,0079 mg/L; Cd: de 0,0061 a 0,0043; y Pb: de 0,0169 a 0,0014 mg/L), destacando una remoción preliminar del Plomo equivalente al 91,7%. Este descenso inicial responde a la retención mecánica por tamizado de sólidos en suspensión a los cuales se encuentran adheridas fracciones de estos metales; además, de la adsorción física sobre la superficie de los granos de arena.

Para el segundo tratamiento, se registró un importante avance en la eliminación de contaminantes metálicos, logrando la remoción total del Plomo (Pb=0,0000 mg/L) y un descenso muy marcado en Cadmio (CD=0,0009 mg/L), Zinc (Zn=0,0051 mg/L) y Cobre (Cu=0,0304 mg/L). Este comportamiento reafirma la elevada capacidad del sistema radical del Jacinto de agua para fitoacumular e inmovilizar cationes metálicos disueltos mediante bioadsorción e intercambio iónico en la rizosfera.

Por último, al aplicar el tercer tratamiento con biocarbón de raquis de banano, se ratificó la eficiencia del filtro como pulidos final en función del tiempo de retención hidráulica. Para Cobre y Zinc, las concentraciones disminuyeron de forma inversamente proporcional al tiempo de contacto: T3(0) se obtuvo CU=0,0282 mg/L y Zn=0,0046 mg/L; en T3(1,5) descendieron a Cu=0,0244 mg/L y Zn=0,0032 mg/L; y en T3(3) alcanzaron sus valores mínimos (Cu=0,0206 mg/L y Zn=0,0013 mg/L), manteniéndose el Plomo ausente (Pb=0,0000 mg/L). Por su parte, el Cadmio mostró una remoción máxima en T3(0) y T3(1,5) (Cd=0,0007 mg/L), con una leve fluctuación final en T3(3) (Cd=0,0020 mg/L), manteniéndose aún muy por debajo del límite normativo. Este desempeño general confirma que la microporosidad, los grupos funcionales oxigenados y la alcalinidad del biocarbón promueven la adsorción y complejamientos de la carga metálica, logrando eficiencias globales de remoción finales del 42,5% para Cu, 84,9% para Zn, 67,2% para Cd y 100% para Pb.

Tabla 7. Concentración de metales pesados desde la caracterización inicial y después de los tratamientos aplicados en la PTAR de La Tucilla

Muestra	Cu		Zn		Cd		Pb	
	Conc. (mg/L)	ECA	Conc. (mg/L)	ECA	Conc. (mg/L)	ECA	Conc. (mg/L)	ECA
Tucilla	0,0358	(0,2 - 0,5)	0,0086	(2 - 4)	0,0061	(0,01 - 0,05)	0,0169	(0,05)
TT1	0,0349	(0,2 - 0,5)	0,0079	(2 - 4)	0,0043	(0,01 - 0,05)	0,0014	(0,05)
TT2	0,0304	(0,2 - 0,5)	0,0051	(2 - 4)	0,0009	(0,01 - 0,05)	0	(0,05)

TT3 t(0)	0,0282	(0,2 - 0,5)	0,0046	(2 - 4)	0,0007	(0,01 - 0,05)	0	(0,05)
TT3 t(1,5)	0,0244	(0,2 - 0,5)	0,0032	(2 - 4)	0,0007	(0,01 - 0,05)	0	(0,05)
TT3 t(3)	0,0206	(0,2 - 0,5)	0,0013	(2 - 4)	0,002	(0,01 - 0,05)	0	(0,05)

4.2.4. Parámetros bioquímicos

4.2.4.1. Demanda Bioquímica de Oxigeno – DBO_5 (mg/L)

En la figura 25, se presentan los valores de la DBO_5 obtenidos en la caracterización inicial y a lo largo del tratamiento combinado en las tres PTARs, comparados con el límite máximo permisible del ECA (15 mg/L). En la caracterización inicial, las muestras evidenciaron una elevada carga de materia orgánica biodegradable, con concentraciones de 136,2 mg/L para Zarumilla, 151,2 mg/L para Puerto Pizarro y 130,2 mg/L para Tucilla, superando hasta en un 90,8% al estándar normativo. Tras la aplicación del primer tratamiento, se registró una reducción parcial de la DBO_5 (76,5 mg/L en Zarumilla; 90,9 mg/L en Pto. Pizarro y 91,2 mg/L en Tucilla), logrando eficiencias de remoción entre el 30 y 43,8%. Este descenso coincide con lo reportado por Contreras Quispe (2024), donde señalan que esta remoción se le atribuye al tamizado mecánico y retención física de los sólidos suspendidos volátiles en el lecho poroso, sumado a la degradación heterótrofa aerobia realizada por la biopelícula microbiana adherida al sustrato del filtro.

En el segundo tratamiento, se produjo el punto de quiebre en la remoción de materia orgánica, descendiendo las concentraciones de manera drástica a 4,4 mg/L en Zarumilla, 9,6 mg/L en Pto. Pizarro y 15 mg/L en Tucilla. Esta etapa representó eficiencias de remoción acumuladas superiores al 88,5% en Tucilla, 93,6% en Pto. Pizarro y 96,8% en Zarumilla, logrando que el agua cumpla con el ECA desde esta fase. Estos resultados son similares a los obtenidos por Ballón Durand (2021), el cual menciona que este rendimiento responde a la acción combinada de la rizofiltración y la intensa actividad biológica de la microflora epifita asociada al sistema radicular del Jacinto de agua; las raíces no solo actúan como trampas físicas para coloides orgánicos, sino que transfieren

oxígeno atmosférico hacia las rizosfera, estimulando la oxidación microbiana acelerada de los compuestos orgánicos solubles.

Finalmente, el tercer tratamiento actuó como un sistema de pulido final, reduciendo aún más los valores de DBO_5 hasta alcanzar concentraciones finales de 2,4 mg/L en Zarumilla, 7,2 mg/L en Pto. Pizarro y 13,8 mg/L en Tucilla, para eficiencias globales de remoción del 98,2%, 95,2% y 89,4%, respectivamente. Esta degradación coincide con lo señalado por (Jjagwe et al., 2021), donde menciona que esto ocurre por la sinergia entre la elevada capacidad de adsorción de la estructura microporosa del biocarbón y la colonización de biopelículas bacterianas secundarias en sus poros, lo que asegura que el efluente tratado quede holgadamente dentro de los parámetros fijados por el ECA.

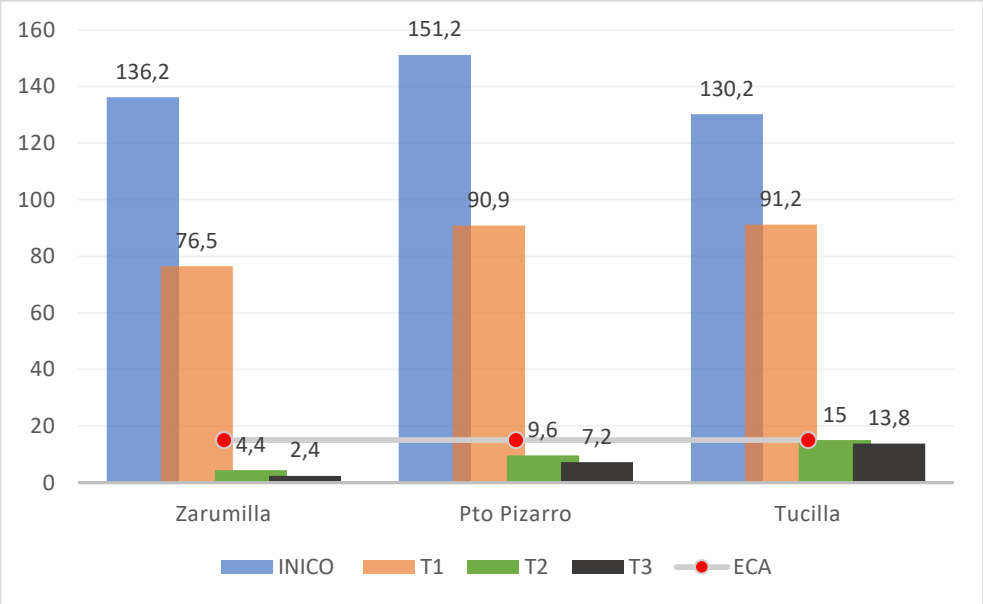


Figura 25. Variación de DBO_5 (mg/L) tras la implementación de los tratamientos en las 3 muestras de las PTARs en estudio

4.2.5. Parámetros microbiológicos

4.2.5.1. Coliformes Termotolerantes (NMP)

En la figura 26, se evalúa el comportamiento y la dinámica de remoción de Coliformes Termotolerantes a través de los diferentes tratamientos aplicados en las PTARs Zarumilla, Pto. Pizarro y Tucilla, en comparación con el límite máximo fijado por el ECA (100 NMP/100mL). En la caracterización inicial, la PTAR Zarumilla presentó la mayor contaminación microbiológica con un recuento de 1600 NMP/100mL,

sobrepasando el límite normativo permisible, mientras que Tucilla registró 900 NMP/100mL (cerca al umbral regulatorio) y Pto. Pizarro 500 NMP/100mL. Tras el paso por el primer tratamiento, se observó una drástica reducción de la carga patógena en las tres estaciones, registrándose concentraciones de 110 NMP/100mL para Zarumilla, 220 NMP/100mL para Pto. Pizarro y 170 NMP/100mL para Tucilla. Este descenso situó de forma inmediata a todas las muestras por debajo del ECA, representando eficiencias de remoción iniciales entre el 56% y el 93,1%. Este resultado es similar al obtenido por López Garcia (2023), el cual atribuye este logro a la filtración física por atrapamiento en los poros intergranulares del lecho filtrante, la adsorción electrostática de las células bacterianas a la matriz del árido y la inactivación natural causada por depredación protozoaria e inanición metabólica en la biopelícula en formación.

En el segundo tratamiento, la densidad bacteriana cayó a valores mínimos de un solo dígito: 11 NMP/100mL en Zarumilla, 9 NMP/100mL en Pto. Pizarro y 11 NMP/100mL en Tucilla. Este resultado se relaciona con el obtenido por Ballón Durand (2021), donde hace mención sobre el incremento notable en la desinfección el cual lo fundamenta en la rizofiltración bacteriana en el entramado radicular del Jacinto de agua, combinada con la excreción de exudados radiculares con actividad antibacteriana y alelopática, la competencia nutricional con la microflora epifita nativa y los procesos de atrapamiento e inactivación asistidos por el biofilm adosado a las raíces.

Por último, en el tercer tratamiento el sistema alcanzó su punto máximo de clarificación microbiológica, registrando recuentos finales de 9 NMP/100mL en Zarumilla, 7 NMP/100mL en Pto. Pizarro y 7 NMP/100mL en Tucilla. Las eficiencias globales de remoción al cierre del tratamiento combinado alcanzaron el 99,4% para Zarumilla, 98,6% para Pto. Pizarro y 99,2% para Tucilla. Estos resultados coinciden con los reportados por (Chavez Chamaya, 2022), donde señala que esta desinfección avanzada final responde a la retención física por filtración de escala fina en los microporos del biocarbón, sumada a la bioadsorción en sus sitios activos

funcionalizados y las condiciones alcalinas locales que aceleran el estrés fisiológico de los microorganismos entéricos.

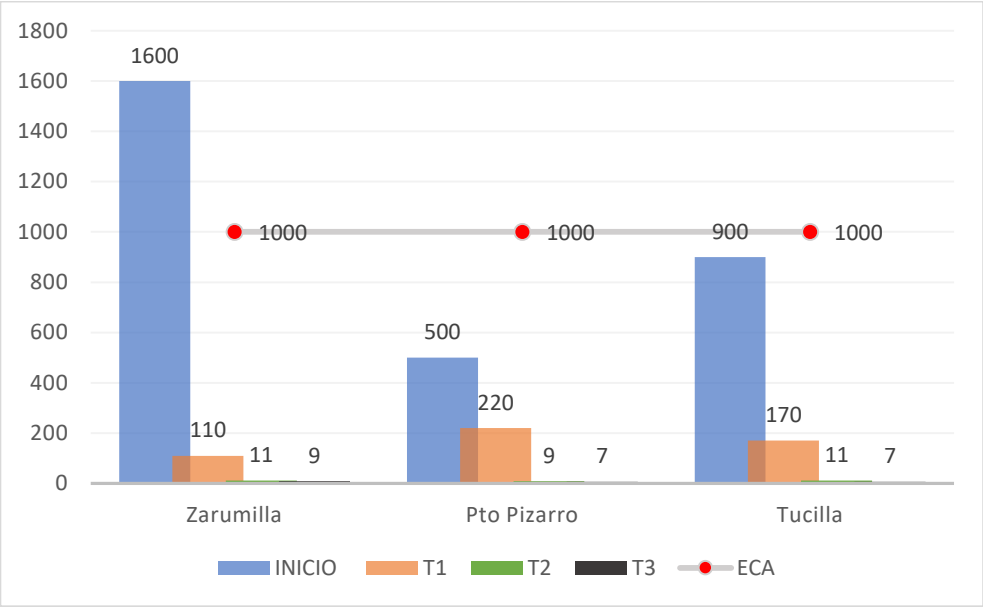


Figura 26. Variación de los coliformes termotolerantes (NMP/100mL) tras la implementación de los tratamientos en las 3 muestras de las PTARs en estudio

4.3. Eficiencia del sistema combinado

El sistema de tratamiento combinado demostró una alta eficiencia en cada una de las fases como se muestra en la Figura 27. Asimismo, cada fase cumplió un rol específico en la remoción de los contaminantes presentes en el efluente.

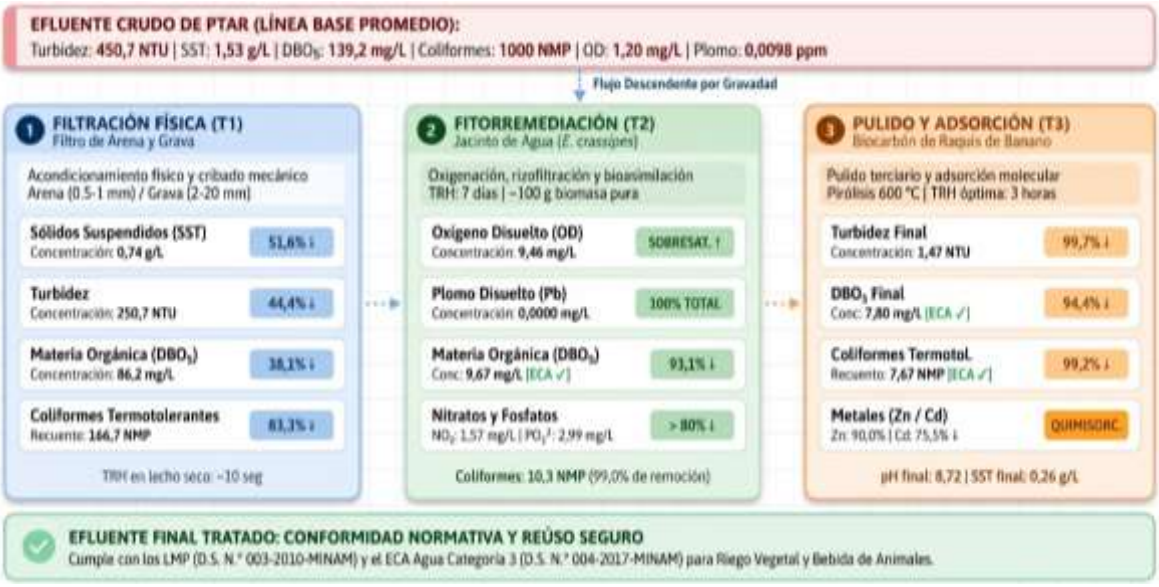


Figura 27. Esquema de la eficiencia global del sistema de tratamiento combinado

5. Conclusiones

- El sistema de tratamiento combinado secuencial (filtro de arena-grava, fitorremediación con *Eichhornia crassipes* y adsorción con biocarbón de raquis de banano) demostró una alta eficiencia técnica en la depuración de aguas residuales de una PTAR, logrando que parámetros críticos como la materia orgánica biodegradable (DBO_5) y los coliformes termotolerantes se reduzcan sustancialmente hasta cumplir con los Límites Máximos Permisibles (D.S. N.° 003-2010-MINAM) y alcanzar los Estándares de Calidad Ambiental para Agua (Categoría 3: Riego de vegetales y bebida de animales, D.S N.° 004-2017-MINAM). Esto demuestra el alto potencial técnico del sistema acoplado como alternativa para el reúso de efluentes domésticos tratados.
- El diseño e implementación modular a escala de laboratorio operado de manera secuencia e intermitente demostró viabilidad funcional e hidráulica, integrando exitosamente la separación mecánica por lecho poroso graduado, la asimilación y trasformación bioquímica mediante macrófitas flotantes y la retención interfacial en columnas empacadas con biocarbón de biomasa agrícola pirolizada. .
- Cada fase del sistema combinado presentó un rol y un desempeño técnico diferenciado y complementario en la remoción de contaminantes:

La filtración física (arena y grava) actuó como un acondicionamiento primario indispensable, reteniendo la fracción mayoritaria de sólidos suspendidos totales y disminuyendo la turbidez inicial. La fitorremediación con Jacinto de agua (*E. crassipes***)** constituyó la etapa nuclear del tratamiento, siendo la responsable de la oxigenación del efluente, de la mayor remoción de nutrientes (nitratos y fosfatos) y de la disminución drástica de la carga orgánica y patógena, logrando que el agua alcance la conformidad normativa para DBO_5. La columna de biocarbón de raquis de banano operó eficazmente como una unidad de tratamiento terciario avanzado, clarificando residualmente el agua e incrementando la adsorción de metales pesados en función del tiempo de retención hidráulica; no obstante, aportó un incremento en el pH, conductividad eléctrica y salinidad producto de las cenizas inherentes a la biomasa de banano.

6. Recomendaciones

- Optimizar el lavado ácido y enjuague previo del biocarbón de raquis de banano antes de su empaque, esto para evitar incrementos no deseados de pH en el efluente final.
- Sugerir un tiempo de retención hidráulica óptimo en el filtro de biocarbón de 1,5 a 3 horas para la remoción de metales pesados disueltos.
- Establecer un plan de podas y cosechas periódicas del Jacinto de agua, para evitar la colmatación y descomposición del tejido vegetal.
- Implementar un protocolo de lavado a contracorriente o recambio de a capa superior de arena para evitar la saturación y la pérdida de tasa de filtración.
- Realizar pruebas en flujo continuo para determinar la vida útil y capacidad de saturación del biocarbón si se llevaría a gran escala como se muestra en el Anexo 5.
- Desarrollar un análisis de costos y operación que valide la viabilidad económica del prototipo para su escalamiento a nivel industrial como se muestra en Anexo 5.

7. Bibliografía

Ballón Durand, K. A. (2021). Fitorremediación de aguas residuales domésticas con la especie Eichhornia crassipes en el distrito de Yarabamba, Arequipa-2021. https://hdl.handle.net/20.500.12394/12579.

Bautista Quispe, J. I., Campos, L. C., Masek, O., & Bogush, A. J. S. (2026). A Three-Step System (Biochar and Sand Filtration with Chlorination) for Handwashing Wastewater Treatment and Possible Water Reuse in Rural Schools. *18*(8), 3964. https://doi.org/https://doi.org/10.3390/su18083964

Bindal, N., & Ramesh, S. (2023). Treatment of Wastewater with Phytoremediation Using Water Hyacinth—A Review. International Conference on Civil Engineering Innovative Development in Engineering Advances. https://doi.org/10.1007/978-981-99-6229-7_21

Carreño Sayago, U. F. (2021). "Buchón de agua"(Eichhornia Crassipes): impulsor de la fitorremediación. http://hdl.handle.net/11371/3807.

Castillo, R. J. U. N. d. T. (2022). Modificación del biocarbón derivado del raquis de banano mediante tratamiento hidrotermal con soluciones acuosas de ácido fosfórico y su efecto sobre la adsorción de arsénico y plomo. http://repositorio.untumbes.edu.pe/handle/20.500.12874/63441.

Chavez Chamaya, E. (2022). Empleo de filtros de carbón activado de endocarpio de coco y cascarilla de arroz para el tratamiento de aguas residuales. https://repositorio.untrm.edu.pe/bitstream/handle/20.500.14077/2960/Chavez%20Chamaya%20Emerson.pdf?sequence=2.

Contreras Quispe, R. R. (2024). Evaluación de eficiencia de remoción de la demanda biológica de oxígeno 5 de las aguas grises empleando un filtro lento de arena Juliaca 2023. https://repositorio.uancv.edu.pe/handle/UANCV/984

Cross, K., Tondera, K., Rizzo, A., Andrews, L., Pucher, B., Istenič, D.,…Mcdonald, R. (2021). *Nature-Based Solutions for Wastewater Treatment* (https://dx.doi.org/10.2166/9781789062267, https://dx.doi.org/10.2166/9781789062267). IWA Publishing. https://doi.org/https://dx.doi.org/10.2166/9781789062267

Das, S., Dutta, K., Saha, P. J. C., & Products, U. o. W. i. S. (2026). Recent Advancements in Waste-Derived Functional Materials for Wastewater Remediation. *1*, 353-374. https://doi.org/https://doi.org/10.1002/9781394371389.ch11

Dinis, C. J., Cavallaro, R. J., Girão, L. V., Duarte, C. R., & Barrozo, M. A. J. B. R. (2026). Valorization of Fruit Peel Waste via Microwave-Assisted Co-Pyrolysis: Dual-Optimized Biochar Production for Soil Amendment and Pollutant Adsorption. *19*(1), 69. https://link.springer.com/article/10.1007/s12155-026-10996-3

España, S. K. A., Jaramillo, M. J. S., Maza, J. E. M., & Bonilla, H. Í. R. J. C. g. (2025). Evaluación del biocarbón de raquis de banano como adsorbente de As en soluciones acuosas. *10*(S1Especial), 71-85. https://doi.org/https://doi.org/10.70165/cglobal.v10iS1.570

Espinal Heredia, G. B. (2017). Eficiencia del carbón activado a base de cascara de coco en el tratamiento de aguas residuales domesticas en el AA. HH.

10 de octubre, distrito de San Juan de Lurigancho, Lima, año 2017. https://hdl.handle.net/20.500.12692/22568.

Flores Soto, R. R., & Jara Ambrosio, G. M. (2024). Evaluación de la eficiencia del biocarbón de bagazo de caña de azúcar como adsorbente en la remoción de coliformes termotolerantes, aceites y grasas. https://hdl.handle.net/20.500.14005/14818.

Freitas, B. L. S., Terin, U. C., Fava, N. d. M. N., Maciel, P. M. F., Garcia, L. A. T., Medeiros, R. C.,…Sabogal-Paz, L. J. W. R. (2022). A critical overview of household slow sand filters for water treatment. *208*, 117870. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117870

Gao, C., Liu, Y., Liu, Y., Xu, H., Zhang, L., Ma, J.,…Products. (2026). Structure-tailored hierarchical porous biochar from banana straw: Pore evolution and formation mechanisms. *246*, 123382. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2026.123382

Gaviria, M. E. C. (2017). *Desarrollo y validación de un prototipo funcional tipo bio-filtro para la reutilización de aguas residuales domésticas en el sector agrícola* Universidad de la Costa]. https://repositorio.cuc.edu.co/server/api/core/bitstreams/23279a01-c88c-4eb7-b7c2-df7f44285fad/content

Gutiérrez, M., Grillini, V., Pavlović, D. M., & Verlicchi, P. J. S. o. t. t. e. (2021). Activated carbon coupled with advanced biological wastewater treatment: A review of the enhancement in micropollutant removal. *790*, 148050. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148050

Hamisi, R., Renman, A., Renman, G., Wörman, A., & Thunvik, R. J. J. o. C. P. (2024). Treatment efficiency and recovery in sand filters for on-site wastewater treatment: Column studies and reactive modelling. *462*, 142696. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2024.142696

Huamani, M. C. M. O., Olarte, J. B. P., Luna, N. S. C., Cahua, A. W. P., & Maytahuari, P. D. R. H. J. A. R. d. I. e. C. A. y. V. (2025). Diseño de filtro percolador para tratamiento de aguas residuales con lodos anaerobios en Pangaravi. *9*(27), 196-213. https://doi.org/https://doi.org/10.33996/revistaalfa.v9i27.407

Jiménez Tamayo, F. M., Moreno López, J. A., Encalada Zumba, M. C., & Vargas Peralvo, E. A. (2023). Análisis de las tecnologías para el tratamiento de aguas residuales: Una revisión bibliográfica. *La Técnica. Revista de las Agrociencias. ISSN 2477-8982*, *14*(2), 103-117. https://doi.org/10.33936/latecnica.v14i2.6467

Jjagwe, J., Olupot, P. W., Menya, E., Kalibbala, H. M. J. J. o. B., & Bioproducts. (2021). Synthesis and application of granular activated carbon from biomass waste materials for water treatment: a review. *6*(4), 292-322. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jobab.2021.03.003

Koncagül, E., Tran, M., & Connor, R. (2021). Informe mundial de las Naciones Unidas sobre el desarrollo de los recursos hídricos 2021: el valor del agua; datos y cifras. https://coilink.org/20.500.12592/rfj6t41.

Kurade, M. B., Ha, Y.-H., Xiong, J.-Q., Govindwar, S. P., Jang, M., & Jeon, B.-H. J. C. E. J. (2021). Phytoremediation as a green biotechnology tool for emerging environmental pollution: a step forward towards sustainable

rehabilitation of the environment. *415*, 129040. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.129040

López Garcia, J. A. (2023). Remoción de patógenos mediante filtros bioarena y filtros lentos de arena intermitentes, comunidad San Antonio de Pedregal, Lurigancho-Chosica. https://hdl.handle.net/20.500.12996/6048.

Lorena, C. A. M., Verduga, R. A. M., Uribe, L. S. R., & Osorio, B. B. G. J. C. A. (2020). Evaluación del carbón activo obtenido de raquis de banano en la purificación de agua destinada al consumo humano. *1*(6), 41-67. https://doi.org/https://doi.org/10.37959/cs.v1i6.30

Magwaza, S. T., Magwaza, L. S., Odindo, A. O., Mditshwa, A., & Buckley, C. J. H. (2020). Partially treated domestic wastewater as a nutrient source for tomatoes (Lycopersicum solanum) grown in a hydroponic system: effect on nutrient absorption and yield. *6*(12). https://www.cell.com/heliyon/fulltext/S2405-8440(20)32588-3

Malqui, S. (2021). *Implementación de un sistema de filtros para la remoción de aceites y grasas de aguas residuales domésticas en la asociación café Perú, Puente Piedra, 2021* Tesis para optar el tìtulo de profesional de Ingeniería Ambiental]. https://hdl.handle.net/11537/29220

Mera, B. E. D., García, M. J. L. J. R. I. A., & Sustentabilidad. (2023). Fitorremediación con Eichhornia crassipes en aguas residuales del cantón Jipijapa, Ecuador. *6*, e221-e221. https://doi.org/https://doi.org/10.46380/rias.vol6.e221

Mohd Nizam, N. U., Mohd Hanafiah, M., Mohd Noor, I., & Abd Karim, H. I. J. A. s. (2020). Efficiency of five selected aquatic plants in phytoremediation of aquaculture wastewater. *10*(8), 2712. https://doi.org/https://doi.org/10.3390/app10082712

Muñoz, G. S., Pampillo, J. S. C., Mendoza, K. V., & Chinchilla, C. J. A. c. R. d. c. a. (2025). Investigación y uso del biocarbón en Costa Rica. *49*(1), 14. https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=10605368

Oblitas Martínez, E. E. (2024). Eficiencia de fitorremediación con jacinto de agua (eichhornia crassipes) para disminuir concentraciones de metales pesados en aguas residuales municipales del distrito de San José del alto, provincia de Jaén–Cajamarca. https://repositorio.unj.edu.pe/handle/UNJ/621.

Paucar, F., & Iturregui, P. J. S. S. (2020). Los desafíos de la reutilización de las aguas residuales en el Perú. *1*(1), e004-e004. https://doi.org/http://dx.doi.org/10.21142/SS-0101-2020-004

Paye, Y. L. L., Rodríguez, C., Suaña, J. A. R., & Montoya, J. J. M. J. R. C. I. A. (2021). Uso de filtros de carbón activado para mejorar la calidad del agua para consumo humano en centros poblados de la Región de Puno. *20*(2). https://doi.org/http://dx.doi.org/10.35306/rev.%20cien.%20univ..v20i2.867

Piñancela-Marquez, K. Y., Armijos-Aguilar, D. A., Celi-Córdova, J. E., Chamba-Macas, L. K., & León-Cueva, W. P. J. M. L. A. J. (2024). Tipos de Filtros que se Utilizan para el Tratamiento de Aguas Residuales: Types of Filters Used for Wastewater Treatment. *2*(3), 195-207. https://doi.org/https://doi.org/10.62131/MLAJ-V2-N3-012

Pitott García, M. (2024). Diagnóstico ambiental del sistema de aguas residuales en el centro poblado de Puerto Pizarro, Tumbes 2021. https://hdl.handle.net/20.500.14414/23501.

Puri, L. (2025). *Study of the effects of potassium and calcium salts on biomass pyrolysis for biochar production* University of Prince Edward Island]. https://islandscholar.ca/islandora/object/18522

Rimaycuna Ramírez, J. (2020). Utilización de biocarbón de raquis de banano funcionalizado con nanoparticulas de óxido de zinc para el tratamiento de aguas. In: Universidad Nacional de Piura.

Rivera, M. A. O., Barahona, W. E. C., Costales, J. H. N., Lalvay, X. A. L., & Guachichullca, E. J. R. J. P. d. C. R. c.-p. (2021). La calidad de las aguas residuales domésticas. *6*(3), 228-245. https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=7926905

Ruiz Valles, L., & Orbegoso Alvarez, K. Y. (2019). Eficiencia del carbón activado obtenido a partir del endocarpo de “coco”(Cocos nucifera) y semilla de “aguaje”(Mauritia flexuosa), en la remoción de la DBO5 de las aguas residuales domésticas en el distrito de Habana–Moyobamba, 2018. http://hdl.handle.net/11458/3345.

Saini, G., Kalra, S., & Kaur, U. J. A. W. S. (2021). The purification of wastewater on a small scale by using plants and sand filter. *11*(4), 68. https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s13201-021-01406-4

Sharma, P., Kumar, A., & Shang, J. J. T. E. E. (2025). Transport and retention of co-existing contaminants with biochar colloids in porous media: a review. *3*, 100021. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.teengi.2025.100021

Vargas, A. K., Calderón, J., Velásquez, D., Castro, M., & Núñez, D. A. J. I. R. c. d. i. (2020). Análisis de los principales sistemas biológicos de tratamiento de aguas residuales domésticas en Colombia. *28*(2), 315-322. https://doi.org/ http://dx.doi.org/10.4067/S0718-33052020000200315.

Walker, D. I., Adriaenssens, E. M., McDonald, J. E., Hillary, L. S., Malham, S. K., & Jones, D. L. J. W. r. (2020). Viral indicators for tracking domestic wastewater contamination in the aquatic environment. *181*, 115926. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115926

Wang, J., de Ridder, D., van der Wal, A., Sutton, N. B. J. C. R. i. E. S., & Technology. (2021). Harnessing biodegradation potential of rapid sand filtration for organic micropollutant removal from drinking water: a review. *51*(18), 2086-2118. https://doi.org/https://doi.org/10.1080/10643389.2020.1771888

Wei, W., Huan, X., Chen, Z., & Li, Y. J. J. o. C. H. (2026). Key factors controlling transport of biochar colloids in porous media and the mutual effects with coexisting contaminants. https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2026.104851,

Yang, Y., Hu, Y., Duan, A., Wang, X. C., Ngo, H. H., & Li, Y.-Y. J. B. t. (2021). Characterization of preconcentrated domestic wastewater toward efficient bioenergy recovery: Applying size fractionation, chemical composition and biomethane potential assay. *319*, 124144. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.124144

Zela Esteban, J., & Olivas Aranda, G. J. S. N. d. S. d. S., Lima. Obtenido de https://cdn. www. gob. pe/uploads/document/file/3212482/Informe% 20de% 20diagn% C. (2022). Diagnóstico de las plantas de tratamiento de aguas residuales (ptar) en el ámbito de las empresas prestadoras. *3*, B3stico.https://www.gob.pe/institucion/sunass/informes-publicaciones/3087490-diagnosticos-de-las-ptar-en-el-ambito-de-las-empresas-prestadoras

8. Anexos

Anexo 1: Recolección, acondicionamiento de materias primas y elaboración de estructura de soporte



Figura 1. (a) Recolección de raquis de banano, (b) recolección de arena de mar.



Figura 2. (a) Recolección de grava, (b) recolección de gravilla.



Figura 3. (a) raquis de banano seco, (b) servicio de molienda en molino industrial



Figura 4. (a) Elaboración de las peceras de evaluación, (b) peceras de evaluación.



Figura 5. (a) Entrega de las estructuras de soporte, (b) elaboración de las estructuras de soporte

Anexo 2: Recolección de material vegetal



Figura 6. (a) primera jornada de recolección, (b) segunda jornada de recolección

Anexo 3: Recolección y traslado de muestras



Figura 7. (a) Recolección de las muestras de agua residual doméstica (b) traslado de las muestras de las tres PTARs en estudio

Anexo 4: Análisis de laboratorio



Figura 8. (a) Siembra de las muestras para determinar DBO_5, (b) solución combinada para determinar fosfatos, (c) lectura de nitrato, (d) lectura de metales pesados

Anexo 5: Escalamiento de prototipo



Figura 9. Imagen referencial del prototipo a escala de 1m^3 y 5m^3

Categoría	Ítem / Descripción	Escala 1 m3	Escala 5 m3
1. Resumen de Materiales e Insumos Operativos			
Materiales	Arena de filtración (0.5-1.0 mm)	72 kg	288 kg
	Gravilla intermedia (3-6 mm)	88 kg	350 kg
	Grava de soporte (12-25 mm)	88 kg	350 kg
	Jacinto de agua (Eichhornia crassipes)	13 - 15 kg	65 - 75 kg
	Biocarbón activado (raquis de banano)	~22 kg	~110 kg
	Materia prima virgen (raquis seco requerido)	~65 kg	~330 kg
	Reactivo neutralizante/ácido	1.5 - 2 L	8 - 10 L
2. Resumen Económico Consolidado (Soles S/)			
Costos Finales Totales	CapEx (Tanques, tuberías, bombas, columnas lecho empacado)	S/ 1,480 (Rango: S/ 1,200 - 1,760)	S/ 4,975 (Rango: S/ 4,100 - 5,850)
	OpEx / Insumos operativos por tanda	S/ 235 (Rango: S/ 180 - 290)	S/ 755 (Rango: S/ 590 - 920)
	Materiales y análisis de laboratorio / validación	S/ 650 (Rango: S/ 584 - 890)	S/ 850 (Rango: S/ 700 - 1,100)
Total	**Inversión Total Consolidada Estimada (CapEx + OpEx 1er lote + Laboratorio)**	**S/ 2,365**	**S/ 6,580**

Cuadro 1. Estimación de costos del prototipo a escala de 1m^3 y 5m^3