

**UNIVERSIDAD NACIONAL DE TUMBES**  
**FACULTAD DE CIENCIAS AGRARIAS**  
**ESCUELA DE INGENIERIA FORESTAL Y MEDIO AMBIENTE**



**Biocarbón obtenido de residuos agrícolas para la remoción de  
fosfatos a partir de aguas residuales de la industria langostinera  
semi-intensiva**

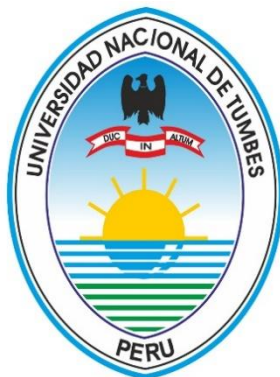
Tesis para optar el título profesional de Ingeniera Forestal y Medio  
Ambiente

**Autor:**

Bach. Siccha Medina Daniella Carolina

**Tumbes, 2026**

**UNIVERSIDAD NACIONAL DE TUMBES**  
**FACULTAD DE CIENCIAS AGRARIAS**  
**ESCUELA DE INGENIERIA FORESTAL Y MEDIO AMBIENTE**



**Biocarbón obtenido de residuos agrícolas para la remoción de  
fosfatos a partir de aguas residuales de la industria langostinera  
semi-intensiva**

Tesis aprobada en forma y estilo por

**Dr. Miguel Antonio Puestas Chully (presidente)**  
**CODIGO ORCID:0000-0003-1979-9572**

**Mg. Jhon Henry Rimaycuna Ramirez (secretario)**  
**CODIGO ORCID:0000-0002-2767-9733**

**Dr. Gerardo Juan Francisco Cruz Cerro (vocal-asesor)**  
**CODIGO ORCID:0000-0001-6096-0183**

**Tumbes, 2026**

**UNIVERSIDAD NACIONAL DE TUMBES**  
**FACULTAD DE CIENCIAS AGRARIAS**  
**ESCUELA DE INGENIERIA FORESTAL Y MEDIO AMBIENTE**



**Biocarbón obtenido de residuos agrícolas para la remoción de  
fosfatos a partir de aguas residuales de la industria langostinera  
semi-intensiva**

Los suscritos declaramos que la tesis es original en su contenido y  
forma:

**Bach. Daniella Carolina Siccha Medina (Autor)**

**CODIGO ORCID: 0009-0006-4424-3639**

**Dr. Gerardo Juan Francisco Cruz Cerro (Asesor)**

**CODIGO ORCID:0000-0001-6096-0183**

**Tumbes, 2026**

## Acta de sustentación de tesis



**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, a los siete días del mes de mayo de dos mil veintiséis, siendo las Diez horas, con Cero minutos (10:00), de la mañana, de forma presencial en el Aula F-1, en el pabellón de la Escuela Profesional de Ingeniería Forestal y Medio Ambiente, se reunieron el Jurado Calificador, designado por Resolución N° 006-2024/UNTUMBES-VRACAD-FCA-D, **Dr. Miguel Antonio Puestas Chully** (Presidente), **Mg. John Henry Rimaycuna Ramírez** (Secretario), **Dr. Gerardo Juan Francisco Cruz Cerro** (Vocal), reconociendo en la misma resolución además, al **Dr. Gerardo Juan Francisco Cruz Cerro**, como **Asesor**, se procedió a evaluar, calificar y deliberar la sustentación de la tesis, **"Biocarbón obtenido de residuos agrícolas para la remoción de fosfatos a partir de aguas residuales de la industria langostinera semi-intensiva"**, para optar el Título Profesional de Ingeniera Forestal y Medio Ambiente, presentado por la **Bach. Daniella Carolina Siccha Medina**, Concluida la sustentación y absueltas las preguntas, por parte de la sustentante y después de la deliberación, el jurado según el artículo N° 75 del Reglamento de Tesis para Pregrado y Posgrado de la Universidad Nacional de Tumbes, declara a la: **Bach. DANIELLA CAROLINA SICCHA MEDINA**; Aprobado, por Unanimidad, con el calificativo Muy Bueno.

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

En consecuencia, queda Expediente para continuar con los trámites correspondientes a la obtención del Título Profesional de Ingeniera Forestal y Medio Ambiente, de conformidad con lo estipulado en la Ley Universitaria N° 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 Cero minutos del mismo día, se dio por concluida la ceremonia académica, procediendo a firmar el acta en presencia del público asistente.

Tumbes, 07 de mayo del 2026

 <b>Dr. Miguel Antonio Puestas Chully</b> DNI N° 02660522 CODIGO ORCID 0000-0003-19799572 Presidente	 <b>Mg. John Henry Rimaycuna Ramirez</b> DNI N° 70047306 CODIGO ORCID 0000-0002-2267-9133 Secretario
 <b>Dr. Gerardo Juan Francisco Cruz Cerro</b> DNI N° 80661593 CODIGO ORCID 0000-0001-6096-0183 Vocal	

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




# Turnitin (informe final de Tesis)



## 12% Similitud general

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

### Fuentes principales

- 9%  Fuentes de Internet
- 3%  Publicaciones
- 7%  Trabajos entregados (trabajos del estudiante)

### Marcas de integridad

N.º 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.

Dr. Gerardo Juan Francisco Cruz Cerro  
Codigo ORCID N° 0009-001-6056-0183

### Fuentes principales

- 9% Fuentes de Internet
- 3% Publicaciones
- 7% 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.

<b>1</b>	Internet	repositorio.untumbes.edu.pe	2%
<b>2</b>	Internet	dspace.ucuenca.edu.ec	1%
<b>3</b>	Internet	www.coursehero.com	<1%
<b>4</b>	Internet	hdl.handle.net	<1%
<b>5</b>	Internet	repositorio.oefa.gob.pe	<1%
<b>6</b>	Publicación	Zuñiga Sanchez, Higinio Alberto. "Biodorsorcion de Iones Cromo (VI) y Cadmio (II) ...	<1%
<b>7</b>	Trabajos del estudiante	Universidad Privada del Norte on 2024-10-12	<1%
<b>8</b>	Internet	www.mdpi.com	<1%
<b>9</b>	Internet	eprints.uanl.mx	<1%
<b>10</b>	Trabajos del estudiante	BENEMERITA UNIVERSIDAD AUTONOMA DE PUEBLA BIBLIOTECA on 2020-03-22	<1%
<b>11</b>	Internet	doczz.es	<1%

12	Trabajos del estudiante	Universidad Nacional de Tumbes on 2025-10-25	<1%
13	Trabajos del estudiante	Escuela Superior Politécnica del Litoral on 2025-10-12	<1%
14	Trabajos del estudiante	Facultade de Ciencias on 2025-10-08	<1%
15	Trabajos del estudiante	Universidad Cesar Vallejo on 2024-11-08	<1%
16	Trabajos del estudiante	Universidad Nacional de Tumbes on 2026-01-08	<1%
17	Trabajos del estudiante	consultoriadeserviciosformativos on 2025-07-13	<1%
18	Internet	www.researchgate.net	<1%
19	Internet	dgsa.uaeh.edu.mx:8080	<1%
20	Trabajos del estudiante	Universidad Autónoma de Nuevo León on 2016-07-15	<1%
21	Trabajos del estudiante	Universidad del Valle de Guatemala on 2026-04-27	<1%
22	Publicación	Candelaria Tejada Tovar, Ángel Villabona Ortiz, Juan Paternina Cuesta, Victoria Ca...	<1%
23	Internet	oldri.ues.edu.sv	<1%
24	Internet	www.worldnewsnaturalsciences.com	<1%
25	Internet	repository.uamerica.edu.co	<1%



Dr. Gerardo Juan Francisco Cruz Cano  
Código ORCID N° 0000-0001-6996-0189

26	Trabajos del estudiante	Universidad de Ciencias Medicas on 2024-01-26	<1%
27	Publicación	Martinez Bellido, Katherine Maritza. "Estudio de la adsorción del fosfato y glifosat..."	<1%
28	Internet	datasheet.sisoog.com	<1%
29	Internet	repositorio.unal.edu.co	<1%
30	Internet	cig2019.uevora.pt	<1%
31	Internet	repositoriotec.tec.ac.cr	<1%
32	Internet	biotecnia.unison.mx	<1%
33	Internet	sedici.unlp.edu.ar	<1%
34	Trabajos del estudiante	Rufus King International Baccalaureate High School on 2013-10-24	<1%
35	Publicación	Suhas, P.J.M. Carrott, M.M.L. Ribeiro Carrott, Randhir Singh, L.P. Singh, Monika Ch...	<1%
36	Internet	scielosp.org	<1%
37	Trabajos del estudiante	Colegio Suizo de México A.C. on 2022-11-23	<1%
38	Internet	dipot.ulb.ac.be	<1%
39	Internet	patents.google.com	<1%



Dr. Gerardo Juan Francisco Cruz Cerro  
Código CRCO N° 9000-900-6095-0283

40	Internet	www.clubensayos.com	<1%
41	Internet	www.slideshare.net	<1%
42	Publicación	Perez Tomas, Liz Veronica. "Estudio de la capacidad de adsorción de las arcillas or..."	<1%
43	Trabajos del estudiante	Universidad Nacional Agraria La Molina on 2026-01-09	<1%
44	Trabajos del estudiante	Universidad Nacional Santiago Antunez de Mayolo on 2026-04-01	<1%
45	Trabajos del estudiante	Universidad Rey Juan Carlos on 2022-11-15	<1%
46	Trabajos del estudiante	Washington University in St. Louis on 2023-04-28	<1%
47	Internet	core.ac.uk	<1%
48	Internet	dspace.uclv.edu.cu	<1%
49	Internet	prezi.com	<1%
50	Internet	repository.upb.edu.co	<1%
51	Trabajos del estudiante	uamerica on 2024-11-08	<1%
52	Trabajos del estudiante	ucr on 2024-01-24	<1%
53	Internet	www.oecd.org	<1%



Dr. Gerardo Juan Francisco Cruz Cerro  
 Código ORCID N° 0009-000-6996-6183

54	Publicación	C. Mileto, F. Vegas, V. Cristini. "Rammed Earth Conservation", CRC Press, 2019	<1%
55	Trabajos del estudiante	CONACYT on 2017-12-04	<1%
56	Trabajos del estudiante	Escuela Politécnica Nacional on 2018-05-31	<1%
57	Trabajos del estudiante	Northeast Community College on 2026-03-11	<1%
58	Trabajos del estudiante	Universidad Católica Boliviana "San Pablo" on 2025-11-18	<1%
59	Trabajos del estudiante	Universidad Nacional de Trujillo on 2026-05-19	<1%
60	Trabajos del estudiante	Universitat Politècnica de València on 2021-06-07	<1%
61	Internet	apexchemicals.co.th	<1%
62	Internet	idoc.pub	<1%
63	Internet	onlinelibrary.wiley.com	<1%
64	Internet	raco.cat	<1%
65	Internet	repositorio.unas.edu.pe	<1%
66	Internet	revistatyca.org.mx	<1%
67	Internet	roderic.uv.es	<1%



Dr. Gerardo Juan Francisco Cruz Cerro  
Codigo ORCID N° 0000-001-6096-0183



68	Internet	www.aquahoy.com	<1%
69	Internet	www.ugr.es	<1%
70	Internet	www.zjuned.es	<1%
71	Publicación	Patricia Batista Grau. "Desarrollo de nanoestructuras de ZnO mediante anodizad...	<1%
72	Trabajos del estudiante	Universidad del Valle de Guatemala on 2026-02-25	<1%
73	Publicación	Werner CHOTA-MACUYAMA, Fred William CHU-KOO, Carmen Rosa GARCIA-DÁVIL...	<1%



Dr. Gerardo Juan Francisco Cruz Cerna  
Codigo ORCID N° 0000-001-6995-0183

## **DEDICATORIA**

A Dios, por permitirme llegar hasta aquí.

A mis padres, Giovanna y Carlos, mi motor, mi fuerza y mi todo.

A mi tío Lucho, que me cuida y celebra este logro desde el cielo.

A mis tres amores de cuatro patas, que son mi vida y mi alegría diaria.

A mi hermano Zahir, quien, a veces sin decir mucho, pero "a su manera", siempre me hizo sentir que podía lograrlo. Gracias por tu apoyo singular.

A Milena, mi compañera de batalla. Gracias por vivir cada etapa de esta tesis conmigo, por levantarme el ánimo cada vez que sentía que no podía más y por quedarte firme "hasta lo último". Sin tu empuje, esto no sería igual.

A Percy, por su apoyo constante y por ayudarme con paciencia en los momentos en los que las cosas no me salían como esperaba. Gracias por estar ahí, especialmente cuando más lo necesitaba.

## **AGRADECIMIENTO**

Mi gratitud eterna a Dios, por ser mi luz, mi fortaleza y quien permitió que esta meta se hiciera realidad.

A mi asesor, el Dr. Gerardo Juan Francisco Cruz Cerro, por su gran calidad humana y profesional. Gracias por su orientación, paciencia y valiosas enseñanzas durante todo el desarrollo de esta investigación, las cuales fueron fundamentales para la culminación de esta tesis.

Al Dr. José Luis Solís, por su valioso apoyo en la obtención de los análisis de difracción de rayos X (XRD), fundamentales para el desarrollo de esta investigación

Al Proyecto CANNON con RESOLUCIÓN N°1836-2024/UNTUUMBES-CU por su apoyo en la evaluación de los resultados obtenidos, contribuyendo significativamente al desarrollo de esta investigación.

Agradezco al proyecto Economía circular en la agroindustria y medio ambiente: Desde biomasa residual hasta materiales de alto impacto tecnológico (Contrato PE501093763-2024-PROCIENCIA-DE) por el respaldo brindado durante el desarrollo de esta investigación, aportando significativamente al fortalecimiento y análisis de los resultados obtenidos.

Al Laboratorio de Análisis Ambiental de la Universidad Nacional de Tumbes, por permitir el uso de sus instalaciones y equipos, fundamentales para la ejecución de esta investigación.

## Índice de contenido

### 1 Contenido

1. INTRODUCCIÓN .....	25
2. REVISIÓN DE LITERATURA .....	27
2.1. Importancia de la acuicultura .....	27
2.1.1 Tipos de producción acuícola.....	28
• Intensiva .....	28
• Extensiva .....	28
• Semi-intensiva .....	28
2.1.2 Impacto de la acuicultura en los ecosistemas .....	29
2.1.3 Aguas residuales .....	29
2.2 Origen de los fosfatos .....	30
2.3 Estrategias de remediación.....	30
2.3.1 Fitorremediación .....	30
2.3.2 Biorremediación .....	31
2.3.3 Biorremediación mediante adsorción .....	32
2.4 Biocarbón.....	33
2.4.1 Mecanismo de adsorción de biocarbón.....	33
2.5 Antecedentes.....	36
3. MATERIALES Y MÉTODOS .....	38
3.1 Selección de biomasa residual agrícola .....	38
3.1.1 Recolección de biomasa residual agrícolas .....	39
3.2 Producción de biocarbón .....	39

3.2.1	Preparación y trituración de biomasa residual agrícola (raquis de banano y cascara de cacao).....	39
3.2.2	Proceso de pirolisis.....	39
3.2.3	Proceso de lavado del biocarbón.....	40
3.3	Caracterización del biocarbón.....	40
3.3.1	Análisis de humedad y cenizas.....	40
3.3.2	pH de carga cero (pH <sub>PZC</sub> ).....	41
3.3.3	Espectroscopía Infrarroja por Transformada de Fourier (FTIR).....	43
3.3.4	Medición del área superficial.....	43
3.3.5	Difracción de rayos- x.....	44
3.4	Selección de aguas residuales de industrias langostineras Semi-intensiva	44
3.5	Prueba de adsorción de fosfatos (PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> ) en aguas residuales.....	45
3.5.1	Análisis de fosfatos (método ácido ascórbico) (APHA, 2017).....	47
3.5.2	Modelo de evaluación cinética.....	48
3.6	Experimento cinético en agua sintética.....	48
3.6.1	Preparación de la solución madre y sus diluciones.....	49
3.6.2	Condiciones experimentales y ajuste de pH.....	49
3.6.3	Toma, preparación y análisis de las muestras.....	50
3.7	Experimento en columnas de adsorción de lecho fijo.....	50
3.7.1	Procedimiento de acoplamiento de la columna de adsorción.....	52
3.7.2	Ensayo y toma de muestras.....	53
4.	RESULTADO Y DISCUSIÓN.....	55
4.1	Porcentaje de Humedad.....	55
4.2	Porcentaje de Cenizas.....	56
4.3	pH carga cero.....	57

4.4	Espectroscopía infrarroja por transformada de Fourier (FTIR) .....	59
4.5	Área superficial .....	61
4.6	Difracción de Rayos-X (DRX).....	61
4.7	Prueba de adsorción de fosfatos ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) en aguas residuales.....	64
4.7.1	Cinética en agua sintética .....	71
4.8	Columnas de adsorción .....	80
5.	CONCLUSIONES .....	84
6.	RECOMENDACIONES .....	85
7.	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	86
6.	ANEXOS.....	92

## Índice de tabla

<b>Tabla 1.</b> Dosis ajustadas para 200 mL de agua .....	45
<b>Tabla 2.</b> Tiempo de muestro por tres días .....	46
<b>Tabla 3.</b> Reactivo combinado para determinar colorimetría en fosfatos .....	47
<b>Tabla 4.</b> Tratamientos con diferentes pH y dosis de biocarbón. ....	50
<b>Tabla 5.</b> Concentraciones de agua sintética con pH ajustado. ....	52
<b>Tabla 6.</b> Disoluciones de muestras con agua destilada.....	53
<b>Tabla 7.</b> Modelos matemáticos para columnas de adsorción. ....	54
<b>Tabla 8.</b> Coeficientes de determinación ( $R^2$ ) y $q_e$ obtenidos para los modelos de cinética de adsorción de fósforo sobre biocarbón de raquis de banano (RB) y cáscara de cacao (CC) a concentraciones de 20 y 50 ppm.....	80

## Índice de figuras

<b>Figura 1.</b> Puntos de muestreo de biomasa agrícola residual (raquis de banano y cáscara de cacao) en los distritos de Corrales y Papayal, departamento de Tumbes. .....	38
<b>Figura 2.</b> Mapa de ubicación de los puntos de muestreo de biomasa agrícola residual (raquis de banano y cáscara de cacao) en los distritos de Corrales y Papayal, departamento de Tumbes.....	38
<b>Figura 3.</b> Setup de columna de adsorción en lecho fijo. ....	52
<b>Figura 4.</b> Resultado promedio del porcentaje de humedad de raquis de banano (RB) y cáscara de cacao (CC).....	55
<b>Figura 5.</b> Resultados promedio de porcentaje de cenizas de raquis de banano (RB) y cáscara de cacao (CC). ....	56
<b>Figura 6.</b> pH de carga cero Raquis de banano (RB).....	58
<b>Figura 7.</b> pH de carga cero Cáscara de cacao (CC).....	58
<b>Figura 8.</b> FTIR Raquis de banano (RB).....	59
<b>Figura 9.</b> FTIR biocarbón Cáscara de cacao (CC).....	59
<b>Figura 10.</b> DRX Raquis de banano (RB).....	62
<b>Figura 11.</b> DRX. Cáscara de cacao (CC).....	63
<b>Figura 12.</b> Cinética de remoción de fosfatos en agua residual de industria langostinera evaluada a diferentes dosis de adsorbente: (a) 0,02 g/ml, (b) 0,04 g/ml y (c) 0,1 g/ml. La evaluación realizada a pH inicial 6, 7 y 8 para cada dosis; Volumen de muestra: 200 ml. Agitación constante. Los puntos representan la variación de la concentración de fosfatos en función del tiempo para cada nivel de pH evaluado. ..	64

**Figura 13.** Cinética de remoción de fosfatos en agua residual de industria langostinera evaluada a diferentes dosis de adsorbente: (a) 0,02 g/ml, (b) 0,04 g/ml y (c) 0,1 g/ml. La evaluación realizada a pH inicial 6, 7 y 8 para cada dosis; Volumen de muestra: 200 ml. Agitación constante. Los puntos representan la variación de la concentración de fosfatos en función del tiempo para cada nivel de pH evaluado. ...66

**Figura 14.** Cinética de remoción de fosfatos en agua residual de industria langostinera evaluada a diferentes dosis de adsorbente: (a) 0,02 g/ml, (b) 0,04 g/ml y (c) 0,1 g/ml. La evaluación realizada a pH inicial 6, 7 y 8 para cada dosis; Volumen de muestra: 200 ml. Agitación constante. Los puntos representan la variación de la concentración de fosfatos en función del tiempo para cada nivel de pH evaluado. ...68

**Figura 15.** Cinética de remoción de fosfatos en agua residual de industria langostinera evaluada a diferentes dosis de adsorbente: (a) 0,02 g/ml, (b) 0,04 g/ml y (c) 0,1 g/ml. La evaluación realizada a pH inicial 6, 7 y 8 para cada dosis; Volumen de muestra: 200 ml. Agitación constante. Los puntos representan la variación de la concentración de fosfatos en función del tiempo para cada nivel de pH evaluado. ...70

**Figura 16.** Cinética de adsorción de fosfatos sobre raquis de banano ( $C_0 = 20$  mg/L). Ajuste de los datos experimentales al modelo de Pseudo-Segundo Orden. Los gráficos a, b y c representan el proceso para las tres réplicas evaluadas, donde las líneas indican la predicción teórica y los puntos la distribución experimental.....72

**Figura 17.** Cinética de adsorción de fosfatos sobre raquis de banano ( $C_0 = 50$  mg/L). Ajuste de los datos experimentales al modelo de Pseudo-Segundo Orden. Los gráficos a, b y c representan el proceso para las tres réplicas evaluadas, donde las líneas indican la predicción teórica y los puntos la distribución experimental.....74

**Figura 18.** Cinética de adsorción de fosfatos sobre raquis de banano ( $C_0 = 20$  mg/L). Ajuste de los datos experimentales al modelo de Pseudo-Segundo Orden. Los gráficos a, b y c representan el proceso para las tres réplicas evaluadas, donde las líneas indican la predicción teórica y los puntos la distribución experimental..... 76

**Figura 19.** Cinética de adsorción de fosfatos sobre raquis de banano ( $C_0 = 50$  mg/L). Ajuste de los datos experimentales al modelo de Pseudo-Segundo Orden. Los gráficos a, b y c representan el proceso para las tres réplicas evaluadas, donde las líneas indican la predicción teórica y los puntos la distribución experimental..... 78

**Figura 20.** Curvas de ruptura experimentales y modeladas para la adsorción de fosfatos en columna de lecho fijo utilizando raquis de banano. Condiciones operativas: Concentración de afluente  $C_0 = 20$  mg/L y caudal volumétrico  $Q = 15$  mL/min. Las líneas representan el ajuste no lineal de los modelos de Thomas, Yoo-Nelson y Adam-Bohart superpuestos a los datos experimentales (puntos). A y B. ... 81

**Figura 21.** Curvas de ruptura experimentales y modeladas para la adsorción de fosfatos en columna de lecho fijo utilizando raquis de banano. Condiciones operativas: Concentración de afluente  $C_0 = 50$  mg/L y caudal  $Q = 15$  mL/min. Las líneas representan el ajuste no lineal de los modelos de Thomas, Yoo-Nelson y Adam-Bohart superpuestos a los datos experimentales (puntos) A y B..... 82

## Índice de anexos

<b>Anexos 1.</b> Valores cinéticos de muestra de agua residual en langostinera A con biocarbón de Raquis de banano (RB). .....	92
<b>Anexos 2.</b> Valores cinéticos de muestras de agua residual en langostinera A con biocarbón de cáscara de cacao (CC). .....	93
<b>Anexos 3.</b> Valores cinéticos de muestra de agua residual de langostinera B con biocarbón de raquis de banano (RB). .....	94
<b>Anexos 4.</b> Valores cinéticos de muestra de agua residual de langostinera B con biocarbón de raquis de banano (RB). .....	95
<b>Anexos 5.</b> Parámetros de columnas de lecho fijo con concentración de 20 ppm obtenidos a partir de los modelos de Thomas, Yoon–Nelson y Adams–Bohart para los Experimentos 1 y 2. Se presentan las constantes cinéticas K, los parámetros característicos a y b, y el coeficiente de determinación $R^2$ como indicador del ajuste del modelo. ....	96
<b>Anexos 6.</b> Parámetros de columnas de lecho fijo con concentración de 50 ppm obtenidos a partir de los modelos de Thomas, Yoon–Nelson y Adams–Bohart para los Experimentos 1 y 2. Se presentan las constantes cinéticas K, los parámetros característicos a y b, y el coeficiente de determinación $R^2$ como indicador del ajuste del modelo. ....	96
<b>Anexos 7.</b> Determinación del área bajo la curva de ruptura y de la capacidad de adsorción dinámica ( $q_{eq}$ ) en sistemas de adsorción en columna de lecho fijo, a partir del modelo de Adams–Bohart, para concentraciones iniciales de 20 y 50 ppm. Se	

incluyen los valores experimentales y los promedios obtenidos para cada condición evaluada. ....	97
<b>Anexos 8.</b> Datos experimentales de la curva de ruptura para una concentración inicial de 20 ppm (Repetición 1). Registro de la concentración de salida ( $C_t$ ) y la relación adimensional $C_t/C_0$ en función del tiempo de operación. Se observa una saturación rápida del lecho a partir de los 15 minutos. ....	97
<b>Anexos 9.</b> Datos experimentales de la curva de ruptura para la concentración de 20 ppm (Repetición 2). Valores de concentración de salida y relación $C_t/C_0$ durante el ensayo de flujo continuo. Se observa una saturación rápida del lecho a partir de los 15 minutos. ....	98
<b>Anexos 10.</b> Datos experimentales de la curva de ruptura para la concentración de 50 ppm (Repetición 1). Se evidencia un agotamiento muy rápido del lecho, alcanzando la relación de saturación ( $C_t/C_0 \sim 1.0$ ) a los 8 minutos de operación. ...	99
<b>Anexos 11.</b> Datos experimentales de la curva de ruptura para la concentración de 50 ppm (Repetición 2). Se evidencia un agotamiento muy rápido del lecho, alcanzando la relación de saturación ( $C_t/C_0 \sim 1.0$ ) a los 10 minutos de operación. ....	100
<b>Anexos 12. Galería fotográfica</b> .....	101

## Resumen

La expansión de la industria langostinera semi-intensiva en Tumbes ha incrementado la descarga de efluentes ricos en nutrientes hacia los ecosistemas de manglar, generando procesos de eutrofización y alteraciones en la calidad del agua debido a la alta concentración de fosfatos y carga orgánica. Frente a esta problemática, el objetivo de la presente investigación fue evaluar la eficiencia del biocarbón obtenido a partir de residuos agrícolas, específicamente raquis de banano (RB) y cáscara de cacao (CC), para la remoción de fosfatos en aguas residuales de la industria langostinera. Los biocarbones fueron producidos mediante pirólisis y caracterizados en términos de humedad, cenizas, área superficial, pH de carga cero y grupos funcionales. El RB presentó una mayor área superficial ( $253.54 \text{ m}^2/\text{g}$ ) en comparación con el CC ( $214.07 \text{ m}^2/\text{g}$ ), así como mejores propiedades texturales para la adsorción. Los ensayos en agua residual real evidenciaron limitaciones debido a la competencia iónica y alta carga orgánica, lo que impidió un modelamiento cinético confiable; por ello, se realizaron pruebas en agua sintética a concentraciones de 20 y 50 ppm, evaluando diferentes dosis y pH. Se observó una rápida saturación de los sitios activos y un mejor desempeño a pH 5, destacando el RB con valores de  $R^2$  cercanos a 1 en determinados tratamientos y mayor estabilidad cinética frente al CC. Se concluye que el biocarbón de raquis de banano es una alternativa técnicamente viable para la remoción de fosfatos, aunque su aplicación en efluentes reales requiere integrarse como parte de un tratamiento terciario previo pretratamiento del agua residual.

Palabras claves: Aguas residuales, langostinera semi-intensivas, fosfatos, biochar

## Abstract

The expansion of the semi-intensive shrimp farming industry in Tumbes has increased the discharge of nutrient-rich effluents into mangrove ecosystems, leading to eutrophication and water quality degradation due to high phosphate concentrations and organic loads. To address this problem, the objective of this research was to evaluate the efficiency of biochar obtained from agricultural waste, specifically banana rachis (BR) and cocoa husk (CH), for phosphate removal in shrimp farming wastewater. The biochars were produced by pyrolysis and characterized in terms of moisture, ash, surface area, zero-charge pH, and functional groups. BR exhibited a larger surface area (253.54 m<sup>2</sup>/g) compared to CH (214.07 m<sup>2</sup>/g), as well as better textural properties for adsorption. Tests in real wastewater revealed limitations due to ionic competition and high organic load, which prevented reliable kinetic modeling. Therefore, tests were conducted in synthetic water at concentrations of 20 and 50 ppm, evaluating different doses and pH levels. Rapid saturation of the active sites was observed, along with improved performance at pH 5. The banana rachis biochar (BR) stood out with R<sup>2</sup> values close to 1 in certain treatments and greater kinetic stability compared to the conventional biochar (CC). It is concluded that banana rachis biochar is a technically viable alternative for phosphate removal, although its application in real effluents requires integration as part of a tertiary treatment prior to wastewater pretreatment.

Keywords: Wastewater, semi-intensive shrimp farms, phosphates, biochar

## 1. Introducción

La expansión de la acuicultura en la costa norte del Perú ha generado una presión crítica sobre los cuerpos de agua receptores, específicamente los esteros y canales de marea que sustentan el ecosistema de manglar (PRODUCE, 2023). En la región Tumbes, la industria langostinera es el principal motor económico, pero su operatividad bajo sistemas semi-intensivos implica la descarga continua de efluentes ricos en nutrientes directamente a estos drenes naturales sin un tratamiento terciario efectivo (PRODUCE, 2023).

Según la Gorozabel Rosillo (2023), en el ecosistema de manglar de Tumbes, los vertidos de las camaroneras han provocado un impacto ambiental negativo significativo, el cual altera la calidad física y química del agua en los canales de marea y superando los Estándares de Calidad Ambiental (ECA).

Sin embargo, más allá de la eutrofización, la descarga de sólidos sedimentables y residuos químicos asfixia la biota marina y promueve la resistencia antimicrobiana, comprometiendo severamente la bioseguridad del ecosistema (OEFA, 2025).

Según el OEFA (2025), advierten que la acumulación de estos nutrientes no solo degrada la biodiversidad bentónica, sino que favorece la proliferación de algas nocivas que consumen el oxígeno disuelto. Este fenómeno pone en riesgo la propia productividad de los estanques langostineros y la salud de las comunidades aledañas que dependen de estos recursos hidrobiológicos para su subsistencia.

Ante este escenario, diversos mecanismos de remediación han sido establecidos como, fitorremediación, la biorremediación mediante el uso de biocarbón (Neenu et al., 2023). Sin embargo, la adsorción con biocarbón se presenta como una alternativa tecnológica superior por su bajo costo y facilidad de implementación frente a los tratamientos

biológicos convencionales. El biocarbón (*biochar*) ha ganado relevancia científica como un adsorbente sostenible. Según Neenu et al. (2023), la capacidad del biocarbón para retener fosfatos depende fundamentalmente de su química superficial y la presencia de cationes que faciliten la precipitación de compuestos fosfatados, más que de su simple porosidad física.

La valorización de residuos locales para producir estos adsorbentes es una tendencia creciente. En el caso del banano, estudios recientes como los de Erasga et al. (2024), han demostrado que el carbón activado derivado de cáscaras y raquis, especialmente cuando se modifica con calcio, alcanza una alta eficiencia en la remoción de fosfatos siguiendo cinéticas de *pseudo*-segundo orden. Estos hallazgos sugieren que los grandes volúmenes de residuos generados por la exportación de banano en Tumbes podrían transformarse en insumos valiosos para la remediación del agua.

Simultáneamente, los residuos de cacao (*Theobroma cacao*) han mostrado un potencial prometedor debido a su composición rica en minerales, el biocarbón de cáscara de cacao posee altos contenidos de potasio y una estructura de poros adecuada para procesos de sorción (Gopal et al., 2025). Sin embargo, su aplicación específica para la remoción de fosfatos en matrices salinas complejas ha sido menos explorada en comparación con otros contaminantes, dejando una ventana de oportunidad para la investigación aplicada en zonas cacaoteras.

A pesar de estos avances, existe una brecha crítica en la literatura científica actual. Haddouk et al. (2026) menciona que, la mayoría de los estudios de adsorción, incluidos los revisados por la literatura internacional, se realizan utilizando soluciones sintéticas de laboratorio que no replican la complejidad iónica de los efluentes reales. Kumari et al. (2025a), advierten que, ignorar la competencia con iones cloruro y sulfato (típicos en aguas salobres de langostineras) lleva a sobreestimar la

capacidad real de los adsorbentes, impidiendo su escalamiento industrial efectivo.

Por consiguiente, esta investigación aborda dicho vacío de conocimiento evaluando la capacidad de remoción de fosfatos utilizando biocarbón de raquis de banano y cáscara de cacao aplicado directamente a aguas residuales reales de la industria langostinera. El estudio determinará los parámetros cinéticos y las curvas de ruptura en columnas de lecho fijo, proporcionando datos de ingeniería necesarios para validar una solución de economía circular que mitigue el impacto ambiental en la región Tumbes.

## **2. Revisión de literatura**

### **2.1. Importancia de la acuicultura**

La acuicultura es uno de los sectores de mayor crecimiento a nivel mundial por su contribución a la seguridad alimentaria y al suministro de proteínas de origen acuático (Hiltunen et al., 2026). Este sistema productivo comprende el cultivo controlado de peces, crustáceos, moluscos y algas en entornos naturales o artificiales, lo que ha permitido fortalecer el desarrollo económico (Yang et al., 2026). La relevancia actual de este sector es crítica; debido a la acuicultura será el principal motor de crecimiento en la producción pesquera mundial para la próxima década, siendo indispensable para mitigar la presión sobre las poblaciones silvestres y garantizar la nutrición global ante el aumento demográfico (Mair et al., 2023). En términos operativos, esta actividad se clasifica típicamente en sistemas extensivos, semi-intensivos e intensivos, diferenciándose por la densidad de carga, el nivel de tecnología aplicado y la dependencia de alimentos externos para maximizar la producción (Arshad et al., 2024).

### 2.1.1 Tipos de producción acuícola

- **Intensiva**

La acuicultura intensiva maximiza la producción mediante un control ambiental riguroso y altas densidades de siembra. Según la FAO (2024), este modelo depende de dietas balanceadas donde la gestión de nutrientes es crítica; en este sentido, la suplementación precisa de fosfatos en el alimento es vital para el desarrollo óseo y el metabolismo energético de los peces, aunque su exceso debe ser monitoreado para evitar la eutrofización del agua. Este sistema permite un crecimiento acelerado pero exige tecnologías avanzadas para mitigar riesgos sanitarios (Oddsson, 2020).

- **Extensiva**

El sistema extensivo se basa en la productividad natural del ecosistema con una intervención humana mínima. De acuerdo con PRODUCE (2024), este método prescinde de alimentos artificiales, por lo que la disponibilidad de fosfatos depende enteramente del ciclo biogeoquímico natural del cuerpo de agua, limitando el crecimiento a la capacidad de carga del medio. Como señala Oddsson (2020), aunque sus rendimientos volumétricos son menores, su bajo costo operativo y nula dependencia de insumos externos lo posicionan como un modelo altamente sostenible para la seguridad alimentaria local (FAO, 2024).

- **Semi-intensiva**

El sistema de producción semi-intensiva combina características de los modelos extensivos e intensivos, debido a que depende tanto del alimento natural disponible en el medio, como de una alimentación suplementaria a base de balanceados ricos en fosfatos (Tabrett et al., 2024).

### **2.1.2 Impacto de la acuicultura en los ecosistemas**

Una fracción de los estos insumos empleados en los tipos de cultivo de langostino, tras ser consumidos por el camarón, se convierte en desechos que se acumulan en el fondo de los estanques y, posteriormente, al ser transportados por las aguas residuales hacia el mar, generan conflictos ambientales y desequilibrios en el ecosistema acuático (Bai et al., 2023; Chen et al., 2024).

Estos desequilibrios se manifiestan principalmente a través de la descarga de efluentes cargados de sólidos suspendidos y nutrientes inorgánicos que, al superar la capacidad de carga de los cuerpos receptores, aceleran procesos de degradación ambiental (Rana & Singh, 2025). Arshad et al. (2024) indican que la acumulación de estos contaminantes en zonas costeras no solo afecta la calidad de la columna de agua, sino que también altera la biodiversidad bentónica y favorece la proliferación de patógenos resistentes, complicando la sostenibilidad del ciclo productivo a largo plazo

### **2.1.3 Aguas residuales**

Con el propósito de mantener una alta productividad, los sistemas acuícolas emplean dietas con alto contenido de nutrientes (Abakari et al., 2022). Alrededor del 70 % del fósforo presente en estos alimentos no es aprovechado y se libera al entorno, lo que favorece la eutrofización (Emerenciano et al., 2025). Esta liberación contribuye a que las aguas residuales de la acuicultura presenten una elevada carga de nutrientes, constituyéndose en una fuente significativa de contaminación acuática (Hu et al., 2025).

Además, los efluentes acuícolas frecuentemente presentan residuos farmacológicos, incluyendo antibióticos y contaminantes persistentes como los desinfectantes y antiincrustantes (Ahmad et al., 2022). Por ello el contenido de las aguas residuales provenientes de la acuicultura representan una fuente crucial de antibióticos al medio acuático,

comparable al de los sectores ganadero, sanitario e industrial farmacéutico (Lyu et al., 2020; Wang et al., 2021).

## **2.2 Origen de los fosfatos**

El fosfato, un ion que está compuesto por fósforo y oxígeno, es esencial en la biosfera, este nutriente incrementa el crecimiento de microorganismo y plantas (D'Haese et al., 2019). Sin embargo, el exceso de este nutriente provoca alteraciones ecológicas, como la baja concentración de oxígeno y crecimiento descontrolado de algas nocivas, comprometiendo la salud de los ecosistemas acuáticos y a sostenibilidad de los recursos hídricos (Wang et al., 2016; Xu et al., 2017).

Debido a que muchas industrias acuícolas operan de manera intensiva y vierten sus efluentes directamente al mar, los mecanismos naturales de atenuación resultan insuficientes para gestionar estas altas cargas de fosfatos (Strawn et al., 2023). En este contexto, el uso de materiales basados en carbono, como el biocarbón (biochar), ha ganado atención prioritaria como una estrategia viable para inmovilizar estos contaminantes antes de su descarga final (Tian et al., 2024).

## **2.3 Estrategias de remediación**

La recuperación de cuerpos de agua se apoya actualmente en técnicas versátiles como la fitorremediación, la biorremediación y el uso de biocarbón, métodos que se distinguen por su bajo impacto ambiental y alta efectividad en la remoción de contaminantes.

### **2.3.1 Fitorremediación**

La fitorremediación se posiciona como un enfoque ecosostenible fundamental para la mitigación de contaminantes en entornos costeros. Según Yadav et al. (2023), la vegetación acuática y los ecosistemas de manglar poseen una capacidad natural para extraer, inmovilizar y estabilizar metales pesados y excesos de nutrientes a través de su biomasa, constituyendo una barrera ecológica vital. Sin embargo, para

potenciar la eficiencia de este mecanismo y superar las limitaciones de la fitorremediación tradicional como los largos periodos de retención, investigaciones recientes han evaluado sistemas combinados.

Un estudio realizado por Zevallos (2025) en la margen izquierda del río Tumbes, demostró que la fitorremediación asistida mediante el uso de un sistema de biofiltros secuenciales que integra macrófitas (*Eichhornia crassipes*), consorcios bacterianos y biocarbón de raquis de banano, logra una eficacia sobresaliente, alcanzando una remoción del 97 % de fosfatos ( $\text{PO}_4$ ) en aguas residuales agrícolas. Estos hallazgos evidencian el efecto sinérgico entre las plantas y los materiales adsorbentes, consolidando el uso del biocarbón como un potenciador clave en los sistemas de remediación acuática.

### **2.3.2 Biorremediación**

La biorremediación de efluentes acuícolas abarca diversos procesos biológicos que buscan mitigar el impacto ambiental mediante la transformación, degradación y asimilación de contaminantes. Según Fernández et al. (2023), estas tecnologías son fundamentales en el tratamiento de aguas residuales de la acuicultura, debido a que aprovechan el metabolismo de los microorganismos para reducir compuestos tóxicos y excesos de nutrientes. Un mecanismo clave dentro de estas vías de tratamiento es la transformación bacteriana directa; tal como la investigación realizada por Cedeño Rugel (2026) demostró en la provincia de Santa Elena que la aplicación de bacterias nitrificantes en efluentes de sistemas semi-intensivos de larvicultura permite una remoción altamente eficiente de la carga nitrogenada a través de la nitrificación biológica. Para complementar estos procesos metabólicos y optimizar la captura simultánea de fosfatos y nitratos, la biorremediación ha evolucionado hacia técnicas de fijación y biosorción.

En este contexto, Parra and Villanueva (2013) evidenció que el uso de biomasa inmovilizada, específicamente de la microalga *Scenedesmus*

*incrassatulus*, actúa mediante una matriz que retiene físicamente los iones contaminantes mientras los asimila. Este proceso de inmovilizar agentes biológicos sobre un soporte físico demuestra que la biorremediación por adsorción no solo facilita la separación continua de los contaminantes del efluente, sino que sienta las bases técnicas para el uso de materiales adsorbentes estructurados como el biocarbón en columnas de tratamiento de aguas residuales.

### **2.3.3 Biorremediación mediante adsorción**

La adsorción es un proceso de transferencia de masa en el cual una sustancia soluble (adsorbato), como el fosfato, se adhiere a la superficie de un material sólido (adsorbente) mediante interacciones físicas o químicas (Lima et al., 2021). Este método es ampliamente reconocido por su simplicidad operativa, alta eficiencia de remoción incluso a bajas concentraciones y su viabilidad económica en comparación con los tratamientos biológicos convencionales o la precipitación química (Nadagouda et al., 2024)

La investigación se ha enfocado en el desarrollo de adsorbentes de bajo costo provenientes de residuos agroindustriales y biomasa natural, tales como cáscaras de frutas, residuos de madera o biocarbones no modificados (Kurniawan et al., 2025), estos materiales ofrecen una alternativa sostenible y ecológica, debido a que no solo permiten la eliminación de nutrientes del agua, sino que también valorizan residuos que de otro modo serían descartados, promoviendo así los principios de la economía circular en la gestión de recursos hídricos (Kurniawan et al., 2025).

## **2.4 Biocarbón**

El biocarbón, se origina mediante la conversión térmica de residuos de biomasa por medio de un proceso llamado pirólisis, en el que se descompone la materia orgánica en ausencia de oxígeno (Lyu et al., 2024). Para que una biomasa sea adecuada como materia prima, debe presentar un alto contenido de compuestos lignocelulósicos, como celulosa, hemicelulosa y lignina, los cuales influyen directamente en el rendimiento, la estabilidad estructural y el desarrollo de la porosidad del biocarbón (Mukherjee et al., 2022). En cuanto a su producción, la pirólisis puede clasificarse en pirólisis lenta y pirólisis rápida. La pirólisis lenta se desarrolla a temperaturas aproximadas de 300 a 550 °C, con bajas velocidades de calentamiento y largos tiempos de residencia, favoreciendo la formación de biocarbón como producto principal. En contraste, la pirólisis rápida ocurre a temperaturas entre 425 y 600 °C, con altas velocidades de calentamiento y tiempos de residencia muy cortos (Pérez-González et al., 2015).

Estas condiciones de operación, junto con la naturaleza de la materia prima, influyen directamente en propiedades como el área superficial, la porosidad y la presencia de grupos funcionales del biocarbón, las cuales determinan su desempeño en los mecanismos de adsorción de contaminantes en medios acuosos (Ippolito et al., 2020).

Los biocarbones como raquis de banano, cascara de cacao, coronta de maíz, entre otros, estos residuos rico en carbono orgánico es una alternativa de sustentabilidad usado para la adsorción de iones metálicos, tratamientos de aguas, incrementa la fertilidad del suelo entre otros (Ji et al., 2022).

### **2.4.1 Mecanismo de adsorción de biocarbón**

El proceso de adsorción en biocarbón se rige por interacciones fisicoquímicas que permiten la captura de solutos presentes en el agua.

Según Ambaye et al. (2021), los mecanismos principales para la eliminación de contaminantes orgánicos e inorgánicos incluyen el llenado de poros, la atracción electrostática, el intercambio iónico y la precipitación superficial. La capacidad del biocarbón para retener estos compuestos depende directamente de su área superficial y de la disponibilidad de sitios activos; una vez que estos sitios son ocupados en su totalidad, el material alcanza su punto de saturación.

Para optimizar este proceso y retrasar la saturación, el biocarbón puede ser modificado. Dong et al. (2024), la funcionalización química altera la superficie del material, creando nuevos grupos funcionales que aumentan significativamente su afinidad por moléculas complejas. Esta dinámica de retención e intercambio iónico no solo es vital en medios acuáticos, sino que es el mismo mecanismo que permite al biocarbón estabilizar y retener nutrientes en matrices de suelo, evitando su lixiviación (Labs, 2025).

Esta versatilidad estructural, las aplicaciones del biocarbón en ambientes contaminados se han expandido hacia el tratamiento de una amplia gama de contaminantes. Según Dong et al. (2023) destacan su eficacia como barrera tecnológica contra contaminantes emergentes en sistemas acuáticos, proporcionando un medio estable para mitigar la toxicidad de fármacos y microplásticos. Un estudio realizado por Amaku and Mtunzi (2025), demostraron que el biocarbón derivado de la cáscara de semilla de árbol del pan, modificado con nanopartículas de zinc (ZnONP), logra una doble función de descontaminación y desinfección frente a antibióticos como la amoxicilina. De manera similar, en el tratamiento de nutrientes que causan eutrofización, la investigación de Moreno Marengo (2013) comprobó que diversos bioadsorbentes actúan como excelentes retenedores de fosfatos en aguas, capturando el anión a través de enlaces químicos fuertes en su superficie porosa. La eficiencia de adsorción de fosfatos está controlada por diversos factores fisicoquímicos. El pH de la solución es uno de los más importantes, ya que determina tanto la

especiación del fosfato como la carga superficial del biocarbón; en condiciones ácidas ( $\text{pH} < \text{pH}_{\text{pzc}}$ ), la superficie adquiere carga positiva, favoreciendo la atracción de aniones fosfato, mientras que a pH alcalinos se reduce la adsorción por repulsión electrostática.

Asimismo, parámetros como el área superficial, la estructura porosa y la presencia de grupos funcionales influyen directamente en la capacidad de adsorción, al incrementar los sitios activos disponibles. (Kumari et al., 2025b) señalan que, factores como el pH, la composición del biocarbón, la presencia de metales y la porosidad son determinantes en la remoción de fósforo. Estudios como el de Wu et al. (2024) destacan que, la dosis del adsorbente y la disponibilidad de grupos funcionales ( $-\text{OH}$ ,  $-\text{COOH}$ ) incrementan la eficiencia de remoción tanto de fosfatos como de otros nutrientes como nitratos, debido a la mayor cantidad de sitios activos y a la mejora en las interacciones químicas.

Para evaluar la eficiencia operativa de estos biocarbones a escala de laboratorio e industrial, los ensayos se realizan utilizando soluciones diluidas a diferentes concentraciones. Al someter el material adsorbente a soluciones con concentraciones iniciales variables, es posible trazar isotermas de adsorción y predecir su capacidad máxima ( $Q_{\text{max}}$ )

Esta metodología es fundamental en sistemas de flujo continuo. El reporte de Julca Salvador (2025), en la evaluación de parámetros de operación de adsorción en columnas de lecho fijo utilizando azul de metileno como compuesto modelo, el análisis de diferentes concentraciones de entrada permite modelar la curva de ruptura. Esta curva permite identificar el punto en el cual la concentración del efluente aumenta progresivamente debido a la saturación del biocarbón, determinando así el tiempo de vida útil del lecho antes de requerir su regeneración o reemplazo.

## 2.5 Antecedentes

Estudio realizado por Infante (2022), evaluó la remoción de fosfatos empleando biocarbón elaborado a partir de raquis de banano (*Musa sapientum*) y bacterias solubilizadoras de fosfato, aplicando una metodología que incluyó la producción del biocarbón mediante pirólisis a 600 °C por 2 horas, su lavado con HCl 0,1 N hasta alcanzar pH 7,5 y posterior secado a 80 °C, obteniéndose un rendimiento del 34,9% y un material caracterizado por 2,97% de humedad, 28,2% de cenizas, un área superficial de 17,6 m<sup>2</sup>/g y un volumen total de 0,19 cm<sup>3</sup>/g. Con la prueba de cinética de adsorción, usando diferentes dosis de biocarbón (1, 3 y 5 g/L) en una solución sintética preparada con fosfato monopotásico (KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>), se determinó que la dosis de 1 g/L fue la más eficiente, alcanzando una capacidad máxima de adsorción de 3,58 mg/g. Finalmente, al combinar el biocarbón (1 g/L) con *C. freundii*, la cinética mostró una eficiencia menor en la remoción de fosfatos, indicando que la interacción conjunta no superó el desempeño obtenido por cada sistema por separado.

A nivel internacional, Hussein and Ahmed (2026), recientemente ha sido validada la aplicación de residuos agroindustriales en sistemas dinámicos, evaluaron la remoción de fosfatos en columnas de lecho fijo utilizando biocarbón de residuos agrícolas, determinando que los datos de ruptura se ajustan con alta precisión ( $R^2 > 0,96$ ) a los modelos de Thomas y Yoon-Nelson, lo cual valida la aplicabilidad de estos modelos para predecir la vida útil de lechos filtrantes basados en biomasa lignocelulósica.

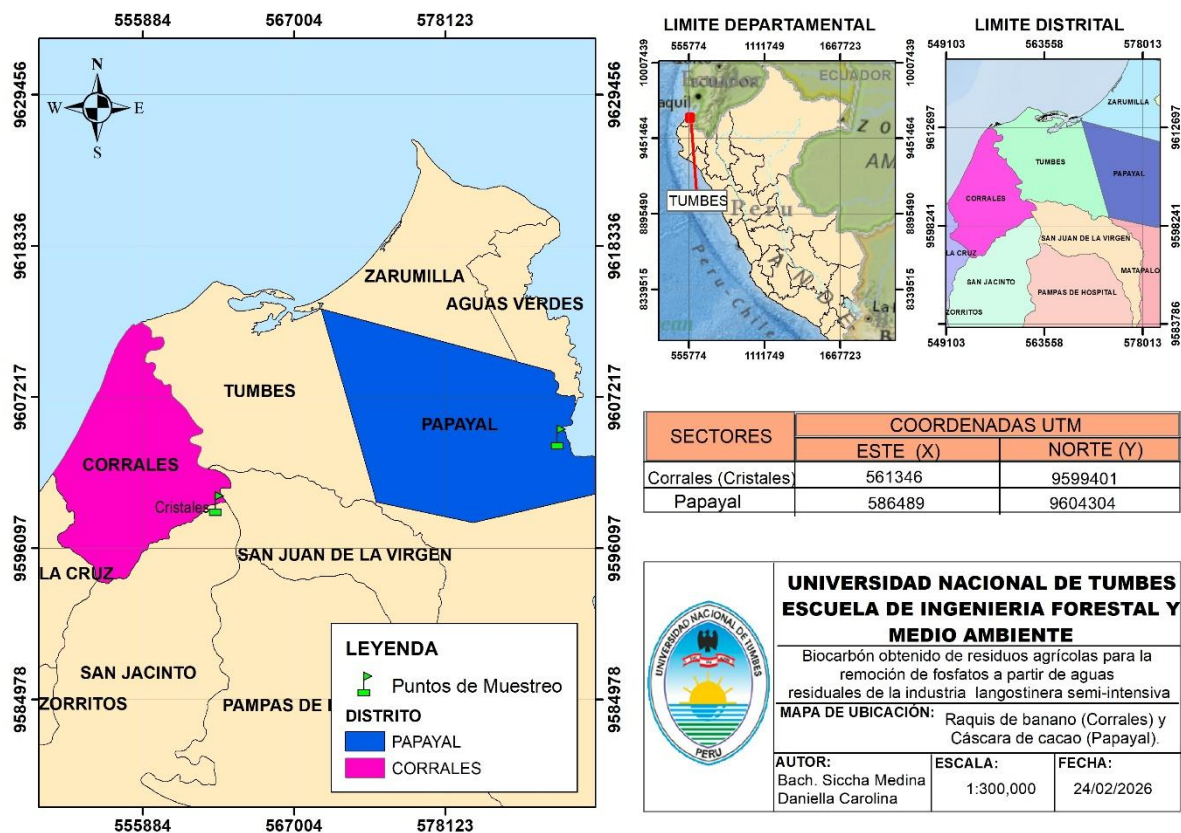
Asimismo, Eduah et al. (2020), evaluaron los mecanismos de adsorción del fosfato (PO<sub>4</sub>-P) utilizando biocarbones obtenidos a partir de cáscara de vaina de cacao (CP), mazorca de maíz (CC), cáscara de arroz (RH) y cáscara de almendra de palma (PK), producidos mediante pirólisis a 300 °C y 650 °C. Para ello, se realizaron ensayos en sistema batch con el propósito de analizar la influencia del tiempo de contacto y del pH en el

proceso. Los resultados indicaron que el equilibrio de adsorción se alcanzó entre 6 y 15 horas, siendo más rápido en los biocarbones generados a menor temperatura (300 °C). En relación con el pH, los valores óptimos para una mayor adsorción variaron entre 2,6 y 4,8 dependiendo del tipo de biocarbón, observándose que estos aumentaban a medida que disminuía la capacidad de retención del fosfato. El ajuste de los datos experimentales a los modelos de pseudo-segundo orden y de Elovich evidenció que el proceso estuvo dominado por quimisorción sobre superficies heterogéneas; además, se identificó que en una etapa inicial predominó la difusión intrapartícula, mientras que posteriormente la quimisorción se volvió el mecanismo principal. Asimismo, considerando las propiedades fisicoquímicas de los biocarbones determinadas mediante FTIR y análisis elemental, junto con las condiciones de pH, se estableció que la adsorción del fosfato se llevó a cabo mediante mecanismos como la atracción electrostática, la precipitación superficial y el intercambio de ligandos, cuya relevancia varió según el tipo de material. Finalmente, los biocarbones PK300, PK650, CP300, CP650, RH650 y CC650, donde predominaron la precipitación superficial y el intercambio de ligandos, mostraron un alto potencial para la remoción de  $\text{PO}_4\text{-P}$  en aguas residuales, debido a la fuerte retención del fósforo, contribuyendo así a evitar su acumulación en cuerpos de agua.

### 3. MATERIALES Y MÉTODOS

#### 3.1 Selección de biomasa residual agrícola

Se logró identificar dos sitios de recolección de biomasa residual agrícola, ubicados en los sectores de Cristales y Papayal, y pertenecientes a las provincias de Tumbes y Zarumilla respectivamente. Tanto para raquis de banano (RB) como para cáscara de cacao (CC). Esta recolección se ha tenido en cuenta debido a la disponibilidad de los tipos de biomasa residual agrícola y acceso al lugar.



**Figura 1.** Puntos de muestreo de biomasa agrícola residual (raquis de banano y cáscara de cacao) en los distritos de Corrales y Papayal, departamento de Tumbes.

### **3.1.1 Recolección de biomasa residual agrícolas**

La recolección de la biomasa residual agrícolas se realizó de manera manual. Para el caso del raquis de banano, se recolectó aproximadamente 66 kg de material, el cual fue cortado en fragmentos pequeños. Para la cáscara de cacao, se recolectaron aproximadamente 25 kg de material. Ambos residuos fueron acondicionados en recipientes adecuados para su traslado.

Finalmente, todos los residuos recolectados fueron transportados al laboratorio de análisis ambiental, donde fueron almacenados temporalmente en un área seca y ventilada, a la espera de las etapas de limpieza, secado y trituración.

## **3.2 Producción de biocarbón**

### **3.2.1 Preparación y trituración de biomasa residual agrícola (raquis de banano y cascara de cacao).**

Se procedió al lavado de los residuos agrícolas previamente cortados, con el propósito de eliminar cualquier partícula o residuo. Posteriormente se procedió a secar los residuos, colocando en la estufa a 105°C por 72 horas; una vez que ambas muestras se secaron, se utilizó un molino artesanal para la trituración y por último se tamizó hasta alcanzar un tamaño de partícula de 250  $\mu\text{m}$ .

### **3.2.2 Proceso de pirólisis**

Para el proceso de pirólisis de la biomasa residual se realizó siguiendo la secuencia de Cruz et al. (2019), previamente triturada (raquis de banano y cáscara de cacao) fue introducida en un tubo de acero inoxidable, empleando fibra de vidrio como soporte, el cual fue colocado dentro del reactor. La pirólisis se llevó a cabo a 600 °C durante 2 horas, bajo una atmósfera de nitrógeno con un flujo aproximado de 150 mL/min.

### 3.2.3 Proceso de lavado del biocarbón

Los biocarbones obtenidos fueron sometidos a un proceso de lavado inicial con ácido sulfúrico 0,1 N, seguido de lavados con agua destilada caliente, con el propósito de neutralizar su pH y eliminar compuestos solubles residuales. El procedimiento se realizó mediante la adición de las soluciones sobre el biocarbón y posterior agitación, seguido de su separación por filtración. Este proceso se repitió hasta alcanzar un pH de 5,122 en el biocarbón de raquis de banano y de 7,628 en el biocarbón de cáscara de cacao. Finalmente, el material fue secado en estufa a 105 °C durante 24 horas.

## 3.3 Caracterización del biocarbón

### 3.3.1 Análisis de humedad y cenizas

#### A. Porcentaje de humedad

Para determinar el porcentaje de humedad se utilizó la norma *Standard Test Methods for Moisture in Activated Carbon (ASTM) D2867-2004* (International, 2004). Se evaluaron tres réplicas por cada tipo de biocarbón (raquis de banano y cáscara de cacao) con un rango de 0,1 a 0,5g respectivamente. Estas muestras se colocaron en crisoles. Luego se colocó en una estufa a 103°C – 105°C por 24 horas. Una vez secadas las muestras, se colocaron en un desecador y nuevamente volver a pesar obteniendo así la humedad final.

La distinción entre el peso inicial y peso final correspondió a la masa del biocarbón en las diferentes muestras. Los resultados se expresaron en porcentaje (%), para ello se utilizó la siguiente formula.

$$\% \text{Humedad} = [(C-D) / (C-B)] * 100$$

Donde:

B: Peso del crisol, en g

C: Peso del crisol + la muestra inicial, en g

D: Peso del crisol + muestra final, en g

## **B. Porcentaje de Ceniza**

Para determinar el porcentaje de ceniza como referencia se utilizó la norma *Standard Test Methods for Moisture in Activated Carbon* (ASTM) D2866-94 (International, 1994). Se evaluaron tres réplicas por cada tipo de biocarbón (raquis de banano y cáscara de cacao) con un rango de 0,1 a 0,5 g. Estas muestras se colocaron en crisoles. Luego se colocó en un horno a 650°C por 4 horas. Una vez incineradas las muestras se colocaron en un desecador y nuevamente volver a pesar, obteniendo la muestra incinerada.

Los resultados se expresaron en porcentaje (%), para ello se aplicó la siguiente fórmula:

$$\%Ceniza = [(D-B) / (C-B)] * 100$$

Donde:

B: Peso del crisol, en g

C: Peso del crisol + muestra inicial, en g

D: Peso del crisol + muestra incinerada, en g

### **3.3.2 pH de carga cero (pH<sub>Pzc</sub>)**

Para la determinación del pH carga 0 se emplearon 16 muestras de biocarbón (8 de raquis de banano y 8 de cascara de cacao) las cuales pesaron 0,1 g.

La solución electrolítica se preparó en una fiola de 1 L, disolviendo 1,011 g de nitrato de potasio (KNO<sub>3</sub>) en agua destilada hasta completar el volumen. La mezcla se agitó hasta obtener una solución homogénea. Posteriormente, esta fue transferida a un matraz de ebullición de 2 L, donde se sometió a un proceso de desoxigenación. Para ello, se colocó sobre un agitador magnético con calentamiento, estableciendo una

temperatura de 200 °C y una velocidad de agitación de 5 (stirrer), incorporando además una barra magnética. De manera simultánea, se hizo pasar nitrógeno gaseoso ( $N_2$ ) mediante una manguera, para remover el oxígeno disuelto y minimizar posibles reacciones de oxidación. El sistema se cubrió con papel aluminio para evitar el reingreso de oxígeno, manteniéndose en estas condiciones durante 30 minutos.

Finalizado este proceso, la solución se distribuyó en dieciséis matraces Erlenmeyer de 250 mL. Para asegurar uniformidad en el volumen, se empleó una probeta de 100 mL, midiendo 50 mL de solución electrolítica en cada matraz.

El pH inicial de las soluciones se ajustó en un rango de 3 a 10. Para disminuir el pH se utilizó ácido sulfúrico ( $H_2SO_4$ ), mientras que para incrementarlo se empleó hidróxido de sodio (NaOH). Los ajustes se realizaron de manera progresiva en los matraces.

Posteriormente, se añadió una muestra de biocarbón en cada matraz correspondiente. Las mezclas fueron sometidas a agitación en una máquina de homogenización tipo P50, manteniendo una agitación constante a velocidad controlada en revoluciones por minuto (rpm) durante 48 horas.

Transcurrido el tiempo de contacto, se procedió a medir el pH final de cada sistema. Para ello, se extrajeron alícuotas de 10 mL de cada matraz, las cuales fueron filtradas empleando jeringas acondicionadas con papel filtro, este procedimiento permitió retener las partículas de biocarbón, obteniéndose un filtrado libre de sólidos. El pH fue medido en la fase líquida resultante. Los resultados obtenidos se analizaron mediante la construcción de curvas de diferencia de pH ( $\Delta pH$ ), en función del pH inicial, lo que permitió identificar el punto en el cual  $\Delta pH$  es igual a cero, correspondiente al punto de carga cero ( $pH_{pzc}$ ) para cada tipo de biocarbón.

### **3.3.3 Espectroscopía Infrarroja por Transformada de Fourier (FTIR)**

Para el análisis se empleó un espectrofotómetro FTIR Shimadzu IRTracer-100. Cada muestra fue colocada directamente sobre el cristal del accesorio de Reflectancia Total Atenuada (ATR), de geometría circular. Posteriormente, se aplicó una presión moderada mediante el sistema de ajuste giratorio del equipo, el cual permitió fijar la muestra y asegurar un contacto adecuado con el cristal. Este mecanismo, de configuración cónica y rotatoria, favoreció una interacción eficiente entre la radiación infrarroja y la superficie del material analizado.

Una vez acondicionada la muestra, se realizó la adquisición de los espectros utilizando el software LabSolutions integrado al equipo. Los espectros obtenidos corresponden a las bandas de absorción características de los grupos funcionales presentes en el biocarbón, registradas en un rango de número de onda de 4000 a 400  $\text{cm}^{-1}$ , con una resolución de 1  $\text{cm}^{-1}$  y un total de 20 escaneos.

Finalmente, los espectros generados fueron exportados e importados al software Origin, donde se llevó a cabo el procesamiento y análisis de las curvas obtenidas.

### **3.3.4 Medición del área superficial**

El área superficial del biocarbón fue determinada mediante un analizador de adsorción de gases Anton Paar Nova 800, aplicando el método de Brunauer–Emmett–Teller (BET). Se pesaron 0,1 g de muestras de biocarbón de raquis de banano y de cáscara de cacao, las cuales fueron colocadas en celdas. El procedimiento consistió en exponer las muestras a un flujo controlado de nitrógeno a  $-196\text{ }^{\circ}\text{C}$ , registrando la cantidad de gas adsorbido en función de la presión relativa.

Con estos datos, el equipo generó curvas de adsorción-desorción, a partir de las cuales se calculó el área superficial específica ( $\text{m}^2/\text{g}$ ).

### **3.3.5 Difracción de rayos- x**

La identificación de los grupos cristalinos presentes en las muestras se llevó a cabo mediante la técnica de Difracción de Rayos X (DRX). Los análisis fueron realizados en los laboratorios de la Universidad Nacional de Ingeniería (UNI, Lima).

Para la recolección de los datos se utilizó un difractómetro de polvos marca Bruker, modelo D8 Advance, empleando la radiación  $K\alpha$  del ánodo de cobre ( $\lambda = 1.5406 \text{ \AA}$ ), operado a un voltaje y corriente de 40 kV y 30 mA, respectivamente. Los difractogramas se registraron en el rango angular  $2\theta$  comprendido entre  $5^\circ$  y  $80^\circ$ , con un tamaño de paso (step size) de  $0.02^\circ$  y un tiempo de conteo de 1 segundo por paso.

### **3.4 Selección de aguas residuales de industrias langostineras Semi-intensiva**

El área de muestro se seleccionó en el distrito de Zarumilla, Ubicado en la provincia de Tumbes, se caracteriza por tener diversas industrias langostineras y acceso a la zona, lo cual facilita la recolección de muestras de aguas residuales.

Las muestras de agua residual (efluente) se recolectaron en la zona de descarga final de las pozas langostineras. Este efluente proviene del sistema de cultivo acuícola y contiene una carga significativa de residuos orgánicos, como restos de alimento no consumido, excremento de los langostinos, entre otros.

La recolección de muestras de agua se realizó en dos langostineras distintas ubicadas en la zona de Zarumilla: Langostineras A y Langostinera B. Las muestras se recolectaron en dos bidones de plástico con un volumen de 24 litros de agua residual, pero en diferentes condiciones de cultivo.

En el caso de Langostineras A., la muestra fue tomada de la posa N.º 21, que presentaba 70 días de cultivo, es decir, aproximadamente la mitad del

periodo total de producción. Esta langostinera trabaja con un sistema de alimentación balanceada, utilizando el producto Agri-PAP, con un contenido de 37% de proteína.

Por otro lado, en B, la muestra de efluente fue recolectada de la posa N.º 2, la cual contaba con 30 días de cultivo. A diferencia de la anterior, esta langostinera aplica un modelo de cultivo Semi-intensiva de tipo orgánico, con una dieta que contiene un 35% de proteína.

### 3.5 Prueba de adsorción de fosfatos ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) en aguas residuales

El análisis de fosfatos se realizó con el objetivo de determinar la eficiencia de adsorción del biocarbón obtenido a partir de raquis de banano y cáscara de cacao, en aguas residuales provenientes de dos langostineras: Langostinera A. y B. Para ello, se llevaron a cabo experimentos en sistema batch, evaluando diferentes tiempos de contacto, dosis de adsorbente y niveles de pH.

El diseño experimental incluyó 9 tratamientos por tipo de biocarbón, combinando tres niveles de pH (6, 7 y 8) con tres dosis distintas de biocarbón. Las dosis originales estaban definidas para 1 litro de agua (0.1 g, 0.2 g y 0.5 g/L), pero como las pruebas se realizaron con 200 mL, se ajustaron proporcionalmente, resultando en:

**Tabla 1.** Dosis ajustadas para 200 mL de agua

Tratamiento	Dosis original (g/L)	Volumen de trabajo (mL)	Dosis ajustada (g/200 mL)
1	0.1	200	0.02
2			
3			
4	0.2	200	0.04
5			
6			
7	0.5	200	0.1
8			
9			

Cada tratamiento fue analizado por tres días en total de 15 tiempos de muestreo:

**Tabla 2.** Tiempo de muestro por tres días

<b>Nº</b>	<b>Tiempo de muestreo</b>
<b>1</b>	0 min ( <i>muestra inicial</i> )
<b>2</b>	5 min
<b>3</b>	10 min
<b>4</b>	15 min
<b>5</b>	30 min
<b>6</b>	60 min
<b>7</b>	90 min
<b>8</b>	120 min
<b>9</b>	150 min
<b>10</b>	180 min
<b>11</b>	210 min
<b>12</b>	240 min
<b>13</b>	300 min
<b>14</b>	1440 min
<b>15</b>	2880 min

Antes de comenzar el muestreo, el agua residual recolectada de las langostineras fue sometida a una pre-filtración general con el fin de eliminar sólidos visibles en suspensión y pequeñas masas orgánicas presentes. Para ello, se colocó un embudo con papel filtro sobre un matraz aforado de gran capacidad, donde se vertió el volumen total de agua recolectada. Esta operación permitió obtener una muestra más limpia y homogénea para los ensayos posteriores.

Una vez filtrada, el agua fue distribuida en matraces de 250 mL, en los cuales se colocaron 200 mL por tratamiento. La adición del biocarbón se realizó de acuerdo con las dosis establecidas, y los frascos se colocaron sobre agitadores magnéticos con pastillas internas, iniciando así el tiempo de contacto correspondiente a cada tratamiento.

En cada uno de los tiempos establecidos, se retiraron 10 mL de muestra utilizando una macropipeta, los cuales fueron filtrados nuevamente a través de jeringas con papel filtro adaptado internamente, y recolectados en tubos de centrifuga. El mismo procedimiento fue aplicado a las

muestras correspondientes al biocarbón de cáscara de cacao y a la segunda langostinera B, siguiendo las mismas condiciones.

### 3.5.1 Análisis de fosfatos (método ácido ascórbico) (APHA, 2017)

Para cuantificar los fosfatos se utilizó un método colorimétrico basado en la formación de un complejo azul mediante un reactivo combinado, preparado con las siguientes soluciones madre (Garrido Piñeres, 2023), este reactivo se elaboró a partir de soluciones madre que incluyen ácido sulfúrico (5N), preparado diluyendo 70 mL de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> concentrado hasta alcanzar un volumen de 500 mL, junto con tartrato de antimonio de potasio (1,3715 g en 500 mL de agua) y molibdato de amonio (20 g en 500 mL de agua). Finalmente, la mezcla se completó integrando una solución de ácido ascórbico (1M), formulada con 1,76 g del reactivo en 100 mL de agua.

Para analizar las 108 muestras se prepararon 180 mL de reactivo combinado (Garrido Piñeres, 2023), ajustando las proporciones de cada solución:

**Tabla 3.** Reactivo combinado para determinar colorimetría en fosfatos

Reactivo	100 mL (original)	180 mL (ajustado)
Ácido sulfúrico (5N)	50 mL	90 mL
Tartrato de antimonio de potasio	5 mL	9 mL
Molibdato de amonio	15 mL	27 mL
Ácido ascórbico (1M)	30 mL	54 mL

Las muestras filtradas fueron traspasadas a cubetas pequeñas, donde se mezclaron con 1,6 mL de reactivo combinado. Al mezclarse, la solución adquirió una coloración azul, lo que indica cualitativamente la presencia de fosfatos.

Para obtener datos cuantitativos, las cubetas fueron colocadas en el espectrofotómetro UV-VIS, donde se midió la absorbancia a 650 nm, longitud de onda característica para este tipo de análisis. El equipo

permitió obtener directamente la concentración de fosfatos (mg/L) en cada muestra.

Este procedimiento se repitió posteriormente para los tiempos restantes (1440 y 2880 minutos), así como para los tratamientos con biocarbón de cáscara de cacao y las muestras de la Langostinera B.

### 3.5.2 Modelo de evaluación cinética

El modelo *pseudo*-segundo orden permitió describir el comportamiento cinético del proceso de adsorción y evaluar su posible mecanismo. Además, facilitó la comparación entre los datos experimentales y el modelo teórico mediante el coeficiente de determinación ( $R^2$ ) y los parámetros cinéticos obtenidos:

$$qt = \left[ \frac{t}{k_2 q_e^2} + \frac{t}{q_e} \right]$$

$q_t$ = capacidad de adsorción en el tiempo (mg/g)

$k_2$ =constante de pseudo segundo orden(g/mg.min)

### 3.6 Experimento cinético en agua sintética

Se desarrolló pruebas de cinética con el objetivo de evaluar el comportamiento inicial de adsorción de los biocarbones. Inicialmente, estos ensayos se realizaron utilizando agua residual proveniente de langostineras; sin embargo, los resultados obtenidos fueron inestables y presentaron variaciones no asociadas al proceso de adsorción. Además, se observó que, bajo ciertas condiciones, el biocarbón no solo adsorbía, sino que también liberaba cantidades de fosfatos. Debido a la presencia de interferencias y la dificultad para obtener curvas cinéticas reproducibles, se decidió trabajar con aguas sintéticas de concentraciones controladas de 20 ppm y 50 ppm, garantizando así condiciones homogéneas para todos los tratamientos.

### **3.6.1 Preparación de la solución madre y sus diluciones**

Para los ensayos cinéticos se preparó una solución madre de 1000 ppm de fosfato monopotásico ( $\text{KH}_2\text{PO}_4$ ). Se pesaron 0,439 g del reactivo y se disolvieron en agua destilada dentro de una fiola aforada de 1 L, completando el volumen hasta la marca.

A partir de esta solución se prepararon las aguas sintéticas necesarias para los ensayos de 20 ppm y 50 ppm. Para la etapa cinética, se utilizaron 8 matraces Erlenmeyer de 250 mL, en los cuales se colocaron 200 mL de la solución sintética preparada.

### **3.6.2 Condiciones experimentales y ajuste de pH**

Se trabajó con cuatro valores de pH: 5, 6, 7 y 8, aplicados tanto para el biocarbón de raquis de banano como para la cáscara de cacao, generando un total de 12 tratamientos por cada concentración. El pH se ajustó empleando el hidróxido de sodio ( $\text{NaOH}$ ) para elevar el pH y ácido sulfúrico ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ) para disminuirlo.

Cada matraz se colocó sobre un agitador magnético, incorporando una pastilla de agitación para asegurar una mezcla constante durante todo el ensayo.

Los tratamientos se diferenciaron también por la cantidad de adsorbente (dosis) y pH utilizado:

**Tabla 4.** Tratamientos con diferentes pH y dosis de biocarbón.

Tratamiento	pH	Dosis
T1	5	0.02 g
T2	6	
T3	7	
T4	8	
T5	5	0.04g
T6	6	
T7	7	
T8	8	
T9	5	0.1g
T10	6	
T11	7	
T12	8	

Antes de iniciar el experimento se verificó nuevamente el pH de cada matraz para asegurar su estabilidad. El ensayo cinético se desarrolló durante 3 días de muestreo continuo como se mencionó anteriormente.

### **3.6.3 Toma, preparación y análisis de las muestras**

En cada tiempo se extrajeron 10 mL del matraz empleando una macropipeta de 10 mL. Sin embargo, para el análisis espectrofotométrico, las muestras debían ser diluidas, por lo que de los 10 mL recolectados se tomaron solo 2 mL, que se completaron con 8 mL de agua destilada, obteniéndose un volumen final de 10 mL.

A cada una de estas muestras se le añadió 1,6 mL del reactivo combinado, el cual genera el desarrollo de color azul característico. Después de unos minutos de reacción, las muestras se analizaron en el espectrofotómetro UV-Vis, registrándose la absorbancia correspondiente a cada tiempo.

Este procedimiento se repitió tanto para 20 ppm como para 50 ppm, y para ambos tipos de biocarbón evaluados: raquis de banano y cáscara de cacao.

## **3.7 Experimento en columnas de adsorción de lecho fijo**

Para los ensayos en columna se prepararon dos aguas sintéticas con concentraciones de 20 ppm y 50 ppm de fosfatos. Para ello, primero, se

elaboró una solución stock de 1000 ppm de  $\text{KH}_2\text{PO}_4$ . La solución madre se preparó disolviendo la cantidad correspondiente del reactivo en una fiola aforada de un litro.

A partir de esta solución se obtuvieron las concentraciones de trabajo utilizando la relación:

$$C_1 * V_1 = C_2 * V_2$$

Donde:

$C_1 = 1000 \text{ ppm}$

$C_2 =$  concentración deseada, en mL

$V_2 =$  volumen total del agua sintética, en mL

Aplicando la ecuación:

Para 20 ppm, el volumen requerido de solución stock fue 200 mL.

Para 50 ppm, el volumen requerido fue 500 mL.

Una vez determinados los volúmenes, se procedió a medir los 10 litros finales en un balde plástico graduado, utilizando una probeta de 1 L para asegurar el volumen con agua destilada.

Luego, los 200 mL o 500 mL de la solución stock fueron añadidos al balde y el volumen se completó hasta alcanzar los 10 litros totales.

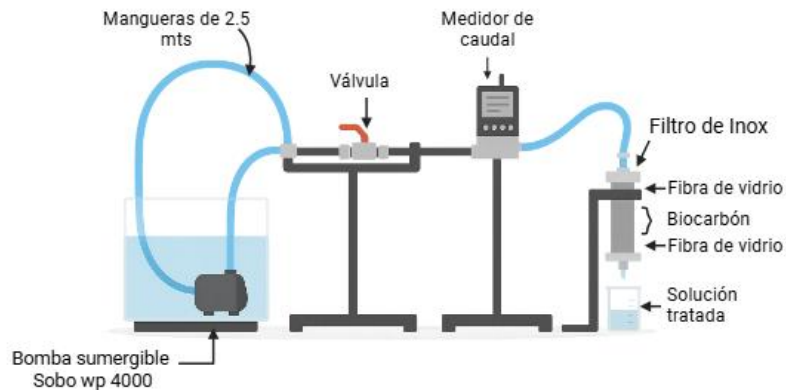
Una vez preparada cada solución, se procedió a ajustar el pH a un valor cercano a 5, utilizando un pH-metro debidamente calibrado. Ambos valores se mantuvieron dentro del rango seleccionado para los ensayos de absorción.

**Tabla 5.** Concentraciones de agua sintética con pH ajustado.

Concentración	pH	pH final
20 ppm	5	5.15
50 ppm	5	5.13

### 3.7.1 Procedimiento de acoplamiento de la columna de adsorción

El sistema de ensayo consistió en una pecera que actuó como depósito principal, dentro de la cual se colocó una bomba sumergible Sobo WP-4000. La bomba impulsó el agua sintética a través del circuito mediante mangueras de 2,5 metros, que conducen el flujo hacia una válvula que regular la cantidad de agua deseada y luego por medidor de caudal, el cual alcanzó un caudal 15–15,4 mL/min. El interior del filtro estuvo compuesto por una base de esponja que permitió sostener las capas superiores, seguida de una capa de fibra de vidrio y sobre esta los 10 g de biocarbón de raquis de banano utilizados como material adsorbente. Finalmente, el sistema se cubrió con otra capa de fibra de vidrio para evitar el desplazamiento del biocarbón durante el paso del agua. Con todo el sistema cerrado, se verificó que el goteo fuera estable y lento, ya que este comportamiento garantiza que el tiempo de contacto entre el adsorbente y la solución sea adecuada.



**Figura 3.** Setup de columna de adsorción en lecho fijo.

### 3.7.2 Ensayo y toma de muestras

Las muestras fueron recolectadas en tubos de centrifuga de 15 mL, estas fueron diluidas. En el caso de las soluciones de 20 ppm, el volumen de muestra recolectado fue de 2 mL, el cual se completó con 8 mL de agua destilada, obteniéndose un volumen final de 10 mL.

Para la solución de 50 ppm, se trabajó con dos tipos de volúmenes según correspondía:

**Tabla 6.** Disoluciones de muestras con agua destilada.

Muestra	Dilución con agua destilada	Volumen final
1 ml	9 ml	10 ml
2 ml	8 ml	10 ml

Una vez realizada la dilución, a cada muestra se le añadió 1,6 mL del reactivo combinado, necesario para el desarrollo de color. Todas las muestras, incluyendo la muestra inicial, recibieron la misma cantidad de reactivo. En total, durante cada ensayo se procesaron 27 muestras, abarcando todo el periodo de las tres horas de operación de la columna.

Finalmente, las muestras fueron llevadas al espectrofotómetro UV-VIS para la lectura de absorbancia correspondiente.

Los experimentos de adsorción en columna a diferencia de los experimentos en batch se trabajó con los siguientes modelos matemáticos (Bermeo Piedra & Abril Durán, 2021):

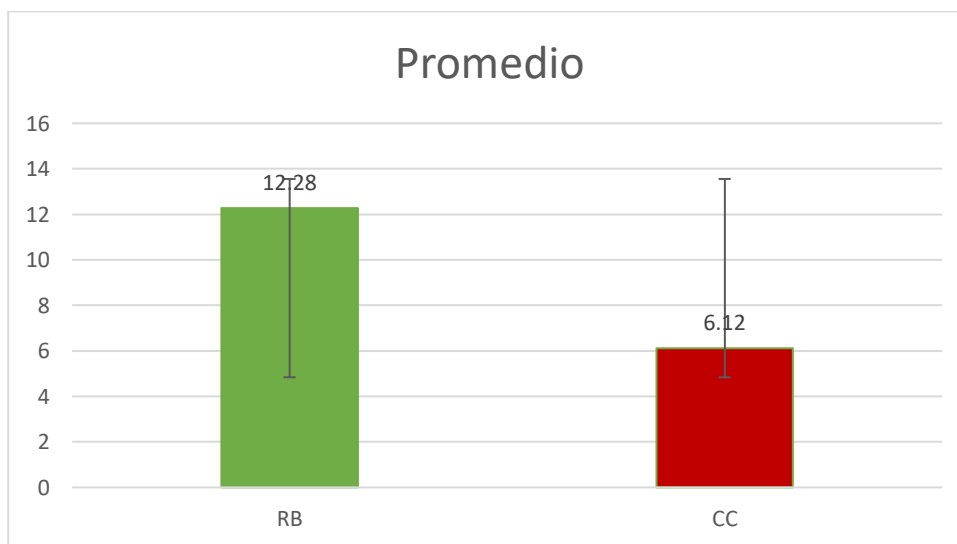
**Tabla 7.** Modelos matemáticos para columnas de adsorción.

MODELO	ECUACION	PARAMETROS
<b>Thomas</b>	$\frac{Ct}{C_o} = \frac{1}{1 + \exp\left[\frac{K_{TH}}{Q}(q_o m_B - C_o V_{ef})\right]}$	<p><math>K_{TH}</math>: constante de velocidad de Thomas <math>\left(\frac{cm^3}{min\ mg}\right)</math></p> <p><math>q_o</math>: máxima concentración de soluto adsorbido en la fase sólida <math>\left(\frac{mg}{g}\right)</math></p> <p><math>m_B</math>: masa de biosorbente (g)</p> <p><math>V_{ef}</math>: volumen de efluente tratado el cual se obtiene al multiplicar el caudal Q por el tiempo de toma de muestra (L)</p> <p>Ct: concentración de soluto en la fase líquida <math>\left(\frac{mg}{L}\right)</math></p> <p><math>C_o</math>: concentración de soluto inicial (mg/L)</p>
<b>Yoo-Nelson</b>	$\frac{Ct}{C_o} = \frac{\exp(K_{YN}t - \tau K_{YN})}{1 + \exp(K_{YN}t - \tau K_{YN})}$	<p><math>K_{YN}</math>: constante de Yoon – Nelson <math>\left(\frac{L}{min}\right)</math></p> <p><math>\tau</math>: Tiempo medio de ruptura. Tiempo en que <math>\frac{Ct}{C_o} = 0.5</math> (min): Tiempo de toma de muestra (min)</p> <p>C: concentración de soluto en la fase líquida <math>\left(\frac{mg}{L}\right)</math></p> <p><math>C_o</math>: concentración de soluto inicial (mg/L)</p>
<b>Adam-Bohart</b>	$\frac{Ct}{C_o} = e^{K_{AB} * C_o * t - \frac{K_{AB} * N_o * Z}{v}}$	<p><math>K_{AB}</math>: Constante cinética (L/mg min)</p> <p><math>N_o</math>: capacidad de sorción volumétrica máxima (mg/L)</p> <p>C: concentración de sorbato en la fase líquida en el tiempo (mg/L)</p> <p><math>C_o</math>: concentración de soluto inicial (mg/L)</p> <p><math>v</math>: velocidad de flujo lineal (cm/min)</p> <p>Z: altura del relleno en la columna (cm)</p>

## 4. RESULTADO Y DISCUSIÓN

### 4.1 Porcentaje de Humedad

En la Figura 4 se observa que, el biocarbón de Raquis de Banano (RB) conserva un porcentaje de humedad promedio de 12,28%, mientras que el producido a partir de Cáscara de Cacao (CC) registra un 6,12%. El gráfico evidencia que el RB contiene el doble de humedad que la CC. La baja variabilidad en los datos de la CC, con una desviación estándar de apenas 0,09, confirma que el proceso de carbonización a esta temperatura produjo un material muy estable y homogéneo en el contenido de humedad en comparación con el RB, que presenta una desviación de 1,04.



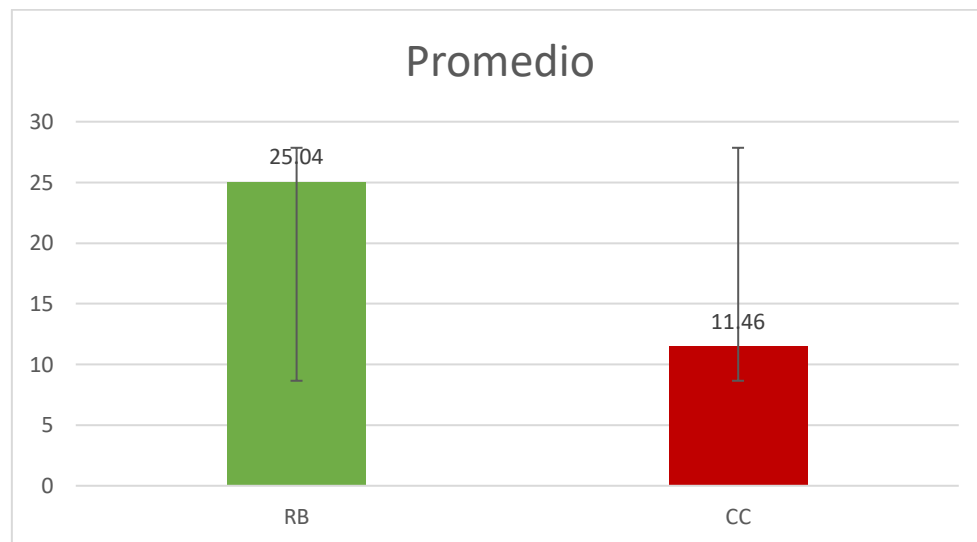
**Figura 4.** Resultado promedio del porcentaje de humedad de raquis de banano (RB) y cáscara de cacao (CC).

Al comparar estudios previos, Infante (2022) registró un 2.97% en biocarbón de raquis de banano bajo condiciones similares, mientras que Abdullah et al. (2023) reportan un contenido de humedad de aproximadamente 10.2% para pseudotallo de banano, Estas diferencias evidencian la influencia del acondicionamiento y almacenamiento del material, confirmando el carácter higroscópico del raquis y su tendencia a interactuar con la humedad del entorno.

Por otro lado, el biocarbón de CC alcanzó una humedad de 6,12%, resultado que guarda una estrecha concordancia con el 6,08% reportado por Silva Guerrero (2021) para la cáscara de cacao. Al analizar el comportamiento de otras materias primas en el estudio de Silva, se observa que la cáscara de cacao retiene más humedad que la cascarilla de arroz 3,23% y la cascarilla de café 2,89%. Esto permite establecer que, aunque la cáscara de cacao es un material estable, posee una capacidad de retención de humedad naturalmente superior a otras cascarillas agrícolas, validando así el dato obtenido en esta investigación como un parámetro característico de la especie y no como un error experimental.

#### 4.2 Porcentaje de Cenizas

Se observa en la Figura 5 que, el porcentaje de cenizas del raquis de banano (RB) presenta un valor promedio de 25%, con una desviación estándar de 0,98%, lo que indica una variabilidad baja entre las muestras analizadas. Por otro lado, la cáscara de cacao (CC) muestra un promedio de 11,4% y una desviación estándar de 0,10%, evidenciando una dispersión aún menor y una mayor homogeneidad en los resultados.



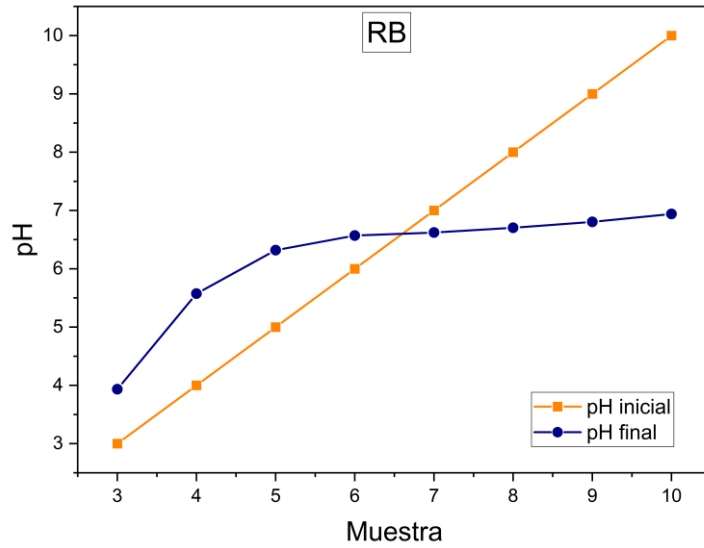
**Figura 5.** Resultados promedio de porcentaje de cenizas de raquis de banano (RB) y cáscara de cacao (CC).

La diferencia entre ambos biocarbones confirma que el raquis de banano posee una fracción mineral considerablemente más alta. Esto concuerda con lo reportado por Infante (2022), quien obtuvo 28,18% de cenizas a 660 °C en raquis de banano, valor similar al encontrado en esta investigación. Esta cercanía se debe a que, a mayores temperaturas, se elimina una mayor proporción de materia volátil y la fracción inorgánica permanece, lo que incrementa el porcentaje de ceniza. Esto explica por qué el raquis presenta un contenido de ceniza notablemente superior al de la cáscara de cacao y por qué su variabilidad se mantiene baja entre las réplicas.

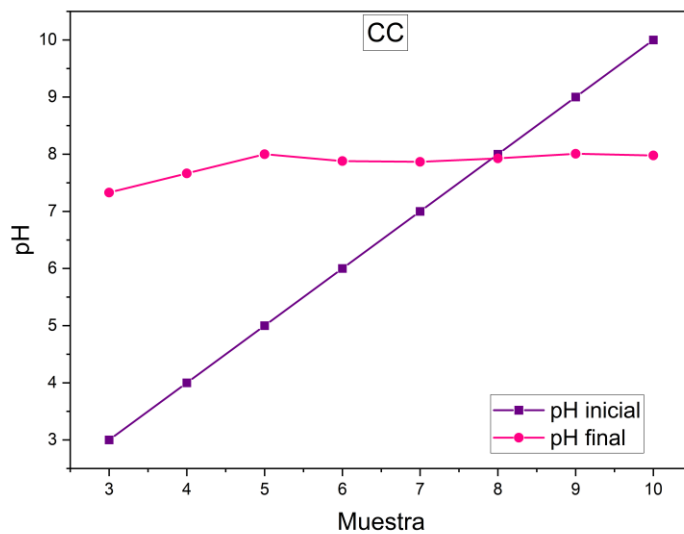
El contenido de cenizas obtenido para el biocarbón de CC a 600 °C fue de 11,46%. Al comparar este resultado con lo reportado por Vesga et al. (2024), quien obtuvo un 10,57% de cenizas para la misma biomasa, se observa un ligero incremento en el presente estudio. Esta diferencia es técnicamente consistente con el efecto de la temperatura de pirólisis: al procesar el material a 600 °C, superior a la temperatura utilizada por Vesga, se produce una mayor volatilización de la materia orgánica, lo que conlleva a una mayor concentración de los componentes inorgánicos en el residuo sólido.

#### **4.3 pH carga cero**

El pH final del raquis de banano (RB) en la Figura 6 tiende a estabilizarse en valores cercanos a la neutralidad conforme aumenta el pH inicial regulado, y la intersección entre ambas curvas se presenta un pH de 6,62, identificando el pH de carga cero donde la superficie del biocarbón no presenta carga neta. En la cáscara de cacao (CC), el pH final permanece más constante alrededor de valores neutros como se muestra en la Figura 7, y su punto de intersección se ubica en pH de 7,92, indicando su pH de carga cero y evidenciando una menor variación del pH final frente a los cambios del pH inicial.



**Figura 6.** pH de carga cero Raquis de banano (RB)

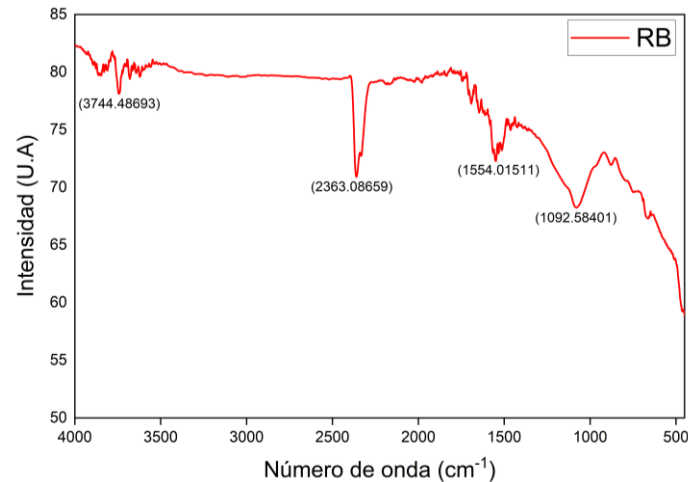


**Figura 7.** pH de carga cero Cáscara de cacao (CC)

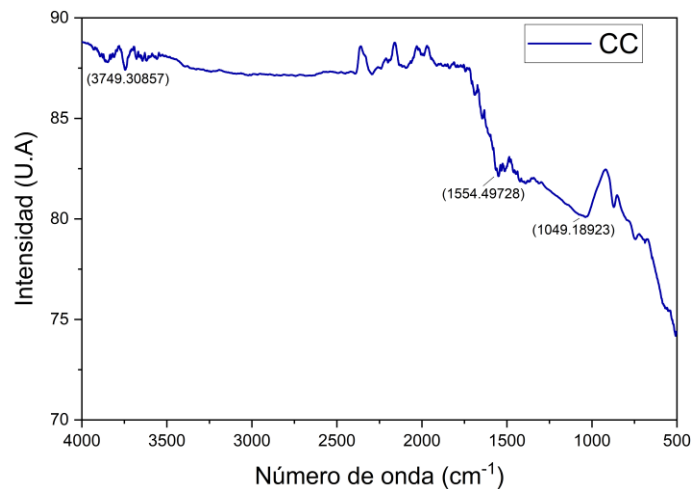
Por otro lado, Noriega Peña (2023) obtuvo un pH de carga cero de 7,37, considerado como un pH ligeramente alcalino, Espinoza Mogollón (2022) reportó un valor de 7,09, también dentro del rango cercano a la neutralidad. Estas diferencias podrían estar asociadas a la intensidad del lavado de la materia prima, dado que este tratamiento puede eliminar en diferente proporción sales solubles y compuestos minerales presentes en la superficie del material.

#### 4.4 Espectroscopía infrarroja por transformada de Fourier (FTIR)

Los espectros FTIR del biocarbón de raquis de banano (RB) y cáscara de cacao (CC) evidencian la presencia de grupos funcionales característicos de materiales carbonizados. La presencia de estos grupos funcionales sugiere superficies activas capaces de interactuar con fosfatos mediante mecanismos de adsorción superficial.



**Figura 8.** FTIR Raquis de banano (RB)



**Figura 9.** FTIR biocarbón Cáscara de cacao (CC).

En la Figura 8, se muestra la identificación de las bandas alrededor de  $3744\text{ cm}^{-1}$  del biocarbón de raquis de banano (RB), asociadas a vibraciones de estiramiento de grupos  $\text{-OH}$ , así como una señal en  $2363\text{ cm}^{-1}$  relacionada con la vibración de estiramiento  $\text{C}\equiv\text{C}$  del grupo alquino.

Asimismo, se observa una banda definida en  $1554\text{ cm}^{-1}$  correspondiente a vibraciones de estiramiento de enlaces C=C aromáticos, y una señal en  $1029\text{ cm}^{-1}$  atribuida a vibraciones C–O, lo que indica una estructura carbonosa con cierto grado de aromaticidad.

En la figura 9, el biocarbón (CC) de cáscara de cacao se detecta igualmente una banda en  $3749\text{ cm}^{-1}$  asociada a grupos –OH, junto con una señal en  $1554\text{ cm}^{-1}$  relacionada con enlaces C=C aromáticos, y una banda en  $1049\text{ cm}^{-1}$  atribuida a vibraciones C–C, confirmando la formación de una matriz carbonizada. Al comparar ambos biocarbones (RB y CC), se observa que presentan bandas en posiciones similares, lo que indica la presencia de grupos funcionales parecidos y confirma la formación de estructuras carbonizadas en ambos materiales.

En los resultados reportados por Infante (2022), se observa coherencia en la presencia de grupos aromáticos y oxigenados. Dicho estudio reportó bandas en el rango de  $1595\text{--}1606\text{ cm}^{-1}$  asociadas al estiramiento C=C, así como señales entre  $1003\text{--}1029\text{ cm}^{-1}$  atribuibles a vibraciones C–O de estructuras aromáticas. Espinoza Mogollón (2022), también reportó una banda intensa alrededor de  $2367\text{ cm}^{-1}$ . En ambos biocarbones analizados se identifican bandas en estas regiones, lo que confirma que el material mantiene estructuras aromáticas estables y grupos funcionales oxigenados después de la pirólisis.

Resultados similares fueron reportados por Romero-Bonilla et al. (2025) en biocarbón de cáscara de cacao, donde identificaron bandas en  $3800\text{--}3000\text{ cm}^{-1}$  asociadas a grupos –OH, señales entre  $2000\text{--}1600\text{ cm}^{-1}$  correspondientes a enlaces aromáticos C=C y una banda cercana a  $1400\text{ cm}^{-1}$  relacionada con estructuras aromáticas formadas durante la carbonización. Estas regiones coinciden con las observadas en el biocarbón analizado, confirmando la presencia de grupos oxigenados y dominios aromáticos característicos de materiales carbonizados.

#### **4.5 Área superficial**

Los resultados del análisis textural mediante el método BET, revelan un notable desarrollo de la porosidad en los adsorbentes sintetizados. El biocarbón de raquis de banano (RB) alcanzó un área superficial específica de 253,538 m<sup>2</sup>/g, superando al biocarbón de cáscara de cacao (CC), el cual registró un valor de 214,068 m<sup>2</sup>/g. Esta magnitud en el área superficial (>200 m<sup>2</sup>/g) indica que el proceso de activación térmica logró liberar eficazmente la materia volátil de los precursores, generando una red extensa de microporos disponibles. Físicamente, esto, aunado a los grupos funcionales presentes podría implicar que el material RB dispone de una mayor cantidad de sitios activos por unidad de masa para el anclaje de los iones fosfato, lo que se correlaciona directamente con su mayor desempeño en las pruebas cinéticas previas.

Al comparar el RB con el trabajo reciente Lang et al. (2021), donde se reporta un área superficial de hasta 859 m<sup>2</sup>/g, el valor obtenido en este estudio (253.538 m<sup>2</sup>/g) es menor. Esta diferencia podría atribuirse a variaciones en la materia prima o su acondicionamiento previo. No obstante, el área desarrollada indica la presencia de una estructura porosa que favorece la adsorción.

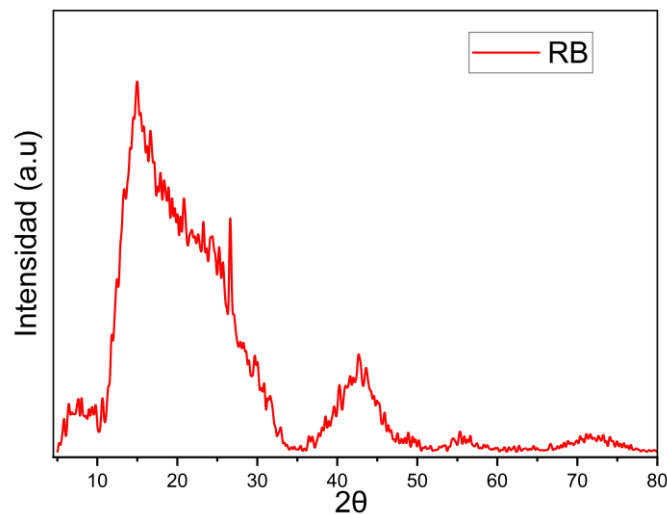
De igual forma, el biocarbón de cacao (CC) superó ampliamente lo reportado por Tsai et al. (2020), quienes obtuvieron 101,00 m<sup>2</sup>/g en condiciones similares. El material de esta investigación logró más del doble de ese valor (un aumento del 111,9%), lo cual es fundamental, ya que, a mayor superficie, mayor es el espacio disponible para atrapar los iones de fosfato.

#### **4.6 Difracción de Rayos-X (DRX)**

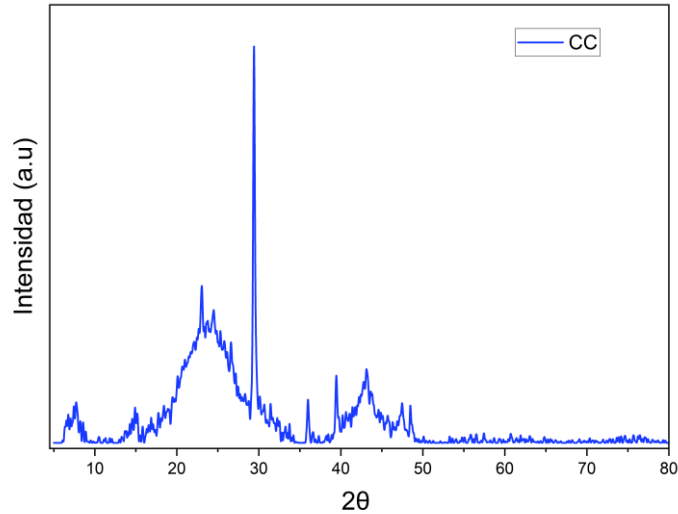
El difractograma del biocarbón obtenido del raquis de banano presenta un pico ancho centrado aproximadamente entre 15° y 25° (2θ), característico de materiales lignocelulósicos parcialmente amorfos. Esta señal está

asociada a la presencia de estructuras derivadas de la celulosa y al carbono amorfo generado durante la pirólisis. La amplitud del pico indica un bajo grado de cristalinidad, típico de biocarbonos derivados de biomasa vegetal.

El difractograma del biocarbón de cáscara de cacao (CC) presenta un pico intenso y definido en  $2\theta \approx 29.47^\circ$ , acompañado de reflexiones secundarias alrededor de  $39^\circ$ ,  $43^\circ$  y  $47^\circ$ , lo que evidencia la presencia de fases minerales cristalinas dentro de la matriz carbonosa. El pico predominante se asocia al plano (104) del mineral calcita ( $\text{CaCO}_3$ ), mientras que las señales adicionales corresponden a otras reflexiones características de este carbonato y a compuestos minerales asociados a elementos como Ca, K y Mg presentes en la biomasa. Asimismo, se observa una banda amplia entre  $18^\circ$  y  $25^\circ$ , atribuida a la estructura amorfa del carbono, típica de biocarbonos obtenidos a partir de residuos lignocelulósicos.



**Figura 10.** DRX Raquis de banano (RB)



**Figura 11.** DRX. Cáscara de cacao (CC)

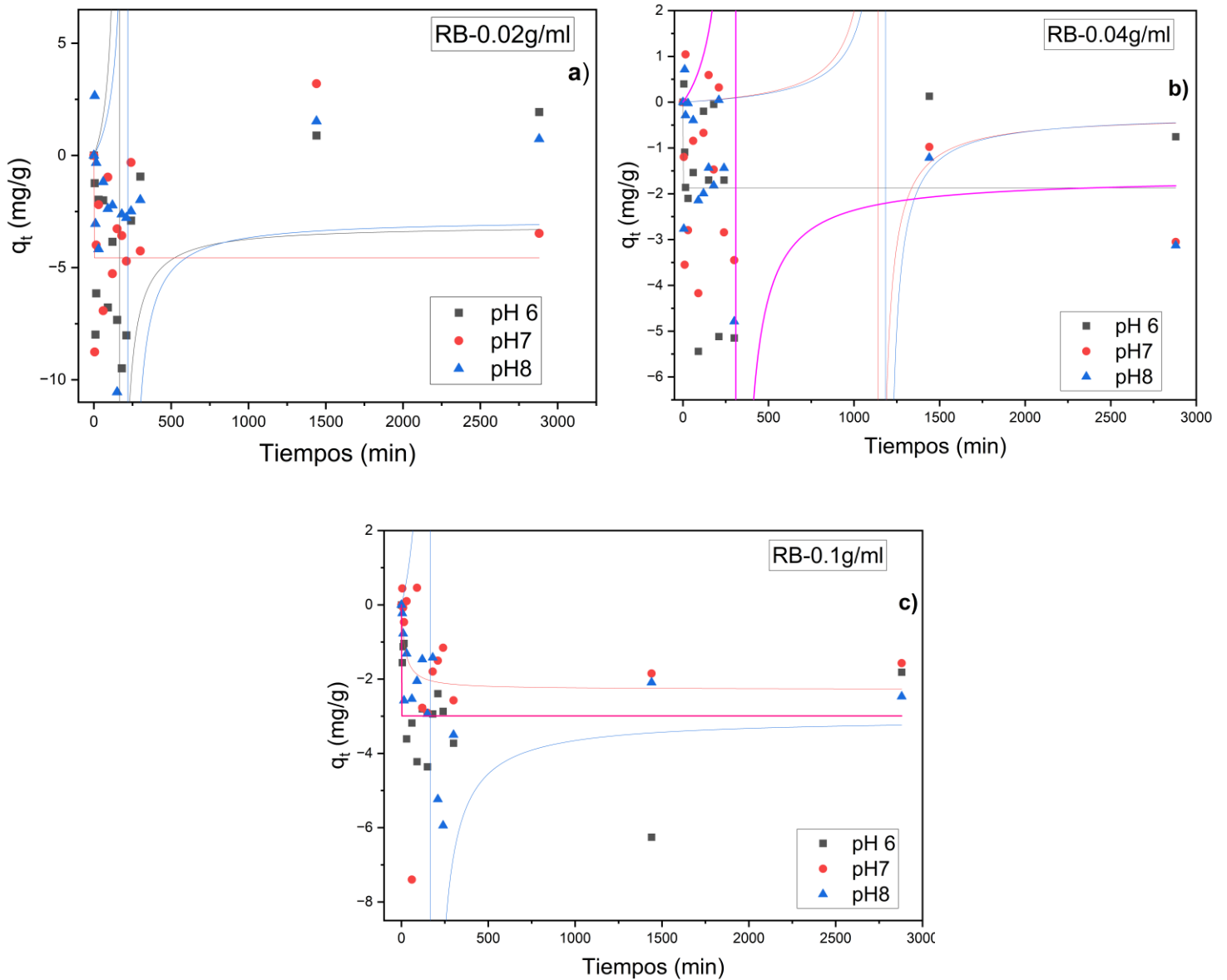
Un patrón similar fue reportado por Montoya-Escobar et al. (2022) que, al estudiar celulosa proveniente de raquis de banano, quienes identificaron un hombro alrededor de  $2\theta \approx 20,68^\circ$  característico de estructuras amorfas asociadas a la organización limitada de las cadenas de celulosa. Este comportamiento es similar al observado en el biocarbón de raquis de banano (RB) del presente estudio, donde se identifica una banda amplia entre  $\sim 15^\circ$ – $25^\circ$ . La similitud entre ambos resultados sugiere que el material conserva parte de la estructura desordenada derivada de la celulosa presente en la biomasa original.

Abou Alfa et al. (2024) observaron que, en biocarbones de *Theobroma cacao*, un pico intenso de difracción alrededor de  $2\theta \approx 29,35^\circ$ , atribuido al mineral Calcite ( $\text{CaCO}_3$ ). Este comportamiento coincide con el obtenido en el presente estudio, donde el biocarbón de cáscara de cacao (CC) mostró un pico predominante en  $2\theta \approx 29.47^\circ$ . La cercanía entre ambos valores sugiere que la señal observada corresponde igualmente a calcita, indicando la presencia de fases minerales cristalinas formadas durante la pirólisis de la biomasa.

## 4.7 Prueba de adsorción de fosfatos ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) en aguas residuales

Langostinera A

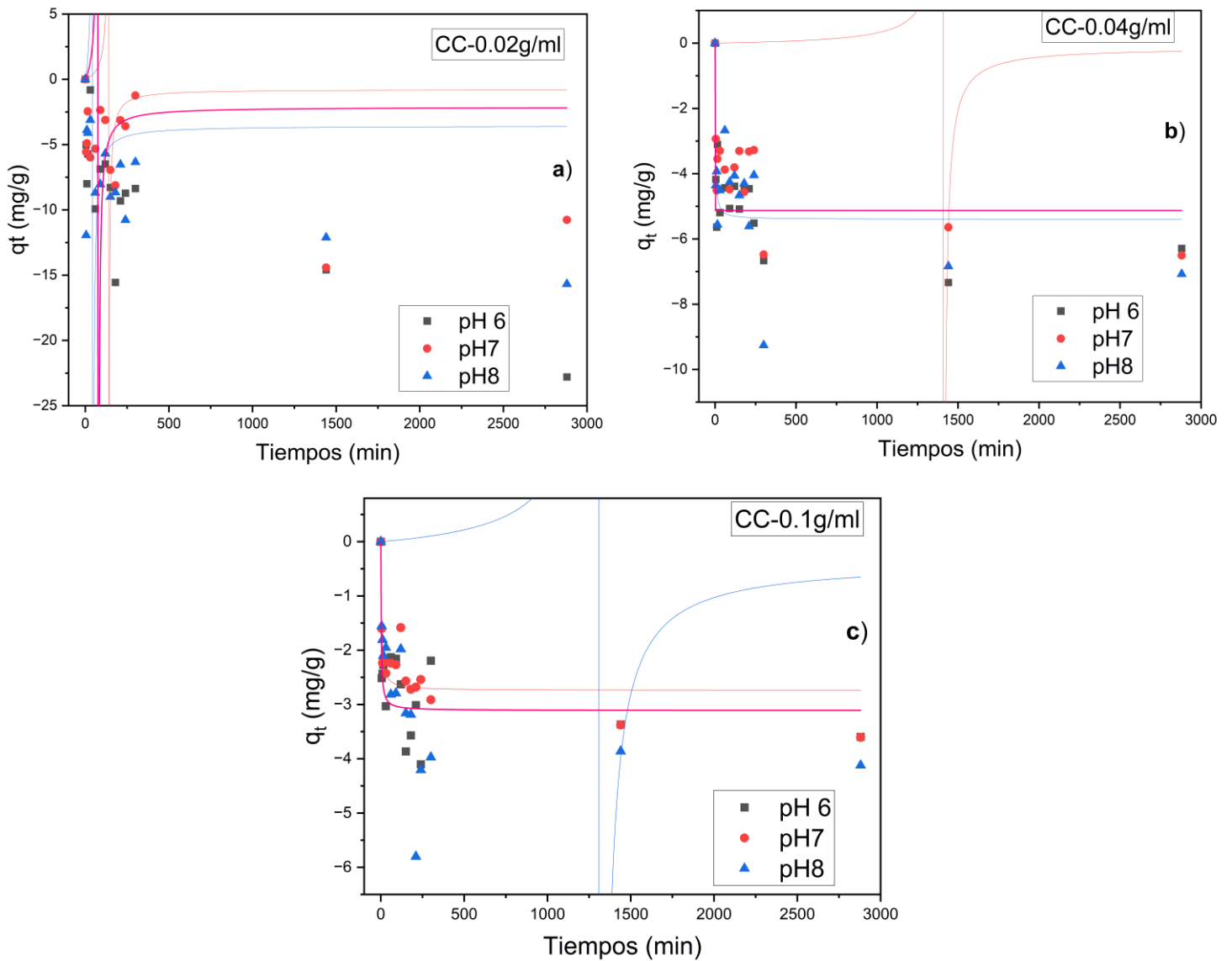
a. Raquis de banano (RB)



**Figura 12.** Cinética de remoción de fosfatos en agua residual de industria langostinera evaluada a diferentes dosis de adsorbente: (a) 0,02 g/ml, (b) 0,04 g/ml y (c) 0,1 g/ml. La evaluación realizada a pH inicial 6, 7 y 8 para cada dosis; Volumen de muestra: 200 ml. Agitación constante. Los puntos representan la variación de la concentración de fosfatos en función del tiempo para cada nivel de pH evaluado.

En la Figura 12, correspondiente al tratamiento del efluente de la Langostinera A con biocarbón de Raquis de Banano (RB), se observa un ajuste nulo al modelo de *pseudo*-segundo orden. Los coeficientes de determinación  $R^2$  obtenidos fueron extremadamente negativos para todas las dosis evaluadas: -14,164 para 0,02 g, -15,726,65 para 0,04 g y -101,420.03 para 0,1 g. Estos valores atípicos indican que la cinética no sigue un comportamiento de adsorción convencional. Este fenómeno se atribuye directamente a la naturaleza del agua residual langostinera, cuya compleja matriz y alta carga de interferencias compiten agresivamente por los sitios activos del adsorbente, provocando fluctuaciones y saturación inmediata que invalidan el modelo cinético en este escenario.

b. Cáscara de cacao (CC)

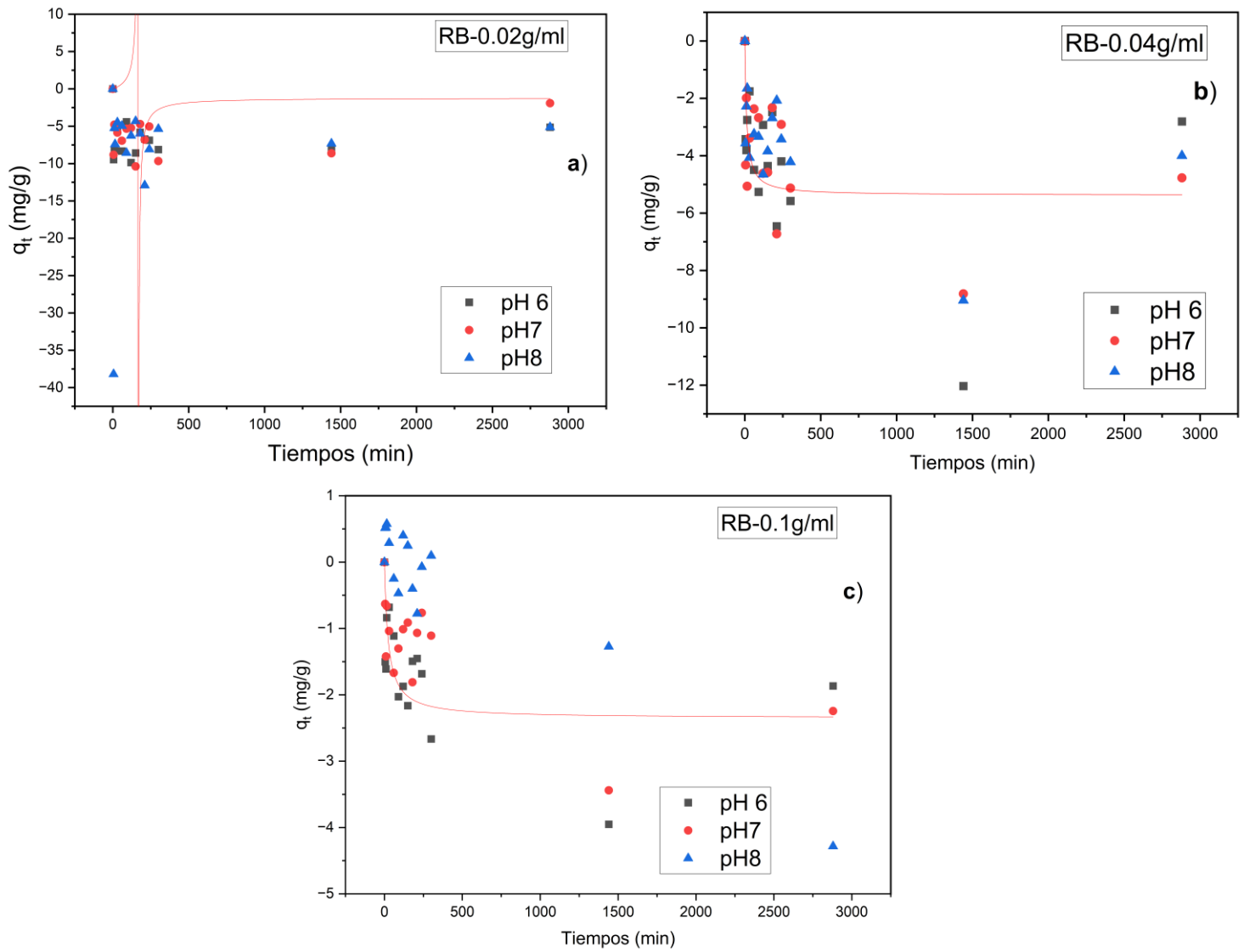


**Figura 13.** Cinética de remoción de fosfatos en agua residual de industria langostinera evaluada a diferentes dosis de adsorbente: (a) 0,02 g/ml, (b) 0,04 g/ml y (c) 0,1 g/ml. La evaluación realizada a pH inicial 6, 7 y 8 para cada dosis; Volumen de muestra: 200 ml. Agitación constante. Los puntos representan la variación de la concentración de fosfatos en función del tiempo para cada nivel de pH evaluado.

En la Figura 13, que detalla el uso de biocarbón de Cáscara de Cacao (CC) en la Langostinera A, se presenta un comportamiento heterogéneo debido a la calidad del agua a tratar. Para la dosis baja de 0,02 g, el modelo falló con un  $R^2$  de -1,953.79. Sin embargo, al aumentar la dosis, se observó una ligera tendencia positiva con valores de  $R^2$  de 0,60503 para 0,04 g y 0,63513 para 0,1 g. Aunque hubo cierta retención, los valores siguen siendo bajos en comparación con el agua sintética, lo que confirma que las impurezas y la materia orgánica propias del efluente de langostinera dificultaron alcanzar un equilibrio de adsorción estable, incluso aumentando la cantidad de biocarbón.

## Langostinera B

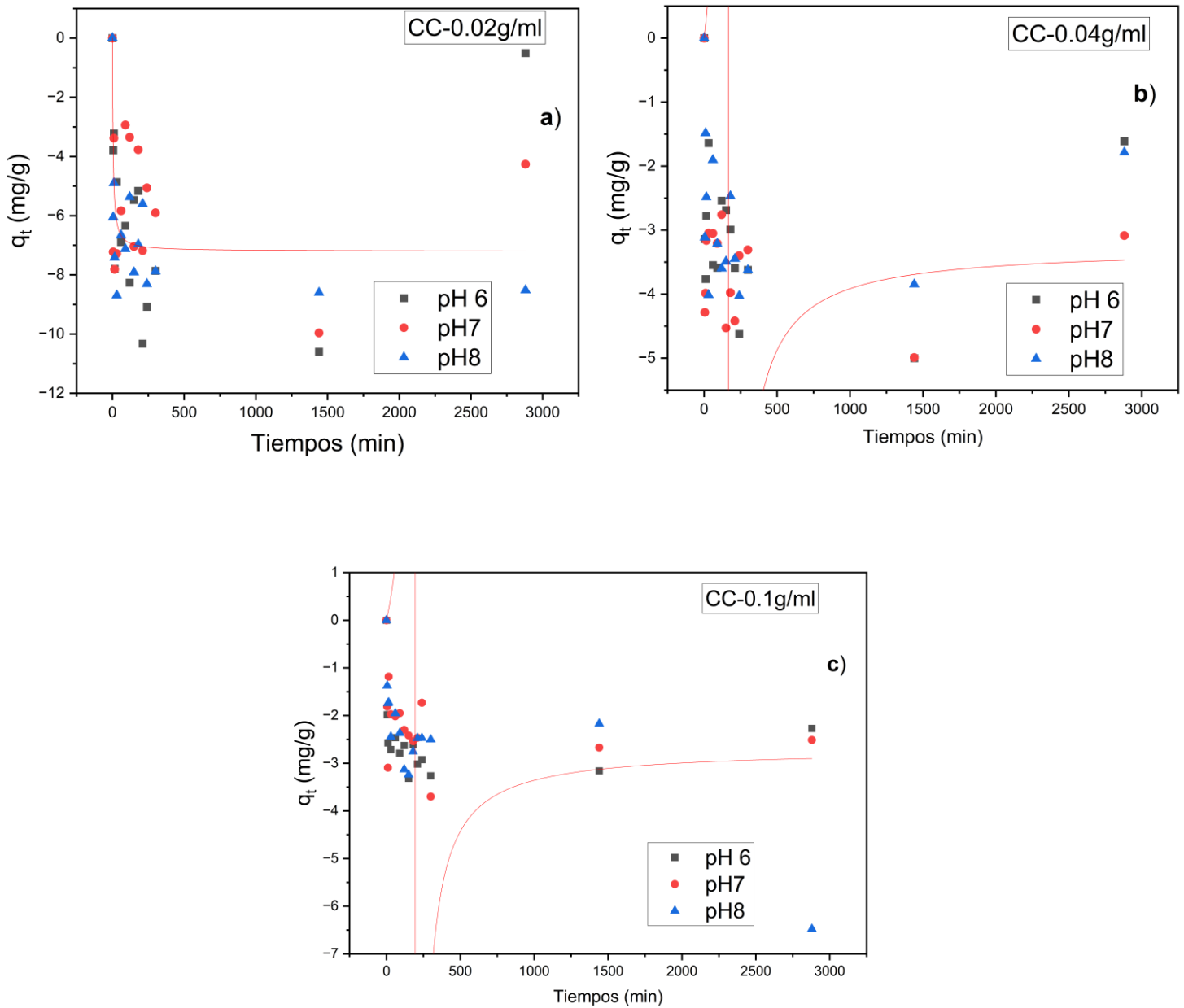
### a. Raquis de banano (RB)



**Figura 14.** Cinética de remoción de fosfatos en agua residual de industria langostinera evaluada a diferentes dosis de adsorbente: (a) 0,02 g/ml, (b) 0,04 g/ml y (c) 0,1 g/ml. La evaluación realizada a pH inicial 6, 7 y 8 para cada dosis; Volumen de muestra: 200 ml. Agitación constante. Los puntos representan la variación de la concentración de fosfatos en función del tiempo para cada nivel de pH evaluado.

En la Figura 14, referente a la Langostinera B tratada con Raquis de Banano (RB), los resultados reiteran la dificultad del material para operar en este tipo de efluentes reales. A la dosis de 0,02 g, se obtuvo un  $R^2$  negativo de -11,71891. Para las dosis de 0,04 g y 0,1 g, los valores pasaron a ser positivos, pero poco significativos (0,26873 y 0,39802 respectivamente). Este ajuste deficiente evidencia que el aumento de masa de adsorbente no fue suficiente para contrarrestar las interferencias de la matriz del agua residual, resultando en una cinética dominada por el ruido experimental más que por la quimisorción efectiva de los fosfatos.

b. Cáscara de cacao (CC)



**Figura 15.** Cinética de remoción de fosfatos en agua residual de industria langostinera evaluada a diferentes dosis de adsorbente: (a) 0,02 g/ml, (b) 0,04 g/ml y (c) 0,1 g/ml. La evaluación realizada a pH inicial 6, 7 y 8 para cada dosis; Volumen de muestra: 200 ml. Agitación constante. Los puntos representan la variación de la concentración de fosfatos en función del tiempo para cada nivel de pH evaluado.

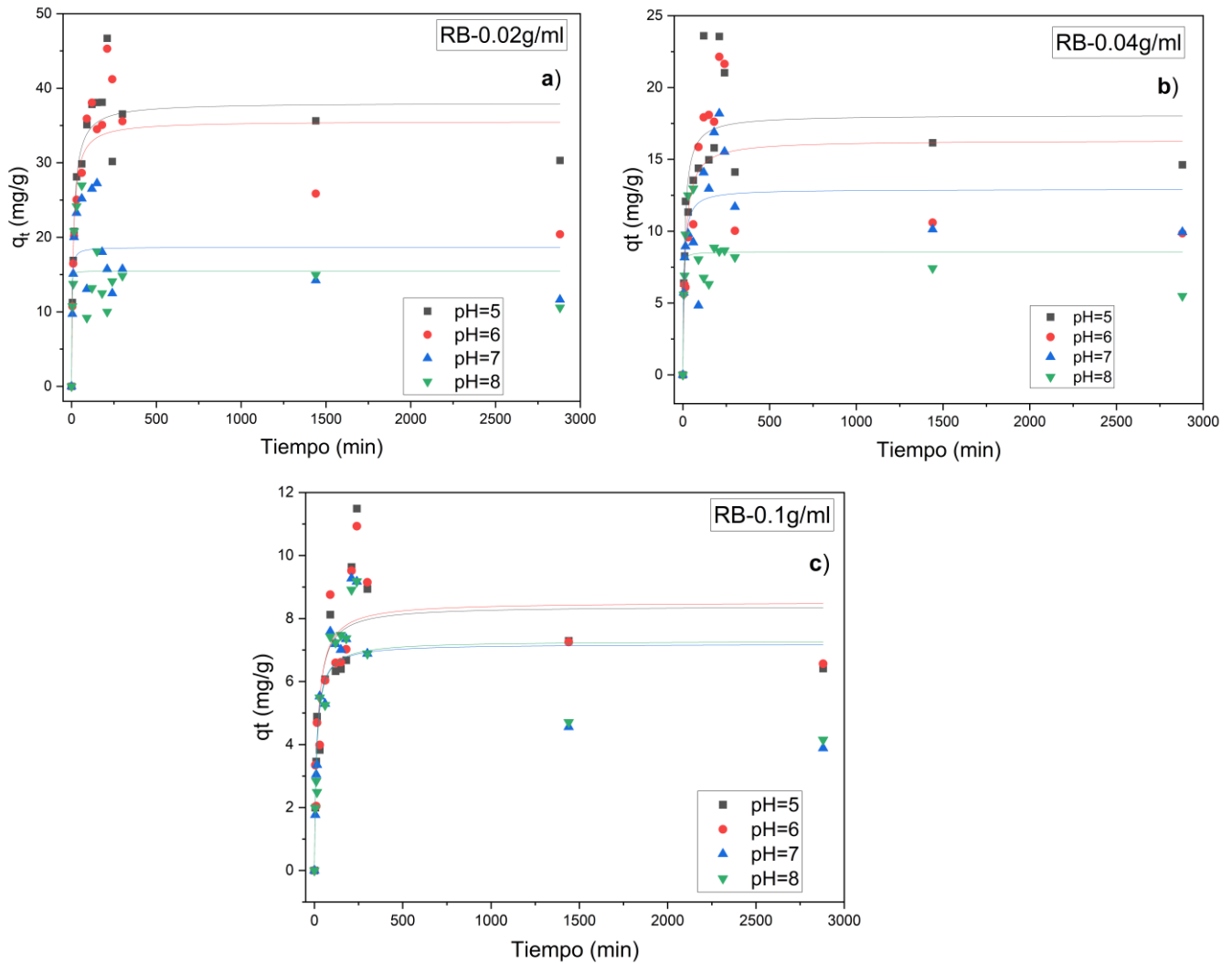
En la Figura 15, correspondiente a la Langostinera B con biocarbón de Cáscara de Cacao (CC), se observa un comportamiento particular. La dosis menor de 0,02 g presentó el ajuste relativo más alto con un  $R^2$  de 0,3737, mientras que, al aumentar la cantidad de adsorbente, el ajuste decayó drásticamente a valores negativos: -136,906 para 0,04 g y -311,775 para 0,1 g. Esto sugiere que, al interactuar con el agua residual de la langostinera B, la adición excesiva de biocarbón pudo haber introducido turbidez o liberado componentes que alteraron la lectura, generando datos dispersos que se alejan completamente de la tendencia teórica esperada.

Otra posible explicación del comportamiento observado en la cinética podría estar relacionada con la liberación de compuestos desde la superficie del biocarbón, especialmente al trabajar con mayores dosis. En el caso del agua residual langostinera, esta liberación puede generar variaciones en la concentración del sistema y cierta dispersión en los datos, lo que podría influir en el ajuste de los modelos cinéticos.

#### **4.7.1 Cinética en agua sintética**

Los datos experimentales en agua sintética presentaron un ajuste satisfactorio al modelo cinético de *pseudo*-segundo orden, sugiriendo un mecanismo controlado por quimisorción; asimismo, en las representaciones gráficas a, b y c (correspondientes a dosis de 0,02; 0,04 y 0,1 g/ml evaluados bajo condiciones de pH 5, 6, 7 y 8) se distingue dinámicamente la coexistencia de fenómenos de adsorción y desorción

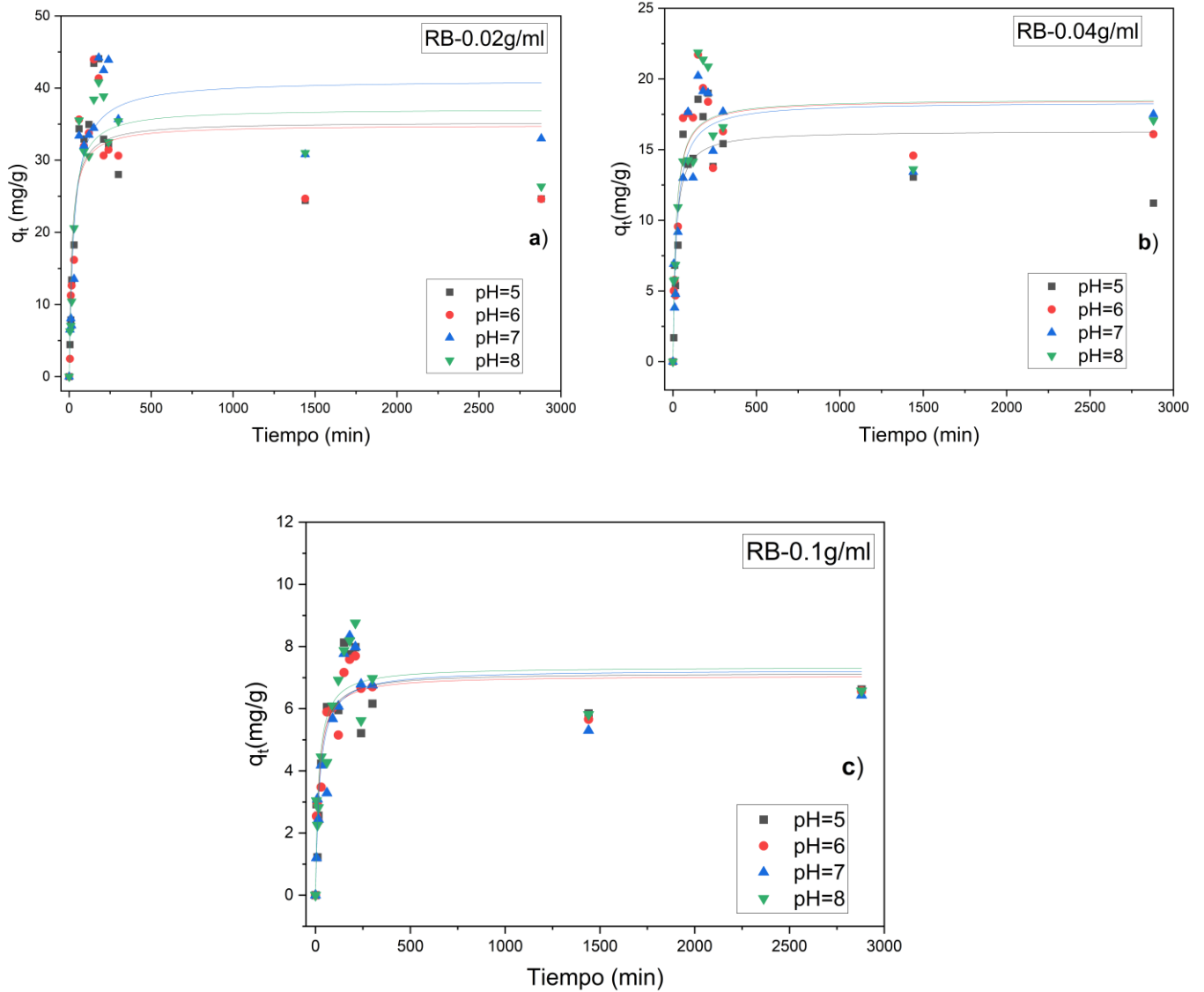
- Raquis de banano
- ✓ Concentración 20 ppm



**Figura 16.** Cinética de adsorción de fosfatos sobre raquis de banano ( $C_0 = 20$  mg/L). Ajuste de los datos experimentales al modelo de Pseudo-Segundo Orden. Los gráficos a, b y c representan el proceso para las tres réplicas evaluadas, donde las líneas indican la predicción teórica y los puntos la distribución experimental.

En la Figura 16 se observa que, el dosis **a** con 0,02 g/mL presentó registros de mayores capacidades  $q_t$  de 35,0–45,0 mg/g en condiciones de pH 5 y 6 frente a una reducción notable a 10,0–18,0 mg/g en los entornos de pH 7 y 8, alcanzando la saturación máxima en los primeros 100–150 min para definir el equilibrio pasados los 300 min; posteriormente al emplear la dosis **b** de 0,04 g/mL en el sistema b la carga de adsorción disminuyó a valores de 15,0–20,0 mg/g para pH 5 y 6 y de 8,0–13,0 mg/g para pH 7 y 8 observándose una rápida cinética inicial cercana a los 60 min seguida de una estabilización final, mientras que la dosis **c** con 0,1 g/mL redujo el rendimiento al rango de 4,0–11,0 mg/g donde los ensayos a pH 5 y 6 se mantuvieron en 6,0–11,0 mg/g y los de pH 7 y 8 descendieron a 4,0–7,0 mg/g alcanzando el equilibrio definitivo en un tiempo breve de 120–180 min.

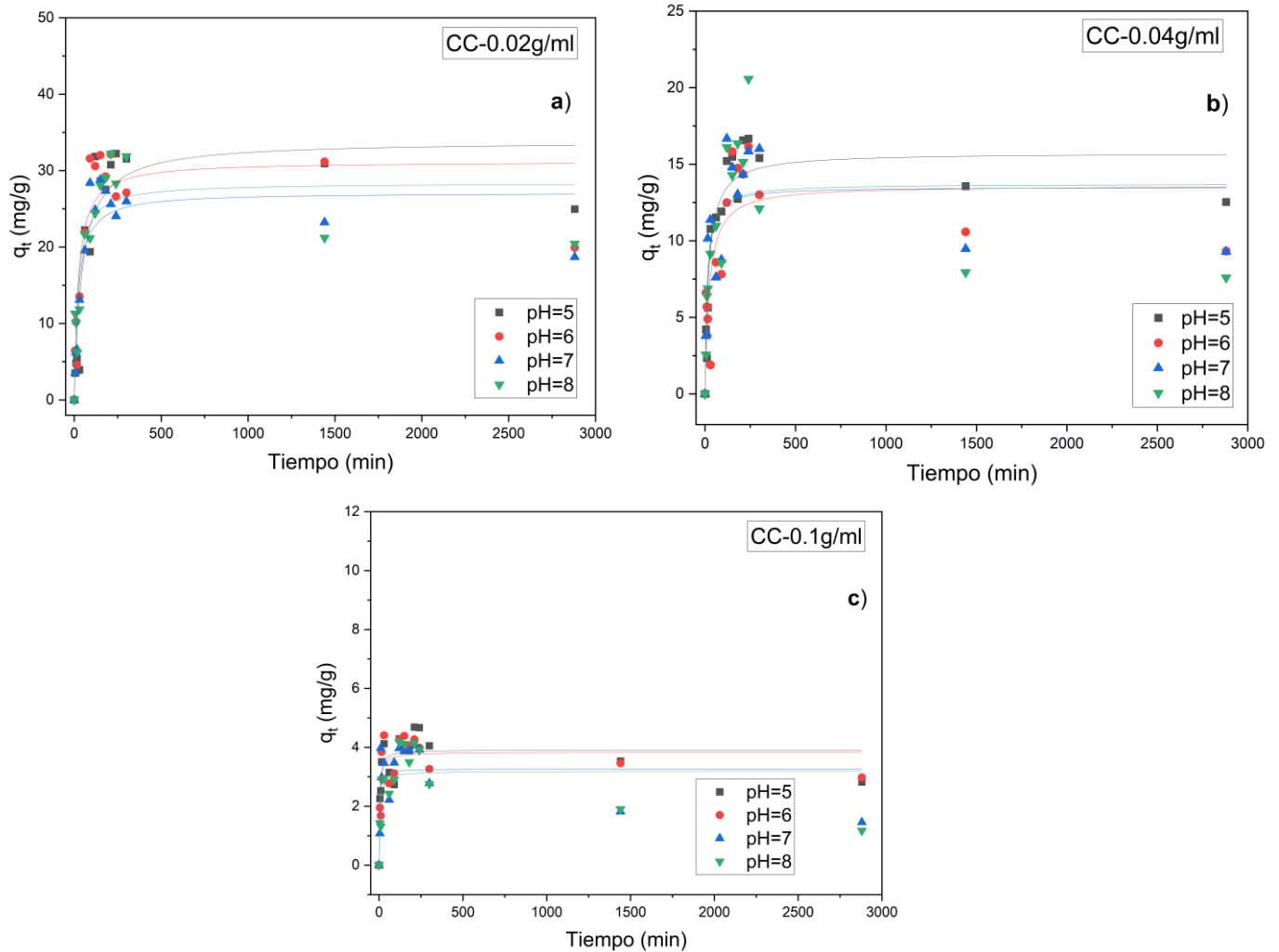
✓ Concentración 50 ppm:



**Figura 17.** Cinética de adsorción de fosfatos sobre raquis de banano ( $C_0 = 50 \text{ mg/L}$ ). Ajuste de los datos experimentales al modelo de Pseudo-Segundo Orden. Los gráficos a, b y c representan el proceso para las tres réplicas evaluadas, donde las líneas indican la predicción teórica y los puntos la distribución experimental.

En la Figura 17 se observa que, el grafico a con dosis de 0,02 g/mL exhibió un comportamiento diferenciado registrando los máximos  $q_t$  de 40,0–44,0 mg/g a pH 7 y 8 frente a los 30,0–35,0 mg/g obtenidos a pH 5 y 6 logrando saturar los sitios activos en los primeros 150 min para establecer el equilibrio a los 300 min; posteriormente al incrementar la cantidad de adsorbente a 0,04 g/mL, el grafico b, los valores de equilibrio descendieron al intervalo de 15,0–18,0 mg/g presentando una fase inicial rápida con picos de hasta 22,0 mg/g y alcanzando la estabilidad cerca de los 200 min, mientras que en el grafico c con la dosis de 0,1 g/mL restringió la capacidad de remoción al rango de 6,0–7,5 mg/g describiendo curvas homogéneas para los pH 5, 6, 7 y 8 y definiendo el equilibrio final tras un tiempo de contacto reducido de 100–150 min.

- Cáscara de cacao
- ✓ Concentración 20 ppm

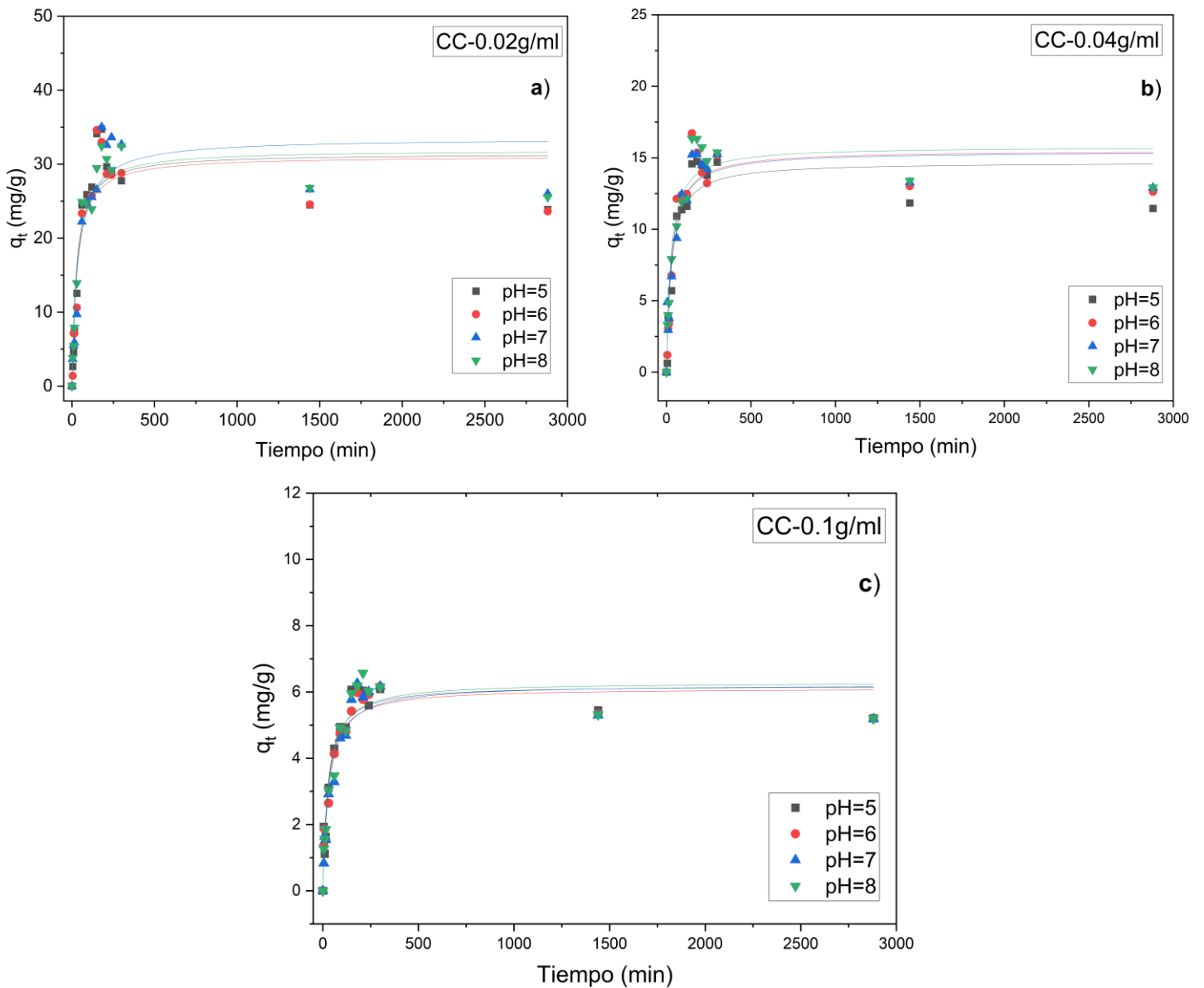


**Figura 18.** Cinética de adsorción de fosfatos sobre raquis de banano ( $C_0 = 20 \text{ mg/L}$ ). Ajuste de los datos experimentales al modelo de Pseudo-Segundo Orden. Los gráficos a, b y c representan el proceso para las tres réplicas evaluadas, donde las líneas indican la predicción teórica y los puntos la distribución experimental

En la Figura 18 se observa que, el gráfico a con la dosis de 0,02 g/mL registró las mayores capacidades alcanzando valores  $q_t$  de 31,5–33,0 mg/g a pH 5–6 y de 22,0–28,0 mg/g a pH 7–8, mostrando una fase de saturación rápida hasta los 60–120 min y estabilizando el equilibrio a los 300 min; posteriormente al aumentar la dosis a 0,04 g/mL en gráfico b muestra que los valores descendieron al rango de 13,0–16,5 mg/g, con

una inflexión de saturación cercana a los 60 min y entrada al equilibrio a los 300 min, registrándose además picos transitorios de 20,5 mg/g a pH 8, mientras que la dosis de 0,1 g/mL el gráfico c redujo drásticamente el qt al intervalo de 2,5–4,5 mg/g con máximos de 4,2 mg/g a pH 5 y mínimos de 1,8 mg/g a pH 8, acelerando la saturación de sitios activos en los primeros 30–60 min para alcanzar un equilibrio temprano entre 120–180 min.

✓ Concentración 50 ppm



**Figura 19.** Cinética de adsorción de fosfatos sobre raquis de banano ( $C_0 = 50 \text{ mg/L}$ ). Ajuste de los datos experimentales al modelo de Pseudo-Segundo Orden. Los gráficos a, b y c representan el proceso para las tres réplicas evaluadas, donde las líneas indican la predicción teórica y los puntos la distribución experimental

En la figura 19 muestra que, el grafico a con dosis de 0,02 g/mL exhibió el mayor rendimiento acumulando capacidades  $q_t$  en el intervalo de 30,0–35,0 mg/g con una dispersión agrupada entre los distintos pH y logrando una saturación acelerada en los primeros 150–200 min para consolidar el equilibrio pasados los 300 min; posteriormente al incrementar la dosis a

0,04 g/mL en el gráfico b la capacidad de carga disminuyó posicionándose en un rango de 14,0–16,5 mg/g, donde se observó una rápida saturación cerca de los 200 min manteniéndose estable hasta el final del experimento, mientras que el gráfico c con 0,1 g/mL registró los valores mínimos concentrando los datos en un rango reducido y homogéneo de 5,8–6,2 mg/g para todas las variantes de pH y definiendo un equilibrio estable y veloz a partir de los 180 min.

Los resultados del comportamiento cinético detallado en las Figuras 16 y 17 evidencia una rápida ocupación inicial de los sitios activos hasta alcanzar la saturación, una tendencia que cobra sentido al contrastarse con los hallazgos de Infante (2022) demostró que, la capacidad de adsorción unitaria es inversamente proporcional a la cantidad de adsorbente, reportando su mejor rendimiento de 3,55 mg/g con una dosis de 1 g/L, eficiencia que decayó drásticamente a 0,89 mg/g al aumentar la dosis a 5 g/L. Esta comparación sugiere que, tal como se observa en la literatura, el uso de menores cantidades de biocarbón (como 1 g/L) favorece una mayor captura de fosfatos por unidad de masa al minimizar el solapamiento o aglomeración de partículas, fenómeno que bloquea el área superficial disponible cuando la densidad del adsorbente en la solución es demasiado alta.

El comportamiento cinético favorable observado en las Figuras 18 a la 19 valida la operación a pH 5, superando las limitaciones reportadas por Lugo-Arias et al. (2025) para biocarbones de cáscara de arroz y tallo de maíz, utilizaron una dosis de 0,1 g/L, señalaron que a pH ácidos extremos (2 y 4) la eliminación de fosfatos fue 'prácticamente insignificante' debido a la repulsión electrostática generada por la carga negativa del material. En contraste, los resultados de esta tesis demuestran que trabajar a una acidez moderada de pH 5 permitió evitar dicha ineficiencia, logrando una interacción electrostática exitosa tanto en el raquis de banano como en la

cáscara de cacao, a diferencia del desempeño nulo observado en los residuos de maíz y arroz bajo condiciones de mayor acidez.

**Tabla 8.** Coeficientes de determinación ( $R^2$ ) y  $q_e$  obtenidos para los modelos de cinética de adsorción de fósforo sobre biocarbón de raquis de banano (RB) y cáscara de cacao (CC) a concentraciones de 20 y 50 ppm.

Biocarbón / dosis g/ml	$R^2$		$q_e$ (mg/g)	
	20 ppm	50 ppm	20 ppm	50 ppm
<b>RB 0.02</b>	1	0.74329	35.56	35.27
<b>RB 0.04</b>	0.72719	1	18.07	18.56
<b>RB 0.1</b>	0.75227	0.81856	8.39	7.15
<b>CC 0.02</b>	0.87164	0.86221	33.83	31.08
<b>CC 0.04</b>	0.89006	1	15.72	15.77
<b>CC 0.1</b>	0.75138	0.92428	3.91	6.19

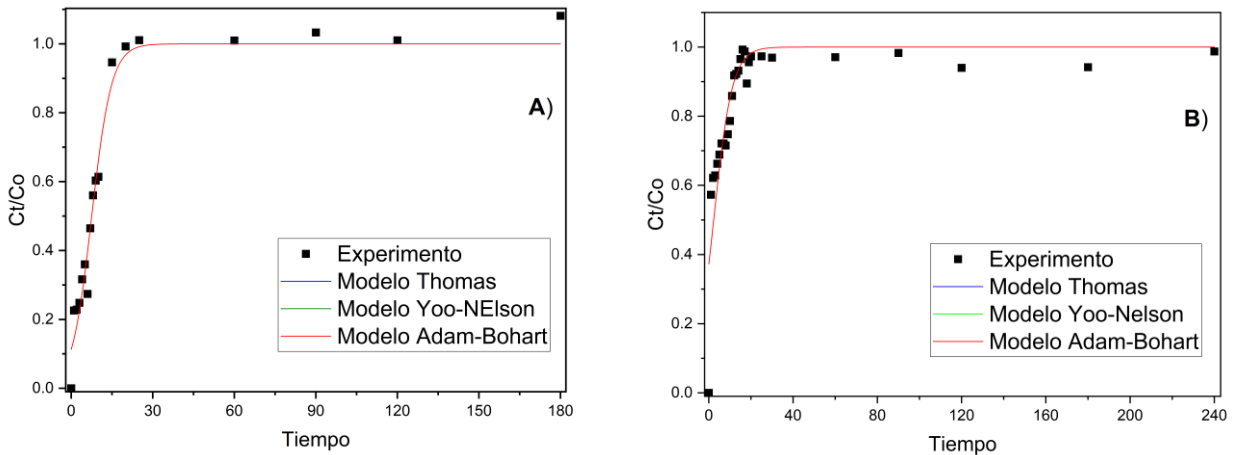
Al comparar el desempeño de ambos materiales, el biocarbón de raquis de banano (RB) evidencia un comportamiento más uniforme durante el proceso de adsorción en relación con la cáscara de cacao (CC). Esto se observa en los valores de  $R^2$  iguales a 1.00 obtenidos en dos condiciones experimentales distintas (20 ppm con 0,02 g y 50 ppm con 0,04 g), lo que indica que el modelo cinético logra representar adecuadamente el sistema en dichos casos. Este comportamiento también se refleja en la capacidad de adsorción. A una dosis de 0,02 g, el RB alcanza valores cercanos a 35 mg/g, mientras que al incrementar la dosis estos valores disminuyen, lo cual sugiere una menor utilización efectiva de los sitios activos. Por su parte, la CC presenta valores similares a bajas dosis (alrededor de 33 mg/g), aunque la reducción de la capacidad de adsorción es más evidente a mayores concentraciones de biocarbón.

#### 4.8 Columnas de adsorción

La adsorción de fosfatos en columnas de lecho fijo utilizando biocarbón de raquis de banano fue evaluada a concentraciones iniciales de 20 y 50 mg/L, obteniéndose las correspondientes curvas de ruptura. De manera general, las curvas no presentaron una forma sigmoidea pronunciada, lo cual se atribuye a la ocurrencia de un fenómeno de desorción parcial de

fosfatos durante el proceso de adsorción. Este comportamiento generó una pendiente progresiva con ligeras fluctuaciones en la concentración de salida, sin afectar significativamente la capacidad global de remoción del biocarbón.

a. Concentración 20 ppm



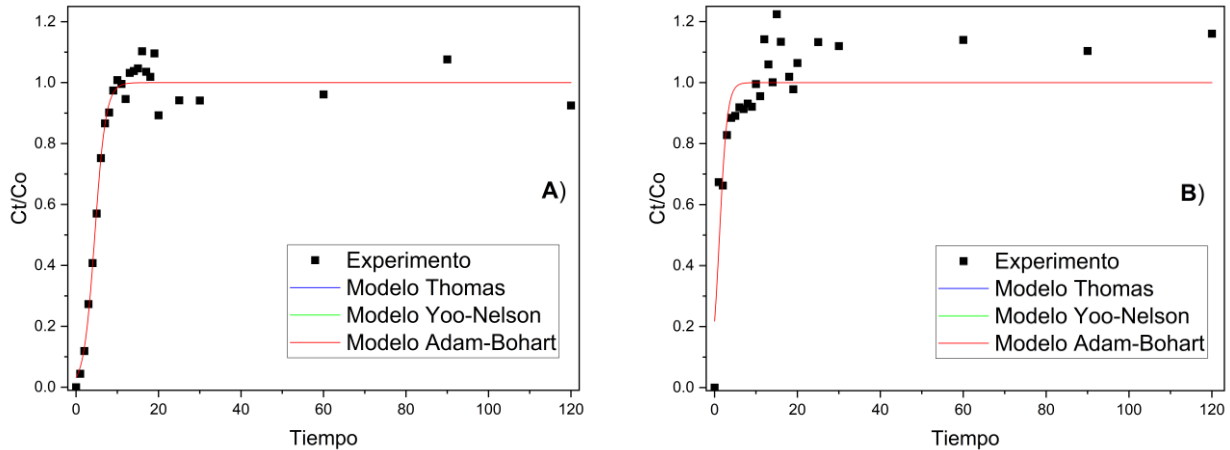
**Figura 20.** Curvas de ruptura experimentales y modeladas para la adsorción de fosfatos en columna de lecho fijo utilizando raquis de banano. Condiciones operativas: Concentración de afluente  $C_0 = 20$  mg/L y caudal volumétrico  $Q = 15$  mL/min. Las líneas representan el ajuste no lineal de los modelos de Thomas, Yoo-Nelson y Adam-Bohart superpuestos a los datos experimentales (puntos). A y B.

En la dinámica de adsorción en columna de lecho fijo en la Figura 20 usando raquis de banano a 20 ppm bajo un flujo constante de 15 mL/min la modelación matemática mediante Thomas, Yoo-Nelson y Adam-Bohart proyectó curvas idénticas superpuestas para describir el avance del frente de adsorción.

El grafico **A** presentó un  $R^2$  de 0,97493 alcanzando la saturación total  $C_t/C_0$  de 1.0 en el minuto 30 y registrando variaciones puntuales de desorción superior al afluente con valores de 1,02 a 1,05 en los minutos 90 y 160, mientras que en el gráfico **B** con un  $R^2$  de 0,81025 definió el  $C_t/C_0$  de 1,0 entre los minutos 30 y 40 manteniendo la concentración de salida estable en torno a 0,98 y 1,0 durante el intervalo restante hasta los 240 minutos sin evidenciar picos significativos de liberación de fosfatos.

La capacidad de adsorción fue de 0,5442 mg/g y 0,3714 mg/g para las repeticiones A y B, respectivamente, con un promedio de 0,4578 mg/g.

b. Concentración 50 ppm



**Figura 21.** Curvas de ruptura experimentales y modeladas para la adsorción de fosfatos en columna de lecho fijo utilizando raquis de banana. Condiciones operativas: Concentración de afluente  $C_0 = 50$  mg/L y caudal  $Q = 15$  mL/min. Las líneas representan el ajuste no lineal de los modelos de Thomas, Yoo-Nelson y Adam-Bohart superpuestos a los datos experimentales (puntos) A y B.

En la Figura 21, se muestra la dinámica de columna a 50 ppm bajo un flujo de 15 mL/min la proyección matemática simultánea de los modelos de Thomas, Yoo-Nelson y Adam-Bohart convergió en una única trayectoria predictiva para describir la saturación acelerada del lecho.

El grafico A con un  $R^2$  de 0.97791 alcanzó la saturación total  $C_t/C_0$  de 1.0 en el minuto 10 registrando posteriormente concentraciones de salida superiores al afluente con picos de desorción de 1,05 a 1,10 entre los minutos 15 y 20 y un repunte aislado en el minuto 90, mientras que el grafico B con un  $R^2$  de 0,73904 logró la saturación completa a los 12 minutos exhibiendo una inestabilidad más pronunciada con valores de desorción distribuidos en el rango de 1,05 a 1,20 durante el intervalo temporal de 20 a 60 minutos evidenciando la liberación de fosfatos tras el agotamiento de los sitios activos. La capacidad de adsorción fue de

0,2620 mg/g y 0,2678 mg/g para las repeticiones A y B, respectivamente, con un promedio de 0,2678 mg/g.

La dinámica de adsorción en lecho fijo demostró una dependencia crítica de las condiciones operativas, donde el aumento de la concentración de 20 a 50 ppm bajo un caudal constante de 15 mL/min aceleró la saturación de la zona de transferencia de masa. Este comportamiento se valida al contrastar con Mekonnen et al. (2021), quienes, trabajando con carbón residual a condiciones menos agresivas, caudal de 1 a 2 mL/min y concentraciones de 10 a 25 mg/L, reportaron que la intensificación de la carga hidráulica y másica redujo el tiempo de servicio del lecho drásticamente de 348 a 187 min. No obstante, a pesar de la alta velocidad de flujo aplicada en esta investigación (7 veces mayor a la de referencia), el ajuste matemático fue notablemente robusto; los modelos de Thomas y Yoon-Nelson presentaron coeficientes de determinación  $R^2$  de 0,9749 para 20 ppm y 0,9779 para 50 ppm (Experimento 1), valores que compiten e incluso superan la precisión estadística reportada por Mekonnen et al. (2021)  $R^2 > 0,92$ , confirmando que el raquis de banano mantiene una cinética de captura predecible y eficiente incluso bajo regímenes de flujo elevado donde la resistencia difusional suele desestabilizar el sistema.

## 5. CONCLUSIONES

La evaluación concluye que el biocarbón de biomasa residual agrícola, específicamente del raquis de banano, constituye una alternativa potencial para la remoción de fosfatos con soluciones sintéticas. No obstante, su desempeño en aguas residuales reales de la industria langostinera mostró limitaciones debido a la liberación de fósforo desde el propio adsorbente.

Se determinó que las aguas residuales de las industrias langostineras semi-intensivas poseen una matriz fisicoquímica compleja y de alta carga orgánica, la cual actúa como una barrera competitiva para los procesos de tratamiento. Esta condición se evidenció mediante la inestabilidad y los ajustes nulos  $R^2$  negativos observados al intentar aplicar modelos cinéticos sobre el efluente crudo, lo que indica que el nivel de contaminación no solo está definido por la presencia de fosfatos, sino por una fuerte competencia iónica que impide la adsorción eficiente y justifica el uso de medios controlados como el agua sintética para la evaluación de los materiales.

La caracterización de los adsorbentes reveló que el biocarbón de Raquis de Banano (RB) presenta propiedades texturales superiores para la adsorción en comparación con la Cáscara de Cacao (CC). Específicamente, el RB desarrolló una mayor área superficial específica de 253,538 m<sup>2</sup>/g frente a los 214,068 m<sup>2</sup>/g del CC, y mostró valores más altos de humedad (12,28%) y cenizas (25%), lo que indica una estructura más porosa y rica en minerales frente a la CC (humedad 6,12%, cenizas 11,4%). Estos resultados, sumados a la confirmación de grupos funcionales mediante FTIR y la evaluación del pH de carga cero, validan que el RB posee una superficie químicamente activa y una estructura amorfa idónea para retener fosfatos.

Al evaluar la remoción de fosfatos, se confirmó que la aplicación directa en agua residual resultó inviable por las interferencias mencionadas;

como solución, se realizaron ensayos en agua sintética a diferentes concentraciones de 20 y 50 ppm, donde se logró modelar el comportamiento cinético con éxito. Bajo condiciones experimentales controladas, el biocarbón de Raquis de Banano (RB) demostró ser el adsorbente más eficiente, alcanzando un ajuste casi perfecto ( $R^2 \approx 1.0$ ) al modelo de *pseudo*-segundo orden y una rápida saturación de sitios activos.

## 6. RECOMENDACIONES

- Se sugiere ampliar la investigación utilizando otros residuos agrícolas de la región Tumbes que provengan de cultivos orgánicos o con menor intensidad de fertilización, para verificar si la ausencia de estos insumos químicos en la biomasa original mejora la estabilidad del biocarbón y evita la desorción de fosfatos al medio.
- Se recomienda priorizar el uso del biocarbón de raquis de banano como material adsorbente en futuros estudios y aplicaciones de remoción de fosfatos, debido a su mayor área superficial específica, mayor contenido mineral y presencia de grupos funcionales activos, características que favorecen su eficiencia frente a otros residuos lignocelulósicos evaluados.
- Se sugiere evaluar procesos de optimización del biocarbón de raquis de banano (variación de temperatura de pirólisis, tiempo de residencia o activación química) con el fin de potenciar sus propiedades texturales y químicas, incrementando así su capacidad de adsorción en matrices acuosas complejas.
- Se recomienda determinar el contenido de fósforo propio del biocarbón de raquis de banano y evaluar su comportamiento en diferentes condiciones de pH y composición del agua, debido a que la desorción observada podría originarse en los fosfatos naturalmente presentes en su estructura mineral, los cuales se liberan cuando cambia el equilibrio químico del medio durante el proceso de tratamiento.

## 7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abakari, G., Wu, X., He, X., Fan, L., & Luo, G. (2022). Bacteria in biofloc technology aquaculture systems: roles and mediating factors. *Reviews in Aquaculture*, 14(3), 1260-1284. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/raq.12649>
- Abou Alfa, K., Meza-Sepulveda, D. C., Vaulot, C., Le Meins, J.-M., Ghimbeu, C. M., Tonini, L., Cubillos, J. A., Moynault, L., Platel, V., Paredes, D., & Hort, C. (2024). Cocoa Pod Husk Carbon Family for Biogas Upgrading: Preliminary Assessment Using the Approximate Adsorption Performance Indicator. *C*, 10(4), 100.
- Ahmad, A., Kurniawan, S. B., Abdullah, S. R. S., Othman, A. R., & Hasan, H. A. (2022). Contaminants of emerging concern (CECs) in aquaculture effluent: Insight into breeding and rearing activities, alarming impacts, regulations, performance of wastewater treatment unit and future approaches. *Chemosphere*, 290, 133319. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.133319>
- Amaku, J. F., & Mtunzi, F. M. (2025). Adsorption of amoxicillin onto breadfruit seed hull biochar modified using ZnONPs: disinfection and decontamination. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 15(9), 14369-14385. <https://doi.org/10.1007/s13399-024-06313-7>
- Ambaye, T. G., Vaccari, M., van Hullebusch, E. D., Amrane, A., & Rtimi, S. (2021). Mechanisms and adsorption capacities of biochar for the removal of organic and inorganic pollutants from industrial wastewater. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 18(10), 3273-3294. <https://doi.org/10.1007/s13762-020-03060-w>
- APHA, A. y. W. (2017). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 23- Método: 4500-P E, "Ascorbic Acid Method". [https://www.nemi.gov/methods/method\\_summary/7436/](https://www.nemi.gov/methods/method_summary/7436/)
- Arshad, S., Arshad, S., Afzal, S., & Tasleem, F. (2024). Environmental Impact and Sustainable Practices in Aquaculture: A Comprehensive Review. *Haya: The Saudi Journal of Life Sciences*, 9, 447-454. <https://doi.org/10.36348/sjls.2024.v09i11.005>
- Bai, D., Li, X., Liu, Z., Wan, L., Song, C., Zhou, Y., & Cao, X. (2023). Nitrogen and phosphorus turnover and coupling in ponds with different aquaculture species. *Aquaculture*, 563, 738997. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2022.738997>
- Bermeo Piedra, J. M., & Abril Durán, P. A. (2021). Estudio de la cinética y el equilibrio del proceso de adsorción sobre bagazo de caña de azúcar y zuro de maíz de los fármacos sulfametoxazol, diclofenaco y ciprofloxacina.
- Cedeño Rugel, L. E. (2026). Bacterias nitrificantes para la biorremediación de efluentes de un sistema semi-intensivo de larvicultura en la provincia de Santa Elena.
- Chen, J., Liu, X., Chen, J., Jin, H., Wang, T., Zhu, W., & Li, L. (2024). Underestimated nutrient from aquaculture ponds to Lake Eutrophication: A case study on Taihu Lake Basin. *Journal of Hydrology*, 630, 130749. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2024.130749>
- Cruz, J. F., Valdiviezo, G., Carrión, L., Rimaycuna, J., Ainassaari, K., Gómez, M. M., Solís, J. L., Keiski, R. L., & Cruz, G. J. F. (2019). Production and characterization

- of activated carbon based on coffee husk residue for phosphate removal in aqueous solutions. *Journal of Physics: Conference Series*, 1173(1), 012007. <https://doi.org/10.1088/1742-6596/1173/1/012007>
- D'Haese, P. C., Douglas, G., Verhulst, A., Neven, E., Behets, G. J., Vervaet, B. A., Finsterle, K., Lürling, M., & Spears, B. (2019). Human health risk associated with the management of phosphorus in freshwaters using lanthanum and aluminium. *Chemosphere*, 220, 286-299. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.12.093>
- Dong, M., He, L., Jiang, M., Zhu, Y., Wang, J., Gustave, W., Wang, S., Deng, Y., Zhang, X., & Wang, Z. (2023). Biochar for the Removal of Emerging Pollutants from Aquatic Systems: A Review. *Int J Environ Res Public Health*, 20(3). <https://doi.org/10.3390/ijerph20031679>
- Dong, X., Chu, Y., Tong, Z., Sun, M., Meng, D., Yi, X., Gao, T., Wang, M., & Duan, J. (2024). Mechanisms of adsorption and functionalization of biochar for pesticides: A review. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 272, 116019. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2024.116019>
- Eduah, J. O., Nartey, E. K., Abekoe, M. K., Henriksen, S. W., & Andersen, M. N. (2020). Mechanism of orthophosphate (PO<sub>4</sub>-P) adsorption onto different biochars. *Environmental Technology & Innovation*, 17, 100572. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.eti.2019.100572>
- Emerenciano, M. G. C., Khanjani, M. H., Sharifinia, M., & Miranda-Baeza, A. (2025). Could Biofloc Technology (BFT) Pave the Way Toward a More Sustainable Aquaculture in Line With the Circular Economy? *Aquaculture Research*, 2025(1), 1020045. <https://doi.org/https://doi.org/10.1155/are/1020045>
- Erasga, E. S., Dimarucut, C. J. D., Larino, J. K. M., & Pablo, B. J. T. J. C. E. T. (2024). Phosphate Adsorption from Aqueous Solution Using Activated Carbon from Saba Banana Peels Impregnated with Ca<sup>2+</sup>. 113, 271-276. <https://doi.org/https://doi.org/10.3303/CET24113046>
- Espinoza Mogollón, E. R. (2022). Obtención de subproductos derivados de la carbonización hidrotermal de materiales adsorbentes derivados de residuos agroindustriales.
- FAO. (2024). El estado mundial de la pesca y la acuicultura 2024. FAO. <https://doi.org/https://doi.org/10.4060/cd0683es>
- Fernández, A. M., Palacios Arrieta, D., & Guadalupe Martínez, N. (2023). Biorremediación en Aguas Residuales Acuícolas: Una Revisión. *Ciencia Latina Revista Científica Multidisciplinar*, 7(4), 8538-8568. [https://doi.org/10.37811/cl\\_rcm.v7i4.7577](https://doi.org/10.37811/cl_rcm.v7i4.7577)
- Garrido Piñeres, A. D. (2023). Validación de un método analítico para la determinación de fósforo total en aguas naturales y residuales por el método del ácido ascórbico.
- Gopal, M., Apshara, E., Neenu, S., & Gupta, A. J. I. J. o. R. o. O. W. i. A. (2025). Cocoa pod husk wastes derived biochar for overcoming potassium deficiency in organic agriculture. 14(2).
- Gorozabel Rosillo, J. G. (2023). Impacto ambiental del recurso hídrico causado por las camaronerías en las concesiones de manglar en la Isla Costa Rica, Archipiélago de Jambelí, El Oro-Ecuador”.

- Haddouk, A., Trabelsi, I., Tizaoui, C., & Wahab, M. A. (2026). Efficient Removal of Phosphate, Nitrate, and Ammonia from Wastewater Using Unmodified Woodchip Biochar. *18*(2), 211. <https://www.mdpi.com/2073-4441/18/2/211>
- Hiltunen, M., Kannangara, R., Nakandalage, B., Söderena, O., Timilsina, H., Pirhonen, J., & Pulkkinen, K. (2026). Growth and biomass composition of *Chlorella vulgaris* using nutrient-rich water and CO<sub>2</sub> from a recirculating aquaculture system [Article]. *Aquaculture*, *610*, Article 742956. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2025.742956>
- Hu, F., Ye, J., Wang, B., Zhang, W., Chen, P., Yuan, Z., & Xu, Z. (2025). Transformation of dissolved organic matter during aquaculture wastewater treatment: Insights into the biological toxicity, spectral indices and molecular signatures. *Water research*, *283*, 123834. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.watres.2025.123834>
- Infante, E. S. (2022). Efecto del biocarbón de biomasa agrícola y bacterias aisladas de aguas residuales para la remoción de fosfatos de efluentes agrícolas.
- International, A. (1994). Standard Test Methods for Moisture in Activated Carbon (ASTM) D2866-94.
- International, A. (2004). Standard Test Methods for Moisture in Activated Carbon (ASTM) D2867-2004
- Ippolito, J. A., Cui, L., Kammann, C., Wrage-Mönnig, N., Estavillo, J. M., Fuertes-Mendizabal, T., Cayuela, M. L., Sigua, G., Novak, J., Spokas, K., & Borchard, N. (2020). Feedstock choice, pyrolysis temperature and type influence biochar characteristics: a comprehensive meta-data analysis review. *Biochar*, *2*(4), 421-438. <https://doi.org/10.1007/s42773-020-00067-x>
- Ji, Y., Zheng, N., An, Q., Sun, S., Wang, S., Li, X., Li, P., Hua, X., Dong, D., Zhao, C., Li, Z., & Zhang, W. (2022). The effect of carbonization temperature on the capacity and mechanisms of Cd(II)-Pb(II) mix-ions adsorption by wood ear mushroom sticks derived biochar. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *239*, 113646. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2022.113646>
- Julca Salvador, F. A. (2025). Parámetros de operación de adsorción por carbón activado en lecho fijo en la decoloración de aguas con azul de metileno.
- Kumari, S., Dong, Y., & Safferman, S. (2025a). Phosphorus adsorption and recovery from waste streams using biochar: review of mechanisms, modifications, and agricultural applications. *Applied Water Science*, *15*. <https://doi.org/10.1007/s13201-025-02523-0>
- Kumari, S., Dong, Y., & Safferman, S. I. (2025b). Phosphorus adsorption and recovery from waste streams using biochar: review of mechanisms, modifications, and agricultural applications. *Applied Water Science*, *15*(7), 162. <https://doi.org/10.1007/s13201-025-02523-0>
- Kurniawan, S. B., Ahmad, A., Imron, M. F., Abdullah, S. R., Othman, A. R., & Hasan, H. A. (2025). Achieving a Biocircular Economy in the Aquaculture Sector Through Waste Valorization. *Toxics*, *13*(2), 131.
- Labs, A. P. (2025). El biocarbón y los mecanismos de retención e intercambio de nutrientes en el suelo. <https://www.allpowerlabs.com/biochar-and-the-mechanisms-of-nutrient-retention-and-exchange-in-the-soil>

- Lang, J., Matějová, L., Cuentas-Gallegos, A. K., Lobato-Peralta, D. R., Ainassaari, K., Gómez, M. M., Solís, J. L., Mondal, D., Keiski, R. L., & Cruz, G. J. F. (2021). Evaluation and selection of biochars and hydrochars derived from agricultural wastes for the use as adsorbent and energy storage materials. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(5), 105979. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.105979>
- Lima, É. C., Dehghani, M. H., Guleria, A., Sher, F., Karri, R. R., Dotto, G. L., & Tran, H. N. (2021). CHAPTER 3 - Adsorption: Fundamental aspects and applications of adsorption for effluent treatment. In M. Hadi Dehghani, R. Karri, & E. Lima (Eds.), *Green Technologies for the Defluoridation of Water* (pp. 41-88). Elsevier. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-323-85768-0.00004-X>
- Lugo-Arias, J., González-Álvarez, J., Maturana, A., Villa-Parejo, J., & Barraza-Heras, C. (2025). Removal of nitrate and phosphate from aqueous solutions using bioadsorbents derived from agro-industrial wastes of rice husk and corn stalk. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 15(12), 19453-19475. <https://doi.org/10.1007/s13399-025-06720-4>
- Lyu, H., Lim, J. Y., Zhang, Q., Senadheera, S. S., Zhang, C., Huang, Q., & Ok, Y. S. (2024). Conversion of organic solid waste into energy and functional materials using biochar catalyst: Bibliometric analysis, research progress, and directions. *Applied Catalysis B: Environmental*, 340, 123223. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2023.123223>
- Lyu, J., Yang, L., Zhang, L., Ye, B., & Wang, L. (2020). Antibiotics in soil and water in China—a systematic review and source analysis. *Environmental Pollution*, 266, 115147. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115147>
- Mair, G. C., Halwart, M., Derun, Y., & Costa-Pierce, B. A. J. J. o. t. W. A. S. (2023). A decadal outlook for global aquaculture. 54(2), 196-205.
- Mekonnen, D. T., Alemayehu, E., & Lennartz, B. (2021). Fixed-Bed Column Technique for the Removal of Phosphate from Water Using Leftover Coal. 14(19), 5466. <https://www.mdpi.com/1996-1944/14/19/5466>
- Montoya-Escobar, N., Ospina-Acero, D., Velásquez-Cock, J. A., Gómez-Hoyos, C., Serpa Guerra, A., Gañan Rojo, P. F., Vélez Acosta, L. M., Escobar, J. P., Correa-Hincapié, N., Triana-Chávez, O., Zuluaga Gallego, R., & Stefani, P. M. (2022). Use of Fourier Series in X-ray Diffraction (XRD) Analysis and Fourier-Transform Infrared Spectroscopy (FTIR) for Estimation of Crystallinity in Cellulose from Different Sources. *Polymers*, 14(23), 5199.
- Moreno Marenco, A. R. (2013). Estudio de diferentes bioadsorbentes como posibles retenedores de fosfatos en aguas.
- Mukherjee, A., Patra, B. R., Podder, J., & Dalai, A. K. (2022). Synthesis of Biochar From Lignocellulosic Biomass for Diverse Industrial Applications and Energy Harvesting: Effects of Pyrolysis Conditions on the Physicochemical Properties of Biochar [Review]. *Frontiers in Materials*, Volume 9 - 2022. <https://www.frontiersin.org/journals/materials/articles/10.3389/fmats.2022.870184>
- Nadagouda, M. N., Varshney, G., Varshney, V., & Hejase, C. A. (2024). Recent Advances in Technologies for Phosphate Removal and Recovery: A Review. *ACS Environmental Au*, 4(6), 271-291. <https://doi.org/10.1021/acsenvironau.3c00069>

- Neenu, S., Gopal, M., Gupta, A., Bhat, R., & Apshara, S. E. (2023). Understanding the dynamics of phosphorus sorption in acidic soil amended with cocoa pod husk biochar.
- Noriega Peña, G. C. (2023). Efectos del biocarbón derivado del raquis de banano en la microflora de un suelo forestal, en el área de la concesión forestal tumbes—2022.
- Oddsson, G. V. (2020). A Definition of Aquaculture Intensity Based on Production Functions—The Aquaculture Production Intensity Scale (APIS). *Water*, 12(3), 765.
- OEFA. (2025). Compilación de investigaciones científicas sobre problemas ambientales prioritarios en Tumbes - Actualización 2025. OEFA. <https://repositorio.oefa.gob.pe/items/c692e5c5-8589-442c-b099-62d113159d33>
- Parra, A. L. R., & Villanueva, R. O. C. J. B. R. d. I. F. d. C. B. (2013). Bioremediación de aguas con fosfatos y nitratos utilizando *Scenedesmus incrassatulus* inmovilizado. 10(1), 71-79.
- Pérez-González, G., Hidalgo-Moreno, C., Etchevers-Barra, J., de Jong, B., Salgado-García, S., Valtierra-Pacheco, E., & López-López, M. J. C. D. P. (2015). EL BIOCARBÓN (BIOCHAR) COMO ALTERNATIVA DE APROVECHAMIENTO DE RESIDUOS AGRÍCOLAS Y FORESTALES. 7.
- PRODUCE. (2023). Anuario estadístico pesquero y acuícola 2022.
- PRODUCE. (2024). Decreto Supremo N.º 015-2024-PRODUCE. <https://www.gob.pe/institucion/produce/normas-legales/6107573-015-2024-produce>
- Rana, S., & Singh, D. (2025). Sustainable Aquaculture Practices and Environmental Impacts. *Journal for Research in Applied Sciences and Biotechnology*, 4, 121-124. <https://doi.org/10.55544/jrasb.4.6.17>
- Romero-Bonilla, H., Jaramillo-Guanolique, A., Zambrano, C., Rios-Hidalgo, M., Solano-Maza, L., & Choez-Tobo, C. (2025). Cocoa shell biochars for sustainable biodiesel production in Ecuador Biocarbón de cáscara de cacao para la producción sostenible de biodiesel en Ecuador.
- Silva Guerrero, C. M. (2021). Efecto del biocarbón obtenido a partir de biomasa residual agrícola en la inmovilización de cadmio en el suelo en fase de laboratorio.
- Strawn, D. G., Crump, A. R., Peak, D., Garcia-Perez, M., & Möller, G. (2023). Reactivity of Fe-amended biochar for phosphorus removal and recycling from wastewater. *PLOS Water*, 2(4), e0000092. <https://doi.org/10.1371/journal.pwat.0000092>
- Tabrett, S., Ramsay, I., Paterson, B., & Burford, M. A. (2024). A review of the benefits and limitations of waste nutrient treatment in aquaculture pond facilities. 16(4), 1766-1786. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/raq.12921>
- Tian, A., Huang, H., Zhang, X., Htet, H., Hu, Z., & Zhang, H. (2024). A review : Modified biochar as an adsorbent for phosphorus removal from water. *International Journal of Scientific Research and Management (IJSRM)*, 12, 144-160. <https://doi.org/10.18535/ijssrm/v12i06.c04>
- Tsai, W.-T., Hsu, C.-H., Lin, Y.-Q., Tsai, C.-H., Chen, W.-S., & Chang, Y.-T. (2020). Enhancing the Pore Properties and Adsorption Performance of Cocoa Pod Husk

- (CPH)-Derived Biochars via Post-Acid Treatment. 8(2), 144.  
<https://www.mdpi.com/2227-9717/8/2/144>
- Vesga, A. X., Cuentas, M. F., & Albis Arrieta, A. R. (2024). The effect of ZnSO<sub>4</sub> and Fe<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> on the pyrolysis of cocoa shells: A tg-FTIR study. *Heliyon*, 10(12), e33117. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e33117>
- Wang, C., Liu, X., Yang, Y., & Wang, Z. (2021). Antibiotic and antibiotic resistance genes in freshwater aquaculture ponds in China: A meta-analysis and assessment. *Journal of Cleaner Production*, 329, 129719. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.129719>
- Wang, Z., Shen, D., Shen, F., & Li, T. (2016). Phosphate adsorption on lanthanum loaded biochar. *Chemosphere*, 150, 1-7. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.02.004>
- Wu, X., Quan, W., Chen, Q., Gong, W., & Wang, A. (2024). Efficient Adsorption of Nitrogen and Phosphorus in Wastewater by Biochar. *Molecules*, 29(5), 1005.
- Xu, R., Zhang, M., Mortimer, R. J. G., & Pan, G. (2017). Enhanced Phosphorus Locking by Novel Lanthanum/Aluminum–Hydroxide Composite: Implications for Eutrophication Control. *Environmental Science & Technology*, 51(6), 3418-3425. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b05623>
- Yadav, K. K., Gupta, N., Prasad, S., Malav, L. C., Bhutto, J. K., Ahmad, A., Gacem, A., Jeon, B.-H., Fallatah, A. M., Asghar, B. H., Cabral-Pinto, M. M. S., Awwad, N. S., Alharbi, O. K. R., Alam, M., & Chaiprapat, S. (2023). An eco-sustainable approach towards heavy metals remediation by mangroves from the coastal environment: A critical review. *Marine Pollution Bulletin*, 188, 114569. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114569>
- Yang, J., Seo, J., Choi, J., Cha, Y., Jang, Y., Hwang, J. A., & Oh, S. Y. (2026). Achievement of prosperous nitrification cycle fosters diversity in freshwater microbiome within recirculating aquaculture systems after adjustment period [Article]. *Aquaculture*, 610, Article 742941. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2025.742941>
- Zevallos, F. D. (2025). Fitorremediación asistida con bacterias y biocarbón para el tratamiento de aguas residuales agrícolas de la margen izquierda del río Tumbes.

## 6. ANEXOS

**Anexos 1.** Valores cinéticos de muestra de agua residual en langostinera A con biocarbón de Raquis de banano (RB).

Tiempo (min)	TRATAMIENTOS/ RB								
	0.02			0.04			0.1		
	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	T8	T9
<b>0</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>5</b>	-1.232	-8.757	2.655	0.3985	-1.1965	-2.767	-1.5575	0.4415	-0.228
<b>10</b>	-7.982	-19.418	-3.046	-1.091	-3.55	0.714	-1.127	-0.0765	-0.775
<b>15</b>	-6.146	-3.99	-0.327	-1.861	1.043	-0.2875	-1.0385	-0.4645	-2.577
<b>30</b>	-1.967	-2.19	-4.172	-2.1015	-2.796	-0.0245	-3.6095	0.099	-1.3145
<b>60</b>	-1.998	-6.917	-1.183	-1.5355	-0.8435	-0.3955	-3.183	-7.3985	-2.534
<b>90</b>	-6.773	-0.965	-2.379	-5.441	-4.1705	-2.1455	-4.221	0.461	-2.052
<b>120</b>	-3.846	-5.269	-2.221	-0.1975	-0.67	-1.992	-2.8005	-2.773	-1.469
<b>150</b>	-7.326	-3.268	-10.55	-1.7005	0.5935	-1.4345	-4.3625	-2.9065	-2.937
<b>180</b>	-9.485	-3.568	-2.62	-0.047	-1.4705	-1.8215	-2.936	-1.7965	-1.419
<b>210</b>	-8.018	-4.709	-2.776	-5.1175	0.3215	0.0465	-2.3905	-1.5035	-5.2355
<b>240</b>	-2.9	-0.309	-2.486	-1.7005	-2.8435	-1.437	-2.8685	-1.155	-5.9415
<b>300</b>	-0.941	-4.256	-1.982	-5.15	-3.4495	-4.7885	-3.725	-2.5725	-3.5015
<b>1440</b>	0.892	3.2	1.527	0.129	-0.9765	-1.2145	-6.257	-1.8485	-2.0885
<b>2880</b>	1.938	-3.47	0.734	-0.755	-3.0525	-3.1285	-1.814	-1.5705	-2.468

**Anexo 2.** Valores cinéticos de muestras de agua residual en langostinera A con biocarbón de cáscara de cacao (CC).

**TRATAMIENTOS/ CC**

Tiempo (min)	0.02			0.04			0.1		
	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	T8	T9
<b>0</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>5</b>	-5.014	-5.561	-11.939	-4.1755	-2.9325	-4.358	-2.5134	-1.6004	-1.5568
<b>10</b>	-8	-4.893	-3.893	-5.6385	-4.5135	-3.9335	-2.4304	-2.2354	-1.808
<b>15</b>	-5.716	-2.448	-4.104	-3.105	-3.5455	-5.562	-2.2666	-2.1506	-2.099
<b>30</b>	-0.806	-5.982	-3.117	-5.1925	-3.2985	-4.5115	-3.0302	-2.423	-1.9532
<b>60</b>	-9.923	-5.319	-8.691	-4.432	-3.876	-2.673	-2.127	-2.2378	-2.8146
<b>90</b>	-6.868	-2.355	-8.048	-5.064	-4.4815	-4.2575	-2.1566	-2.267	-2.7914
<b>120</b>	-6.484	-3.115	-5.684	-4.3835	-3.8095	-4.063	-2.6262	-1.5834	-1.9808
<b>150</b>	-8.283	-6.94	-9	-5.0835	-3.306	-4.6645	-3.8648	-2.5672	-3.1592
<b>180</b>	-15.552	-8.116	-8.655	-4.418	-4.56	-4.3	-3.569	-2.7188	-3.1856
<b>210</b>	-9.308	-3.128	-6.533	-4.4605	-3.3195	-5.611	-3.0104	-2.6798	-5.8016
<b>240</b>	-8.716	-3.59	-10.772	-5.5135	-3.277	-4.0465	-4.1014	-2.539	-4.2066
<b>300</b>	-8.366	-1.236	-6.338	-6.666	-6.478	-9.2585	-2.1922	-2.9112	-3.972
<b>1440</b>	-14.583	-14.418	-12.121	-7.3365	-5.6405	-6.84	-3.368	-3.3764	-3.8618
<b>2880</b>	-22.8	-10.767	-15.68	-6.2935	-6.506	-7.0755	-3.5946	-3.605	-4.1198

**Anexo 3.** Valores cinéticos de muestra de agua residual de langostinera B con biocarbón de raquis de banano (RB).

<b>TRATAMIENTOS/ RB</b>									
<b>TIEMPO (min)</b>	0.02			0.04			0.1		
	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	T8	T9
<b>0</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>5</b>	-9.477	-8.823	- 38.198	-3.42	-4.321	-3.5615	-1.5034	-0.6308	0.5146
<b>10</b>	-8.204	-4.787	-5.246	-3.804	-1.984	-2.2765	-1.6106	-1.423	0.5204
<b>15</b>	-5.169	-4.927	-7.405	-2.752	-5.062	-1.6485	-0.838	-0.6616	0.5764
<b>30</b>	-5.653	-5.851	-4.491	-1.754	-3.386	-4.0665	-0.6802	-1.0376	0.2886
<b>60</b>	-8.323	-6.944	-4.958	-4.492	-2.366	-3.2455	-1.114	-1.67	-0.2496
<b>90</b>	-4.401	-5.339	-8.575	-5.2585	- 2.6725	-3.3315	-2.0292	-1.3036	-0.4706
<b>120</b>	-9.863	-5.223	-6.277	-2.926	- 4.6125	-4.6515	-1.8722	-1.0112	0.4014
<b>150</b>	-8.581	- 10.383	-4.321	-4.359	-4.578	-3.84	-2.164	-0.9116	0.247
<b>180</b>	-5.817	-4.71	-5.989	-2.4765	- 2.3235	-2.6875	-1.4942	-1.8102	-0.4008
<b>210</b>	-6.712	-6.803	- 12.919	-6.4595	-6.725	-2.075	-1.453	-1.0672	-0.776
<b>240</b>	-6.873	-5.038	-8.083	-4.1955	-2.908	-3.424	-1.6824	-0.764	-0.0728
<b>300</b>	-8.131	-9.66	-5.36	-5.576	- 5.1285	-4.218	-2.6658	-1.1084	0.0962
<b>1440</b>	-7.894	-8.619	-7.318	- 12.0305	- 8.8135	-9.0435	-3.9522	-3.44	-1.2744
<b>2880</b>	-5.133	-1.92	-5.13	-2.804	-4.768	-4.0015	-1.8666	-2.2448	-4.2826

**Anexos 4.** Valores cinéticos de muestra de agua residual de langostinera B con biocarbón de raquis de banano (RB).

**TRATAMIENTOS/ CC**

TIEMPOS (min)	0.02			0.04			0.1		
	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	T8	T9
<b>0</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>5</b>	-3.79	-7.225	-6.051	-3.1395	-4.2855	-3.1155	-1.982	-1.8106	-1.374
<b>10</b>	-3.218	-3.382	-4.899	-3.7645	-3.9855	-1.4855	-2.5724	-3.094	-1.7406
<b>15</b>	-7.796	-7.813	-7.411	-2.776	-3.161	-2.484	-1.9792	-1.1842	-1.7274
<b>30</b>	-4.863	-7.278	-8.69	-1.6405	-3.048	-4.013	-2.713	-1.9712	-2.4434
<b>60</b>	-6.892	-5.832	-6.662	-3.546	-3.05	-1.9045	-2.4634	-2.0156	-1.955
<b>90</b>	-6.341	-2.935	-7.123	-3.5885	-3.207	-3.212	-2.7892	-1.9488	-2.369
<b>120</b>	-8.264	-3.349	-5.368	-2.5395	-2.7595	-3.5995	-2.6288	-2.3006	-3.1304
<b>150</b>	-5.471	-7.038	-7.914	-2.688	-4.5285	-3.49	-3.3164	-2.416	-3.24
<b>180</b>	-5.161	-3.768	-6.967	-2.9925	-3.977	-2.47	-2.6122	-2.5378	-2.7554
<b>210</b>	-10.325	-7.179	-5.597	-3.5905	-4.4195	-3.449	-3.0174	-2.466	-2.4742
<b>240</b>	-9.08	-5.059	-8.307	-4.6235	-3.3985	-4.028	-2.9236	-1.7312	-2.4716
<b>300</b>	-7.863	-5.904	-7.878	-3.6215	-3.307	-3.624	-3.2648	-3.6998	-2.5022
<b>1440</b>	-10.598	-9.962	-8.598	-5.001	-4.9915	-3.8465	-3.1598	-2.6706	-2.1712
<b>2880</b>	-0.505	-4.261	-8.517	-1.6145	-3.085	-1.786	-2.2684	-2.5118	-6.4788

**Anexos 5.** Parámetros de columnas de lecho fijo con concentración de 20 ppm obtenidos a partir de los modelos de Thomas, Yoon–Nelson y Adams–Bohart para los Experimentos 1 y 2. Se presentan las constantes cinéticas K, los parámetros característicos a y b, y el coeficiente de determinación R<sup>2</sup> como indicador del ajuste del modelo.

Modelos	Experimentos	K	a	b	R2
Thomas	A	0.06191 ± 1.32902	33.25031 ± 717.94921	4.41086 ± 95.35988	0.97493
	B	0.16731 ± 38.71592	3.10626 ± 720.13762	1.35511 ± 314.23593	0.81025
Yoo-Nelson	A		0.27312 ± 0.02901	7.53787 ± 0.33555	0.97493
	B		0.22675 ± 0.03641	2.29191 ± 0.67328	0.81025
Adam-Bohart	A	0.06191 ± 1.32902	33.25031 ± 717.94921	4.41086 ± 95.35988	0.97493
	B	0.16731 ± 38.71592	3.10626 ± 720.13762	1.35511 ± 314.23593	0.81025

**Anexos 6.** Parámetros de columnas de lecho fijo con concentración de 50 ppm obtenidos a partir de los modelos de Thomas, Yoon–Nelson y Adams–Bohart para los Experimentos 1 y 2. Se presentan las constantes cinéticas K, los parámetros característicos a y b, y el coeficiente de determinación R<sup>2</sup> como indicador del ajuste del modelo.

Modelos	Experimentos	K	a	b	R2
Thomas	A	1.26554 ± 12.64235	2.6807 ± 27.33682	0.59083 ± 6.03982	0.97791
	B	0.72984 ± 93.9061	1.74709 ± 225.44838	1.4619 ± 189.00097	0.73904
Yoo-Nelson	A		0.74766 ± 0.07344	4.53738 ± 0.14723	0.97791
	B		1.06691 ± 0.35686	1.19551 ± 0.31615	0.73904
Adam-Bohart	A	1.26554 ± 12.64235	2.6807 ± 27.33682	0.59083 ± 6.03982	0.97791
	B	0.72984 ± 93.9061	1.74709 ± 225.44838	1.4619 ± 189.00097	0.73904

**Anexos 7.** Determinación del área bajo la curva de ruptura y de la capacidad de adsorción dinámica ( $q_{eq}$ ) en sistemas de adsorción en columna de lecho fijo, a partir del modelo de Adams–Bohart, para concentraciones iniciales de 20 y 50 ppm. Se incluyen los valores experimentales y los promedios obtenidos para cada condición evaluada.

Repetición	Modelo	Área (mg*min/L)	Q (L/min)	masa (g)	$q_{eq}$ (mg/g)	Promedio
A-20 ppm	Adam- Bohart	362.804	0.015	10	0.5442	0.4578
B-20 ppm		247.623			0.3714	
A-50 ppm		174.696			0.2620	0.2649
B-50 ppm		178.543			0.2678	

**Anexos 8.** Datos experimentales de la curva de ruptura para una concentración inicial de 20 ppm (Repetición 1). Registro de la concentración de salida ( $C_t$ ) y la relación adimensional  $C_t/C_0$  en función del tiempo de operación. Se observa una saturación rápida del lecho a partir de los 15 minutos.

Tiempo (min)	Conc. real (mg/L)	$C_t/C_0$
0	20.9165	0.0
1	4.7285	0.2
2	4.779	0.2
3	5.194	0.2
4	6.6215	0.3
5	7.532	0.4
6	5.7305	0.3
7	9.719	0.5
8	11.719	0.6
9	12.6215	0.6
10	12.8475	0.6
15	19.793	0.9
20	20.76	1.0
25	21.1405	1.0
60	21.12	1.0
90	21.6085	1.0
120	21.134	1.0
180	22.6215	1.1

**Anexos 9.** Datos experimentales de la curva de ruptura para la concentración de 20 ppm (Repetición 2). Valores de concentración de salida y relación Ct/C0 durante el ensayo de flujo continuo. Se observa una saturación rápida del lecho a partir de los 15 minutos.

<b>Tiempo (min)</b>	<b>Conc. real (mg/L)</b>	<b>Ct/C0</b>
0	19.115	0.0
1	10.9545	0.6
2	11.8835	0.6
3	12.027	0.6
4	12.6655	0.7
5	13.171	0.7
6	13.7895	0.7
7	13.787	0.7
8	13.677	0.7
9	14.296	0.7
10	15.033	0.8
11	16.4145	0.9
12	17.5505	0.9
13	17.6285	0.9
14	17.811	0.9
15	18.4515	1.0
16	18.975	1.0
17	19.015	1.0
18	18.849	1.0
19	18.7795	1.0
20	18.599	1.0
25	18.605	1.0
30	18.5305	1.0
60	18.555	1.0
90	18.789	1.0
120	17.9675	0.9
150	18.002	0.9
180	18.8755	1.0

**Anexos 10.** Datos experimentales de la curva de ruptura para la concentración de 50 ppm (Repetición 1). Se evidencia un agotamiento muy rápido del lecho, alcanzando la relación de saturación ( $Ct/C0 \sim 1.0$ ) a los 8 minutos de operación.

<b>Tiempo (min)</b>	<b>Conc. Real (mg/L)</b>	<b>Ct/C0</b>
0	32.271	0.0
1	1.43	0.1
2	3.839	0.3
3	8.818	0.4
4	13.156	0.6
5	18.403	0.8
6	24.277	0.9
7	27.958	0.9
8	29.108	1.0
9	31.438	1.0
10	32.538	1.0
11	32.133	0.9
12	30.539	1.0
13	33.302	1.0
14	33.5	1.0
15	33.785	1.1
16	35.599	1.0
17	33.426	1.0
18	32.891	1.1
19	35.373	0.9
20	28.814	0.9
25	30.397	0.9
30	30.375	1.0
60	31.025	1.1
90	34.732	0.9
120	29.85	0.0

**Anexos 11.** Datos experimentales de la curva de ruptura para la concentración de 50 ppm (Repetición 2). Se evidencia un agotamiento muy rápido del lecho, alcanzando la relación de saturación ( $Ct/C0 \sim 1.0$ ) a los 10 minutos de operación.

<b>Tiempo (min)</b>	<b>Conc. Real (mg/L)</b>	<b>Ct/C0</b>
<b>0</b>	21.9795	0
<b>1</b>	14.811	0.7
<b>2</b>	14.5645	0.7
<b>3</b>	18.1995	0.8
<b>4</b>	19.4445	0.9
<b>5</b>	19.589	0.9
<b>6</b>	20.204	0.9
<b>7</b>	20.072	0.9
<b>8</b>	20.4745	0.9
<b>9</b>	20.2455	0.9
<b>10</b>	21.8765	1.0
<b>11</b>	21.0065	1.0
<b>12</b>	25.105	1.1
<b>13</b>	23.296	1.1
<b>14</b>	22.0055	1.0
<b>15</b>	26.9055	1.2
<b>16</b>	24.9245	1.1
<b>17</b>	27.9465	1.3
<b>18</b>	22.4015	1.0
<b>19</b>	21.502	1.0
<b>20</b>	23.3945	1.1
<b>25</b>	24.8995	1.1
<b>30</b>	24.616	1.1
<b>60</b>	25.055	1.1
<b>90</b>	24.265	1.1
<b>120</b>	25.51	1.2

## Anexos 12. Galería fotográfica

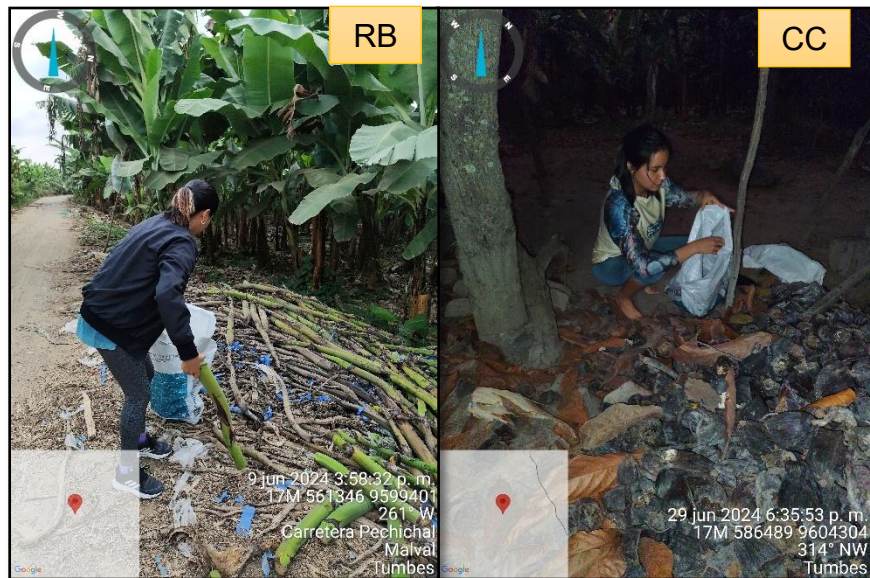
Foto 1. Recolección de muestras de agua residual en langostineras A y B.



Foto 2. Muestras de agua residual recolectadas en bidones de 20 L y 3.7 L



**Foto3.** Recolección de residuos agrícolas. Raquis de banano (RB) y Cáscara de cacao (CC)



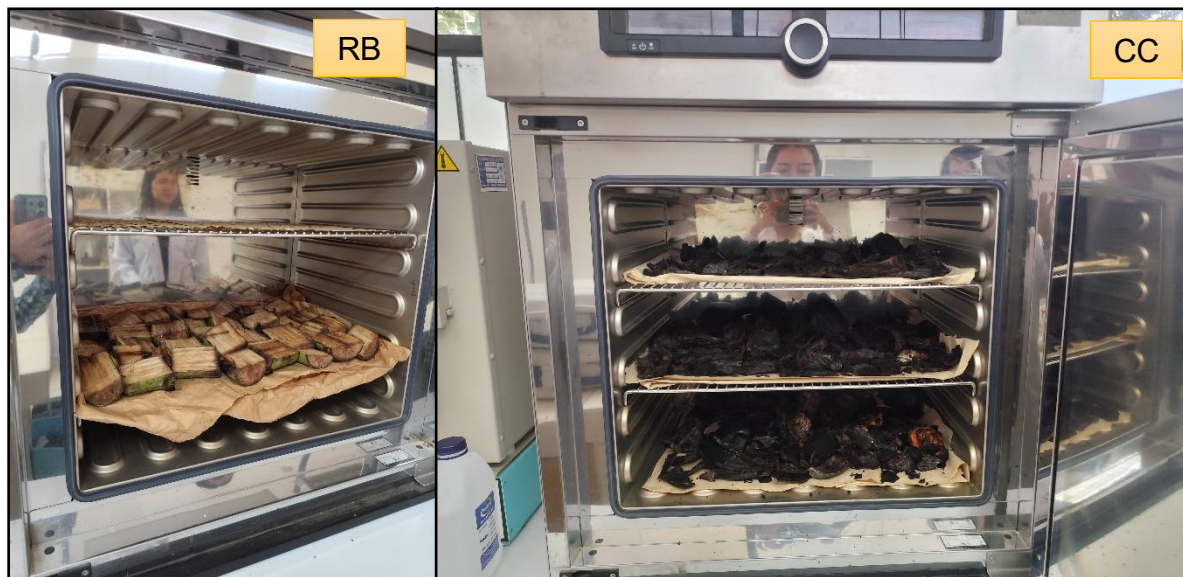
**Foto 4.** Acondicionamiento del raquis de banano. El material ha sido trozado para facilitar su manipulación durante el proceso de lavado y posterior secado en estufa.



**Foto 5.** Limpieza de muestras de raquis de banano (RB) y cáscara de cacao (CC)



**Foto 6.** Proceso de secado en estufa. Colocación de las muestras de raquis de banano (RB) y cascara de cacao (CC) a una temperatura constante de 105°C durante 72 horas, con monitoreo diario del proceso.



**Foto 7.** Muestras deshidratadas de raquis de banano y cacao tras 72 horas en estufa. Se evidencia una notable reducción de volumen y cambio en la coloración debido a la eliminación total de la humedad.



**Foto 8.** Molienda manual de las muestras secas. Trituración del raquis de banano y cáscara de cacao utilizando un molino de mano para la reducción del tamaño de partícula.



**Foto 9.** Carga del reactor. Introducción de 300 g de muestra triturada (raquis y cacao) dentro del tubo de acero inoxidable para su posterior tratamiento en el horno.



**Foto 10.** Cierre del reactor. Sellado del tubo de acero inoxidable que contiene la muestra, asegurando el sistema antes de iniciar el tratamiento térmico.



**Foto 11.** Equipo de pirolisis. Vista frontal del horno Nabertherm acondicionado con el rótulo "Setup para producción de materiales adsorbentes", listo para el tratamiento térmico de la biomasa.



**Foto 12.** Recuperación del material pirolizado. A) Apertura mecánica del sistema de cierre del reactor. B) Retiro y traslado del tubo de acero inoxidable con la muestra procesada para su posterior enfriamiento.



**Foto 13.** Recuperación del producto final. Descarga del material pirolizado desde el reactor tubular hacia una bolsa hermética de polietileno para asegurar su conservación y evitar la absorción de humedad.



**Foto 14.** Producto final envasado. Vista de la muestra pirolizada dentro de la bolsa hermética, donde se aprecia la coloración negra y la textura característica del material carbonizado.



**Foto 15.** Purificación del material adsorbente. Proceso de lavado con agua destilada a alta temperatura para eliminar impurezas superficiales y regular el pH de las muestras de raquis y cacao.



**Foto 16.** Secado final de los adsorbentes. Tras la etapa de lavado, las muestras fueron sometidas a deshidratación en estufa a 105°C durante 2 horas para eliminar la humedad residual.



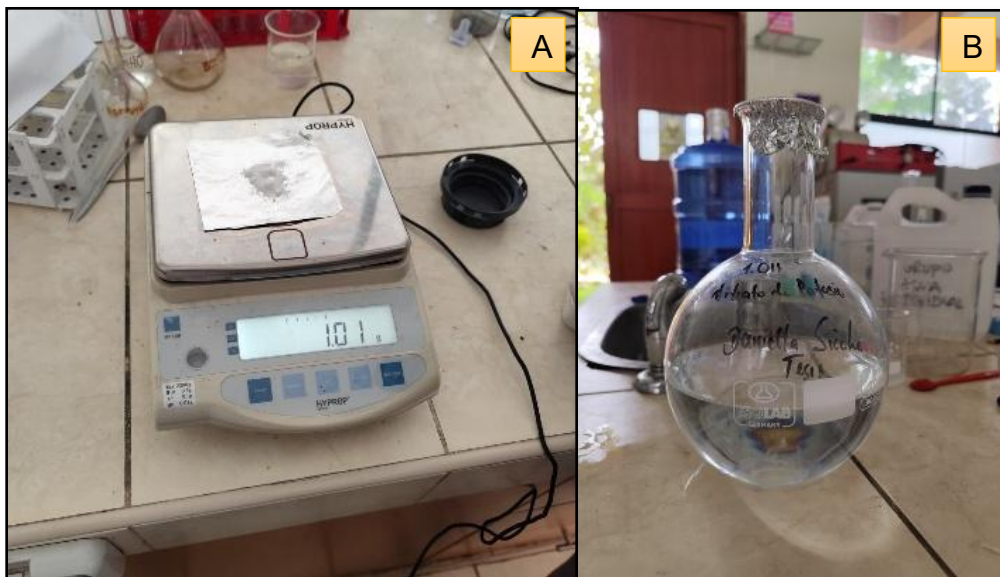
**Foto 17.** Pesado y granulometría final. Tras el tamizado a 250  $\mu\text{m}$  para asegurar un tamaño de partícula fino y homogéneo, se procedió al pesaje de las muestras definitivas acondicionadas en bolsas herméticas.



**Foto 18.** Determinación del contenido de cenizas. Calcinación de las muestras en crisoles a 600°C durante 4 horas. El ensayo se realizó por triplicado para garantizar la representatividad de los resultados.



**Foto 19.** Preparación de la solución madre de nitrato. A) Pesaje de 1,01 g de nitrato de potasio ( $\text{KNO}_3$ ) grado analítico. B) Disolución y enrase en matraz aforado hasta completar un volumen de 1 litro.



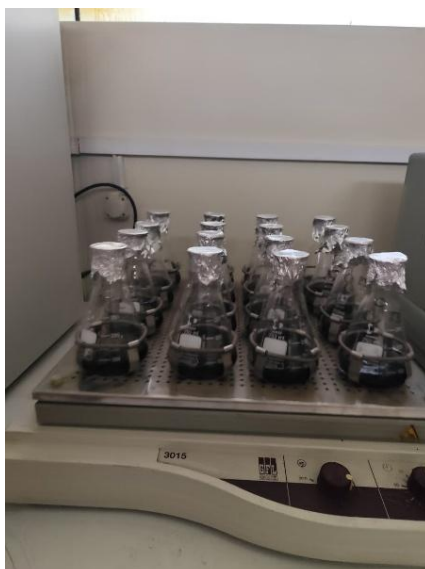
**Foto 20.** Desoxigenación de la solución. Eliminación del oxígeno disuelto mediante burbujeo constante de nitrógeno gaseoso  $\text{N}_2$  bajo agitación magnética (nivel 5) y calentamiento a  $200^\circ\text{C}$ . El sistema se mantuvo aislado con papel aluminio durante 30 minutos para prevenir la reoxidación.



**Foto 21.** Preparación de las unidades experimentales para el estudio de pH. Distribución de alícuotas de 50 ml de solución desoxigenada en 16 matraces Erlenmeyer. Se ajustó el pH en un rango de 3 a 10 utilizando ácido sulfúrico ( $H_2SO_4$ ) e hidróxido de sodio (NaOH) según el diseño experimental (8 unidades para raquis y 8 para cacao).



**Foto 22.** Etapa de contacto adsorbente-solución. Incorporación de las dosis de biocarbón a los matraces y posterior agitación continua en equipo homogeneizador (tipo P50). El sistema se mantuvo a velocidad controlada durante 48 horas para asegurar el equilibrio de adsorción.



**Foto 23.** Separación de fases sólido-líquido. Filtración de alícuotas de 10 ml utilizando jeringas con filtro incorporado, asegurando la eliminación total de partículas de biocarbón suspendidas previo al análisis.



**Foto 24.** Determinación del pH final. Lectura de los valores de pH en las soluciones experimentales tras cumplir el periodo de contacto de 48 horas, para evaluar las variaciones respecto al pH inicial.



**Foto 25.** Caracterización por espectroscopía infrarroja (FTIR). Colocación de la muestra de biocarbón sobre el cristal del equipo para la identificación de los grupos funcionales presentes en su superficie.



**Foto 26.** Acondicionamiento del agua residual real. A) Filtración mediante papel filtro para la remoción de sólidos suspendidos del efluente langostinero. B) Distribución de la muestra clarificada en las unidades experimentales para el inicio al experimento cinético.



**Foto 27.** Acondicionamiento del pH experimental. Ajuste y regulación de las muestras de agua residual filtrada a valores fijos de pH 6, 7 y 8, estableciendo las condiciones iniciales para el ensayo de adsorción.



**Foto 28.** Ejecución del ensayo cinético. Extracción periódica de alícuotas de 10 ml de la solución tratada a intervalos de tiempo preestablecidos, evaluando el comportamiento de las distintas dosis de adsorbente.



**Foto 29.** Reacción colorimétrica (Método del Ácido Ascórbico). Mezcla de la alícuota filtrada con el reactivo combinado. Se observa el viraje a color azul, preparando la muestra para su lectura espectrofotométrica.



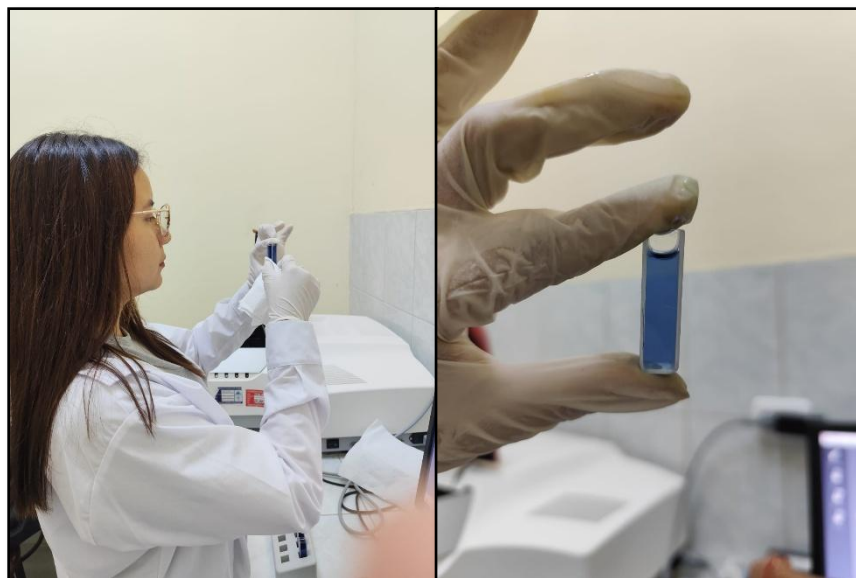
**Foto 30.** Cuantificación instrumental. Inserción de la celda con la muestra tratada en el espectrofotómetro UV-VIS para la lectura de absorbancia y determinación de la concentración residual.



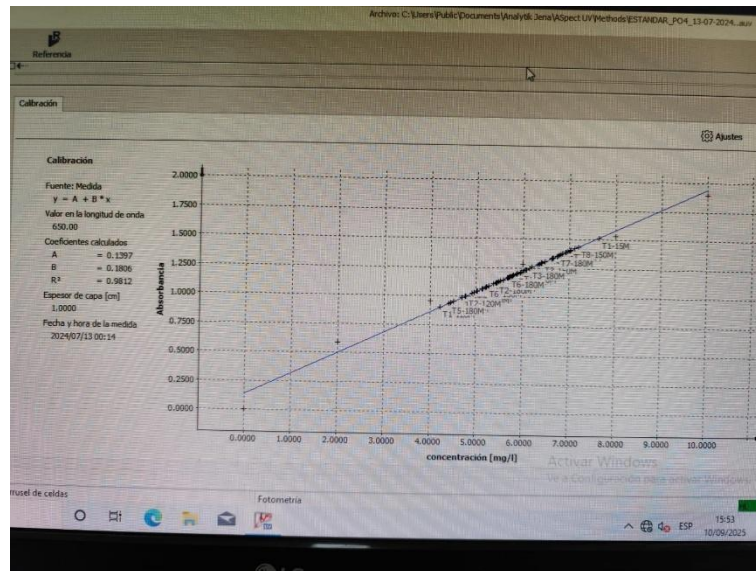
**Foto 31.** Estudio cinético con solución sintética de fosfato ( $\text{KH}_2\text{PO}_4$ ). Extracción de alícuotas para evaluar el proceso de adsorción utilizando concentraciones iniciales de 20 ppm y 50 ppm, bajo condiciones controladas de pH (5, 6, 7 y 8).



**Foto 32.** Muestra de solución sintética en la celda con el color azul característico tras aplicar el reactivo combinado.



**Foto 33.** Curva de calibración. Verificación de la linealidad del método. Gráfico de la curva estándar mostrando la distribución ordenada de los puntos de calibración (tratamientos), confirmando el ajuste del sistema para el análisis de fosfatos.



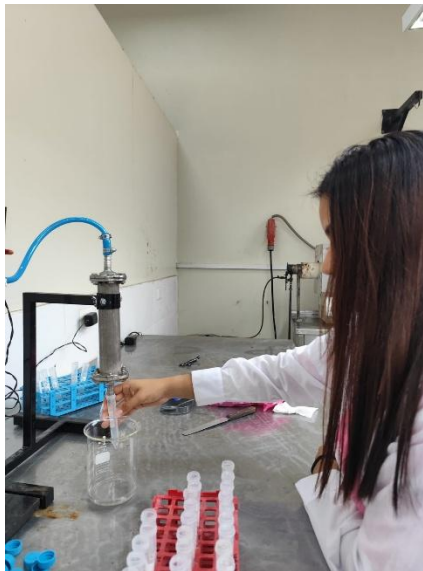
**Foto 34.** Sistema de impulsión del afluente. Bomba sumergible (Modelo SOBO WP-4000) utilizada para alimentar la solución contaminante hacia la columna de adsorción, garantizando un flujo constante durante la operación continua.



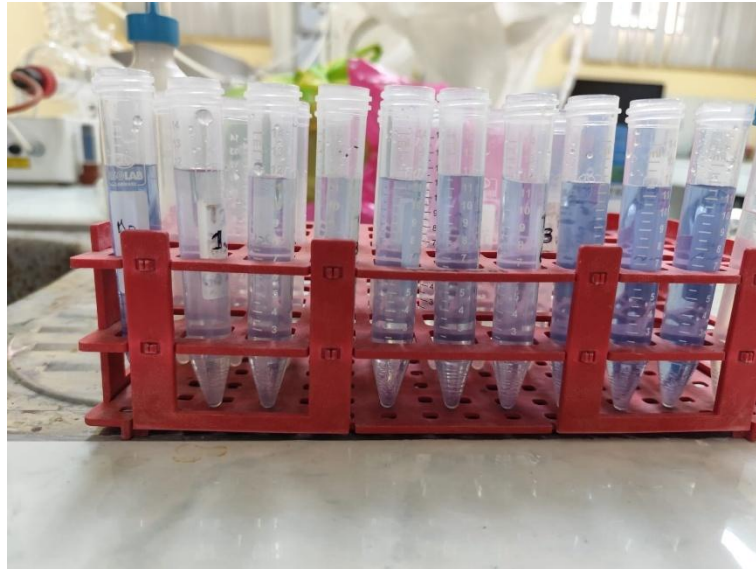
**Foto 35.** Montaje experimental del sistema de adsorción en columna de lecho fijo. Vista general de la unidad de flujo continuo, compuesta por: pecera, bomba sumergible, sistema de conducción, medidor de flujo y columna de acero inoxidable empacada con biocarbón.



**Foto 36.** Monitoreo del efluente de la columna. Recolección periódica de muestras a la salida del lecho fijo a intervalos de tiempo preestablecidos, con el fin de determinar la concentración residual y construir la curva de ruptura.



**Foto 37.** Desarrollo colorimétrico en muestras de flujo continuo. Aplicación del reactivo combinado a las alícuotas recolectadas del efluente de la columna. La intensidad de la coloración varía según la concentración residual de fosfatos



**Foto 38.** Curva de calibración. Gráfico obtenido en el espectrofotómetro que correlaciona la absorbancia con la concentración. El valor de  $R^2 = 0.9812$  confirma la precisión del ajuste lineal utilizado para calcular las concentraciones de las muestras de la columna.

