

**UNIVERSIDAD NACIONAL DE TUMBES
FACULTAD DE CIENCIAS AGRARIAS**



**Efecto del biocarbón de biomasa agrícola y bacterias aisladas de
aguas residuales para la remoción de fosfatos de efluentes
agrícolas**

Para optar el título profesional de ingeniero forestal y del medio ambiente

Presentado por:

Bach. Edison Smith Infante Huamán

Tumbes, 2022

UNIVERSIDAD NACIONAL DE TUMBES
FACULTAD DE CIENCIAS AGRARIAS



**Efecto del biocarbón de biomasa agrícola y bacterias aisladas de
aguas residuales para la remoción de fosfatos de efluentes
agrícolas**

Tesis aprobada en forma y estilo por:

Dr. Ramón García Seminario (Presidente)

Dr. Eber L. Herrera Palacios (secretario)

Mg. José A. Silva Chávez (Vocal)

Tumbes, 2022

UNIVERSIDAD NACIONAL DE TUMBES
FACULTAD DE CIENCIAS AGRARIAS



**Efecto del biocarbón de biomasa agrícola y bacterias aisladas de
aguas residuales para la remoción de fosfatos de efluentes
agrícolas**

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

Bach. Edison Infante Huaman (Autor)

Dr. Gerardo J. F. Cruz Cerro (Asesor)

Mg. Rosa Liliana Solís Castro (Coasesor)

Mg. John Rimaycuna Ramirez (Coasesor)

Tumbes, 2022



UNIVERSIDAD NACIONAL DE TUMBES
FACULTAD DE CIENCIAS AGRARIAS
ESCUELA ACADEMICO PROFESIONAL DE INGENIERIA
FORESTAL Y MEDIO AMBIENTE
CAMPUS UNIVERSITARIO S/N "LA CRUZ"
SECRETARIA ACADEMICA
TUMBES – PERU



ACTA DE SUSTENTACION DE TESIS

En Tumbes, a los once (11) días del mes de marzo de dos mil veintidós, se reunieron de manera virtual, a través del siguiente enlace meet.google.com/hef-frfi-xjh, los integrantes del jurado designados, según Resolución Decanal N° 002-2020/UNTUMBES-VRACAD-FCA-D (06-01-2020) y con Aprobación del Proyecto de Tesis, según Resolución Decanal N° 039-2021/UNTUMBES-VRACAD-FCA-D (12-07-2021); con el objetivo de evaluar la sustentación de la tesis denominada: **"EFECTO DEL BIOCARBÓN DE BIOMASA AGRÍCOLA Y BACTERIAS AISLADAS DE AGUAS RESIDUALES PARA LA REMOCIÓN DE FOSFATOS DE EFLUENTES AGRÍCOLAS"**, para optar el Título de Ingeniero Forestal y Medio Ambiente. Cuyo asesor de la mencionada tesis es el **Dr. GERARDO JUAN FRANCISCO CRUZ CERRO**, y coasesores la **MSc. ROSA LILIANA SOLÍS CASTRO** y el **MSc. JOHN RIMAYCUNA RAMÍREZ**

A las dieciséis horas con veinticinco minutos y, de acuerdo a lo estipulado en el Reglamento respectivo, el presidente del jurado dio por iniciado el acto.

Luego de la exposición del trabajo, la formulación de preguntas y la deliberación del jurado lo declararon **APROBADO** por **UNANIMIDAD** con el calificativo de **BUENO**

Por lo tanto, el Bachiller, **INFANTE HUAMAN EDISSON SMITH**, queda apto para que el Consejo Universitario de la Universidad Nacional de Tumbes, le expida el Título Profesional de Ingeniero Forestal y Medio Ambiente de conformidad con lo estipulado en el Artículo 90 del Estatuto de la Universidad Nacional de Tumbes y a lo normado en el Reglamento de Grados y Títulos.

Siendo las **DICISIETE** horas con **VEINTICINCO (25)** minutos, el presidente del jurado dio por concluido el presente acto académico y para mayor constancia de lo actuado firman en señal de conformidad todos los integrantes de este jurado, presentes en el acto de sustentación.



Dr. Ramón García Seminario

DNI N°03683231

Presidente



Dr. Eber L. Herrera Palacios

DNI N° 42450218

Secretario



Mg. José A. Silva Chávez

DNI N°41013171

Vocal

Dedicatoria

En primer lugar, quiero dedicar esta tesis a Dios por permitirme llegar hasta aquí hoy, por darme fuerzas y buena salud para poder cumplir mis metas y objetivos para llegar hacer un gran profesional.

Y sobre todo a mis papas y hermanos por estar ahí siempre conmigo en las buenas y las malas apoyándome para que no me rindiera y motivándome para seguir adelante.

Agradecimientos

Universidad Nacional de Tumbes: Laboratorio de Análisis Ambiental (Facultad de Ciencias Agrarias), Laboratorio de Biología Molecular (Facultad Ciencias de la Salud).

Agradecer al proyecto CANON financiado por la Universidad Nacional de Tumbes “Fitorremediación de suelos agrícolas contaminados con Cd y As utilizando plantas herbáceas bioacumuladoras, mejorada con microorganismos y enmiendas de biocarbón derivado de residuos del cultivo de cacao”.

Agradecer al Dr. Gerardo Juan Francisco Cruz Cerro, al Ing. Rimaycuna Ramirez John y a la M.Sc. Solís Castro Rosa Liliana por todo el asesoramiento brindado, y a sus experiencias, conocimientos proporcionados se logró culminar con éxito esta tesis de investigación.

Índice de contenido

I. Introducción	12
II. Revisión de Literatura	14
2.1. Antecedentes.....	14
2.2. Bases teórico-científicas.....	20
III. Materiales y métodos.....	25
3.1. Tipo de investigación.....	25
3.2. Zona de estudio.....	25
3.3. Muestreo.....	25
3.4. Recolección de la muestra.....	25
3.5. Recolección y acondicionamiento de la materia prima.....	25
3.6. Producción del biocarbón.....	26
3.7. Caracterización del biocarbón.....	26
3.8. Pruebas microbiológicas.....	28
3.9. Análisis de muestras.....	29
3.10. Análisis de resultados.....	30
IV. Resultados y discusiones.....	31
4.1. Rendimiento de producción del biocarbón de raquis de banano.....	31
4.2. Caracterización del biocarbón de raquis de banano.....	32
4.3. Prueba de cinética de adsorción con biocarbón de raquis de banano para remoción de fosfatos.....	36
4.4. Remoción de fosfatos usando bacterias.....	38
4.5. Prueba de cinética de adsorción de biocarbón y bacteria.....	39
V. Conclusiones.....	41
VI. Recomendaciones.....	42
VII. Referencias bibliográficas.....	43
VIII. Anexos.....	54
8.1. Panel fotográfico.....	54
8.2. Tablas con valores numéricos.....	60

Índice de figuras

Figura 1. Resultados del pH inicial y final de Carga Cero.....	33
Figura 2. Resultados de Espectrometría de infrarrojo (FTIR) de Biocarbón de Raquis de banano.....	34
Figura 3. Isotherma de adsorción de nitrógeno (-77 k) de la muestra de biocarbón de raquis de banano.....	35
Figura 4. Capacidad Máxima adsorción de las dosis de biocarbón de raquis de banano	36
Figura 5. Ajuste de los modelos PFO y PSO de los datos de cinética de adsorción de fosfatos de efluentes agrícolas usando BR-BAR15 con dosis de 1 g/L	39

Índice de tablas

Tabla 1. Ecuaciones no lineales del modelo cinético de adsorción	23
Tabla 2. Código y descripción de los tratamientos.	26
Tabla 3. Resultados del Rendimiento de Producción de Biocarbón de Raquis de Banano	31
Tabla 4. Resultados del Contenido de Humedad de biocarbón de raquis de banano	32
Tabla 5. Resultados del Contenido de Cenizas de biocarbón de raquis de banano (%)	32
Tabla 6. Parámetros obtenidos de los diferentes modelos no lineales de cinética de adsorción de fosfatos.....	37
Tabla 7. Remoción de fosfatos con cepas de bacterias <i>Citrobacter freundii</i> (BA15), <i>Citrobacter portucalensis</i> (BDS25) y <i>Escherichia coli</i> (BS21.2).....	38
Tabla 8. Parámetros obtenidos de los diferentes modelos no lineales de cinética de adsorción de fosfatos de efluentes agrícolas con BR-BAR15.....	40

Índice de anexos

Anexo 1. Análisis de las concentraciones de fosfatos en el Espectrofotómetro UV- VIS.....	54
Anexo 2. Ensayos de prueba de cinética de adsorción	54
Anexo 3. Ensayo de medio de cultivo de fosfatos.	55
Anexo 4. (a) Cepas bacterianas. (b) Cámara de flujo laminar. (c) Vortex.....	55

Anexo 5. (a) Molino martillo. (b) Horno mufla	56
Anexo 6. (a) Autoclave. (b) Incubadora con agitator orbital.....	56
Anexo 7. Horno tubular.....	57
Anexo 8. Novatouch LX4 surface area and pore size analyzer.	57
Anexo 9. Equipo de espectrofotometría infrarroja.	58
Anexo 10. Mapa de ubicación de recolección de la muestra en la Región Tumbes..	59
Anexo 11. Anexo 11. Resultados de Cinética de adsorción de fosfatos con Dosis 1g/L de Biocarbón de raquis de banano	60
Anexo 12. Resultados de cinética de adsorción de fosfatos con dosis 3g/L de biocarbón de raquis de banano	60
Anexo 13. Resultados de cinética de adsorción de fosfatos con dosis 5 g/L de biocarbón de raquis de banano	61
Anexo 14. Resultado de cinética con dosis 3g/L de biocarbón de raquis de banano.	61
Anexo 15. Resultado de degradación con bacteria <i>Citrobacter portucalensis strain</i> (BDS25).....	62
Anexo 16. Resultados de cinética con bacteria <i>Citrobacter freundii</i> (BA15).....	62
Anexo 17. Resultado de cinética con bacteria <i>Escherichia coli strain</i> (BS21.2).	63
Anexo 18. Resultados de las 3 cepas de bacteria, <i>Citrobacter freundii</i> (BAR15), <i>Citrobacter portucalensis strain</i> (BDS25) y <i>Escherichia Coli strain</i> (BDS21.2).....	63
Anexo 19. Resultados de las muestras combinadas con efluente agrícola.	63

Resumen

La presente investigación tuvo como objetivo evaluar la remoción de fosfatos usando biocarbón a base de raquis de banano (*Musa Sapiente*) y bacterias Solubilizadoras de fosfato.

El biocarbon se produjo a base de raquis de banano, con condiciones de pirolisis de 600 °C durante 2 h, luego fue lavado con 0,1N de HCl hasta obtener un ph de 7,5, después fue secado a 80°C hasta tener el peso constante, se obtuvo un rendimiento de 34,9%. Una vez obtenido el biocarbón se realizó la caracterización debida donde se observó que el biocarbón posee 2,97% de humedad, 28,2% de ceniza, con un área superficial de 17,6 m²/g y un Volumen total de 0,19 cm³/g,

Las bacterias identificadas molecularmente utilizadas en este proyecto fueron proporcionadas por el Laboratorio de Biología Molecular de la Facultad de Ciencias de la Salud de la UNTumbes. Para seleccionar las bacterias que poseen la actividad de solubilizar el fosfato se utilizó el Agar Ashby, donde solo 3 mostraron la característica de solubilizar el fosfato. Las bacterias son: *Citrobacter freundii* (BA15), *Citrobacter portucalensis strain* (BDS25) y *Escherichia coli strain* (BDS21.2).

Se usó la prueba de cinética de adsorción para evaluar la adsorción fosfatos usando distintas dosis de biocarbón (1, 3 y 5 g/l) con una solución sintética de fosfatos, preparada a partir de fosfato monopotásico (KH₂PO₄) donde la dosis 1g/l es la más óptima para la adsorción de fosfatos con una capacidad máxima de adsorción de 3,58 mg/g. Por otro lado, la bacteria *Citrobacter freundii* fue la que obtuvo una mayor remoción con un valor de 33,15%

Se realizaron pruebas adicionales de Cinética de adsorción de fosfatos usando biocarbón con la dosis de 1 g/l junto con la bacteria *Citrobacter freundii*, sin embargo, se encontró menor eficiencia para remover fosfatos.

Palabras Claves: Adsorción, fosfatos, bacterias, efluentes agrícolas

Abstract

The objective of this research was to evaluate the removal of phosphates using biochar based on banana rachis (*Musa Sapiente*) and phosphate-solubilizing bacteria.

The biochar was produced from banana rachis, with pyrolysis conditions of 600 °C for 2 h, then it was washed with 0.1N HCl until a pH of 7.5 was obtained, then dried at 80°C until constant weight, a yield of 34.9% was obtained. Once the biochar was obtained, the proper characterization was carried out where it was observed that the biochar has 2.97% moisture, 28.2% ash, a surface area of 17.6 m²/g and a total volume of 0.19 cm³/g,

The molecularly identified bacteria used in this project were provided by the Molecular Biology Laboratory of the Faculty of Health Sciences of UNTumbes. To select the bacteria that have the activity of solubilizing phosphate, Ashby Agar was used, where only 3 showed the characteristic of solubilizing phosphate. The bacteria are: *Citrobacter freundii* (BA15), *Citrobacter portucalensis strain* (BDS25) and *Escherichia coli strain* (BDS21.2).

The adsorption kinetics test was used to evaluate phosphate adsorption using different doses of biochar (1, 3 and 5 g/l) with a synthetic phosphate solution, prepared from monopotassium phosphate (KH₂PO₄) where the dose 1g/l it is the most optimal for the adsorption of phosphates with a maximum adsorption capacity of 3.58 mg/g. On the other hand, the *Citrobacter freundii* bacterium was the one that obtained the highest removal with a value of 33.15%.

Additional tests of phosphate adsorption kinetics were carried out using biochar with a dose of 1 g/l together with the bacterium *Citrobacter freundii*, however, lower efficiency was found to remove phosphates.

Key Words: Adsorption, phosphates, bacteria, agricultural effluents

I. Introducción

Las aguas residuales procedentes de la agricultura se encuentran altamente contaminadas con agentes químicos tales como nitratos y fosfatos (Mateo-Sagasta et al., 2018). Asimismo, los volúmenes de aguas residuales generados por la actividad agrícola son significativos comparados con otro tipo de actividad productiva (Reyes Prado, 2020). El uso de fertilizantes inorgánicos o sintéticos es frecuente en la agricultura moderna, principalmente debido a la facilidad de aplicación a la falta de sustitutos orgánicos y a la fácil asimilación por las plantas (Chiquito-Contreras et al., 2019). Por ejemplo, en el caso de los fertilizantes fosforados, casi el 90% de la roca de fosfato extraída en todo el mundo se usa para producirlos, siendo un recurso natural no renovable (Rodríguez Ordoñez, 2018).

Uno de los efectos a largo plazo de la incorporación de estos nutrientes a los cuerpos de agua es la eutrofización (Smith & Schindler, 2009), la cual, puede tener importantes impactos económicos al afectar actividades productivas como la pesca y también afectar negativamente a la flora y la fauna presente en los ecosistemas acuáticos (Cordell et al., 2011). Este fenómeno está ocurriendo en Tumbes principalmente en ecosistemas frágiles como los manglares, así como en la bahía de Puerto Pizarro, los cuales reciben los efluentes descargados por diferentes actividades productivas tales como agricultura, producción langostera y actividad urbana. Esto ha llegado a alterar ríos, lagos y zonas costeras (Bermejo & Cruz, 2007).

Actualmente en Tumbes, producto del cultivo de arroz, se vierten significativas cantidades de aguas residuales a través de los drenajes, los cuales van a parar principalmente a los esteros, pudiendo producir los impactos antes mencionados (Rimaycuna et al., 2018).

Como sabemos los residuos de la agricultura viene hacer una fuente generadora de contaminación (Lewoyehu, 2021). Por lo que se han ido buscado alternativas para evitar la contaminación de estos residuos, es por ello que se han realizado muchas investigaciones donde hacen uso de los residuos vegetales para producir materiales adsorbentes (Eulalia & Tenorio, 2021). Con el fin de desarrollar tecnologías de tratamientos que puedan mitigar o eliminar de manera eficaz la presencia de contaminantes en medio acuático (Gonçalves et al., 2020). El biocarbón hoy en día se han hecho investigaciones donde se ha probado que este material es muy eficiente para la remoción de contaminantes ya sea en suelos o aguas (Dai et al., 2019).

El biocarbon es un material poroso, con un alto contenido de carbono, una alta área superficial y una estructura estable (J. Wang & Wang, 2019). El principal mecanismo del biocarbon para eliminar contaminantes es la adsorción (Cheng et al., 2021). La capacidad de adsorción del biocarbón está directamente relacionada con sus propiedades fisicoquímicas, como el área superficial (Leng et al., 2021), la distribución del tamaño de los poros (Tan et al., 2018), los grupos funcionales (Leng et al., 2020) y la capacidad de intercambio catiónico (Munera-Echeverri et al., 2018), mientras que las propiedades fisicoquímicas varían según las condiciones de preparación (Zhou et al., 2020). Uno de los materiales más comunes para la producción de biocarbón es el raquis de banano (Navarro, 2020).

De esta manera, esta investigación tiene como objetivo evaluar el efecto del biocarbón a base de raquis de banano (*Musa sapiente*) en la remoción de fosfatos, mediante pruebas de cinética de adsorción con aplicación de modelos matemáticos para un mejor ajuste de los datos experimentales, además, también se evaluó la degradación de fosfatos usando bacterias, con la finalidad de presentar alguna alternativa para dar solución frente a los contaminantes químicos que presenta los efluentes agrícolas.

II. Revisión de Literatura

En este capítulo se detallan los elementos teóricos y conceptos en que se apoyan la investigación y antecedentes, con el objetivo de comprender que es lo que se está estudiando.

2.1. Antecedentes

Li et al., (2014) Modificaron la superficie del biocarbón con (HCl) y recubrimiento de ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) para la remoción de nitrato y fosfatos. Los resultados mostraron que la activación con HCl y el recubrimiento con hierro pueden aumentar significativamente la capacidad de adsorción de biocarbón llegando capacidades máximas de adsorción fueron 2,47 y 16,58 mg/g para nitratos y fosfatos respectivamente.

Karim et al., (2015) El presente estudio destacaron que la eficiencia de remoción de Cr (VI) por banano el biocarbón del pedúnculo depende principalmente del pH de la solución y la concentración inicial. El comportamiento de adsorción de Cr (VI) en banano, se ajustó más a los modelos de Langmuir como a Isoterma de Freundlich. La capacidad de adsorción fue mayor en biocarbón preparado a 300 °C (114,9 mg/g) que 500 °C (49,5 mg/g).

Krishna Veni et al., (2017) Investigaron la eliminación de fosfato de una solución acuosa mediante el biocarbón de tallos de algodón (CSB). Los resultados experimentales encajaron con los modelos de isotermas heterogéneos. La constante de Freundlich calculada sugirió la adsorción cooperativa. El calor de adsorción calculado a partir de la isoterma de Temkin indicó que el proceso era de naturaleza exotérmica. La energía libre de adsorción calculada a partir de estudios de equilibrio justificaba medios de adsorción tanto físicos como químicos.

Marshall et al., (2017) Evaluaron un nuevo método de tratamiento que opera a un pH casi neutro (pH = 6,5) utilizando biocarbon de caña de vid sin modificar para la recuperación de fósforo de una solución acuosa que contiene iones de

calcio. El análisis de difracción de rayos X revela que el fosfato se adsorbió en forma de brushita (CaHPO_3) en el biocarbón. La capacidad de adsorción de fosfato máxima fue de 37,5 mg/g a partir de biocarbón preparado a 700 °C. El modelado cinético sugiere que el fosfato se adsorbe mediante un proceso lento de varios pasos.

Shen et al., (2017) utilizaron la co-inmovilización de una bacteria (*Pseudomonas putida*) y una microalga (*Chlorella vulgaris*) en el estudio del crecimiento celular y la eliminación de nutrientes durante el tratamiento de aguas residuales en condiciones de cultivo discontinuo y continuo. En condiciones de cultivo discontinuo, el tratamiento de co-inmovilización aumentó significativamente la densidad celular de *C. vulgaris* y *P. putida* en comparación con otros tratamientos. El tratamiento co-inmovilizado también mostró una mayor eliminación de amonio y fosfato que cualquier tratamiento individual, lo que indica que la capacidad de absorción de nutrientes de *C. vulgaris* y *P. Putida* se mejoraron mutuamente.

Antunes et al., (2018) Investigaron el impacto del biocarbón dopado con calcio, producido a partir de biosólidos mediante pirólisis de microondas a 700 °C durante 20 minutos, en la recuperación de fósforo. La recuperación de fósforo fue proporcional al contenido de calcio en el biocarbón, lo que condujo predominantemente a la producción de brushita. La precipitación fue el principal mecanismo de eliminación de fósforo mediante biocarbón dopado con calcio. La capacidad de eliminación de fósforo del biocarbon fue de 77,52 mg/g y alcanzó el equilibrio después de 8 h de tiempo de contacto y se describió mediante un modelo cinético de PSO.

Haddad et al., (2018) Determinaron la capacidad de adsorción de biocarbón, derivados de la pirólisis a 400 °C, 500 °C y 600 °C de aserrín de ciprés pretratado con soluciones de cloruro de magnesio (MgCl_2) al 20%, en la recuperación de fósforo de soluciones acuosas. Los resultados experimentales indicaron que el pretratamiento del aserrín de ciprés con MgCl_2 favoreció la recuperación de

fósforo de las soluciones sintéticas utilizadas. Para todos los biocarbones probados, los datos de la cinética de recuperación de fósforo estaban bien ajustados por el modelo de PSO, y el estado de equilibrio se obtuvo después de 180 minutos de tiempo de contacto. Además, los datos de recuperación de fósforo en equilibrio fueron bien descritos por el modelo de Langmuir con una capacidad de recuperación máxima de 66,7 mg/g para el biocarbón pre-tratado con magnesio a 600 °C.

Anaya y Arce, (2019) Evaluaron la remoción de nitrógeno y fósforo totales en las muestras de agua superficial del humedal de Santa Rosa, Chancay-Lima por la bacteria *Pseudomonas putida* usando perlas de alginato de calcio conteniendo a *P. putida* en un biofiltro. Los resultados indicaron que el tratamiento 3 (60 g) fue el que mostró los valores más altos de remoción de los dos elementos químicos evaluados, con $88,76 \pm 0,99$ % a las 72 h de exposición para el nitrógeno total y $53,8 \pm 1,6$ % a las 60 h de exposición para el fósforo total.

Liu et al., (2019) Elaboraron biocarbón magnético modificado con MgO (MgO/MBC) mediante la coprecipitación química de Mg^{2+}/Fe^{3+} en un residuo de digestión anaeróbica (ADR) y posteriormente pirolizado a diferentes temperaturas. Se usó MgO/MBC para la recuperación de fosfato de una solución acuosa. Se obtuvo como resultado que el proceso de adsorción de fosfato fue bien descrito por los modelos de PFO y PSO, que indicaron un proceso de quimisorción y fisisorción. Además, la capacidad máxima de adsorción se ajusta al modelo de Langmuir con un valor de 149,25 mg/g a 25 °C.

Peng et al., (2019) Obtuvieron biocarbones derivados de biomasa residual (tallos de maíz, cáscara de almendra y estiércol de leche) con óxidos de Fe/Al(hidr) mediante el método de coprecipitación. Los compuestos de biocarbón presentaron un rendimiento excelente para la adsorción de fósforo debido a las buenas cantidades de área superficial, volumen de poros y sitios de hidroxilo de la superficie reactiva. Los compuestos sintetizados superaron a otros sorbentes

para la eliminación de fosfatos, lo que sugiere los efectos sinérgicos de los óxidos de Fe/Al(hidr) y el soporte de biocarbon.

Qiu y Duan, (2019) Investigaron la eliminación de fosfato de la solución acuosa en los compuestos. En los datos experimentales cinéticos para la adsorción de fosfato se confirmó para seguir la cinética de PSO con $R^2 > 0,99$. Los experimentos de adsorción por lotes revelaron la idoneidad del modelo de Freundlich para describir la adsorción de fosfato por FA (cenizas volantes) BF (Biocarbón ferrita), CG (Carbón gangue) BF (Biocarbón ferrita), mientras que el modelo de Langmuir era adecuado para BF. Las capacidades máximas de adsorción de las tres muestras diferentes a una concentración inicial de fosfato de 30 mg/l fueron 2,39 mg/g con BF, 3,08 mg/g con FA BF y 3,20 mg/g con CG BF. Los resultados experimentales demuestran que los residuos sólidos industriales/biocarbón es un material alternativo prometedor para la restauración del agua eutrófica.

Liu et al., (2019) Produjeron biocarbones activados por calcio derivados del licor negro (Ca-biocarbón) lo sintetizaron tratando la paja de arroz con $\text{Ca}(\text{OH})_2$ para crear un adsorbente que fuera eficaz para eliminar el fosfato de las corrientes de desechos acuosas. El adsorbente de Ca-biocarbón fue eficaz para la eliminación de fosfato de soluciones acuosas (pH 1,0 a pH 13,0) con una capacidad de adsorción de fosfato más alta de 197 mg/g. La aplicación de Ca-biocarbón (0,2 g/l) a las aguas residuales reales de una granja de ganado (contenido de fósforo 3,78 mg/l) redujo el contenido de fósforo a 0,021 mg/l.

Xu et al., (2019) Aplicaron biocarbón de lignocelulosa desechado cargado con lantano (La-biochar) para la adsorción de fosfato. Basado en el diseño de la metodología de superficie de respuesta, La-biochar mostró una alta capacidad de adsorción de fosfato de 36.06 mg/g, una fuerte compatibilidad con el pH de 3 a 12, una selectividad favorable para el fosfato entre los iones extraños (Cl^- , SO_4^{2-} , CO_3^{2-} , HCO_3^- y NO_3^-), excelente reutilización con una eficiencia de desorción del 92,3% y capacidad de adsorción retenida del 85% después de

cinco reciclados. Además, los experimentos reales de adsorción de aguas residuales indicaron la eliminación del fósforo total en 20 minutos.

Ajmal et al., (2020) Produjeron biocarbon a partir de la pirólisis lenta de madera y cáscaras de arroz, se modificó magnéticamente mediante la coprecipitación de iones Fe (II) y Fe (III). Los resultados muestran que, aunque la modificación magnética del biocarbón disminuyó ligeramente su área de superficie, la adsorción de PO_4^{-3} a los biocarbónes modificados fue casi el doble (25-28 mg/g) que la del biocarbón crudo (12-15 mg/g).

Sun et al., (2020) Utilizaron *Citrobacter freundii* para inducir la precipitación de minerales de carbonato y fosfato en el laboratorio en condiciones anaeróbicas, durante los experimentos, la anhidrasa carbónica, la fosfatasa alcalina y el amonio liberados por las bacterias no solo promovieron un aumento del pH, sino que también impulsaron la sobresaturación y precipitación de los minerales de carbonato y fosfato.

Walpola & Hettiarachchi,(2020) aislaron bacterias de diferentes tierras agrícolas, incluidas las regiones terrestres, acuáticas y pantanosas del sur de Sri Lanka, utilizando placas de dilución en serie en placas de agar NBRIP y se examinaron para detectar varios rasgos que promueven el crecimiento de las plantas. La mayor solubilización de fosfato (1127 $\mu\text{g} / \text{ml}$) se presentó en PSB-14 que se identificó como *Citrobacter sp.*

Zhang et al., (2020) Hicieron una revisión que la eliminación de nitrógeno ($\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$) y fósforo ($\text{PO}_4\text{-P}$) del agua a través de la adsorción por biocarbón modificado y no modificado, con datos que revelan una eficacia variable. Las eficiencias de eliminación se han explicado mediante intercambio iónico, biocarbón interacción de grupo funcional de superficie, o precipitación. Sin embargo, la evidencia hasta ahora ha sugerido que la mayoría de biocarbon solo adsorben débilmente N y P, lo que es especialmente cierto para las formas aniónicas de N y P debido a la repulsión electrostática provocada por la superficie de biocarbón cargado negativamente. Los riesgos de la modificación del

biocarbón aún no se han explorado completamente. Aún existen desafíos para el desarrollo de adsorbentes de biocarbón aplicables para la eliminación de nutrientes del agua.

Denaya et al., (2021) Investigaron la compatibilidad, diseñar un consorcio de bacterias del suelo aisladas de una plantación intercalada de caucho y Canna y evaluar el potencial del consorcio como biofertilizante. Se probaron las funciones funcionales, como la fijación de nitrógeno, la solubilización de potasio y fosfato y la producción de IAA. El análisis de compatibilidad mostró que *Citrobacter freundii* cepa LMG 3246, *Citrobacter braakii* cepa DSM 17596 y G5 son compatibles como consorcio de bacterias y pueden desarrollarse como biofertilizantes por su capacidad de fijación de nitrógeno, solubizar fosfato y potasio.

Netoa et al., (2021) Produjeron biocarbon a partir de la cáscara de yuca fue capaz de retener fósforo en los primeros minutos del experimento, con una capacidad de adsorción hasta alcanzar un estado estacionario en 20 h, con una adsorción máxima capacidad del 61%. Los modelos Elovich y Freundlich, fueron los modelos más adecuados para predecir el rendimiento experimental en cinética e isoterma, respectivamente.

Palansooriya et al., (2021) Evaluaron la adsorción de fosfato con fibras compuestas de quitosano-biocarbón, donde fabricaron fibras compuestas de quitosano-biocarbón cargadas con Fe (III) (FBC-N y FBC-C) a partir de biocarbón de lodo de fábrica de papel producido en condiciones de N₂ (BC-N) y CO₂ (BC-C) a 600 °C para la eliminación por adsorción de fosfato del agua, donde obtuvieron como resultado una capacidad de adsorción de fosfato de 9,63 mgP/g por BC-N, de 8,56 mg/g por BC-C, de 16,43 mg/g por FBC-N y 19,24 mg/g por FBC-C, indicando que los FBC tenían capacidades mejoradas de adsorción de fosfato.

2.2. Bases teórico-científicas

2.2.1. Banano

El banano cuyo nombre científico es *Musa sapiente*, es procedente de una variedad cultivar obtenida por la hibridación de *M. acuminata*. Es una planta perenne comúnmente conocida como especie frutal, que llega a medir hasta 7 m de altura. Su crecimiento consiste en uno o más pseudotallos, estructuras verticales en forma de troncos formando capas concéntricas muy apretadas de vainas de hojas (Silva Alama, 2020). Su fruto se caracteriza por tener una forma curvilínea, es de color amarillo, su sabor es dulce y de textura dura (Casallas, 2010).

2.2.2. Caracterización del banano

Como el raquis de banano es el tallo de la inflorescencia de la planta, que va desde el primer fruto hasta la yema masculina, que se desarrollan una vez que la planta ha florecido y fructificado, se caracteriza por tener nódulos que pueden estar desnudos o cubiertos en donde están unidas las brácteas, suelen ser de color café claro o beige (More Calero, 2019).

2.2.3. Clasificación

Su clasificación taxonómica: corresponde al orden Escitamineales, Familia: Musáceas y género: Musa (Velasco Párraga, 2019).

2.2.4. Problemática de los residuos

En la actualidad el único consumo de la planta de banano es el fruto quedando así residuos acumulados de la planta como hojas, raquis o conocido como pizonte etc., provocando un contaminante hacia el medio ambiente. Actualmente se han buscado alternativas para que estos residuos sean aprovechados como fines industriales (Ayala, 2016).

2.2.5. Producción del biocarbón

Los residuos pueden aprovecharse mediante procesos de carbonización para la obtención de biocarbon. El biocarbón se produce mediante la conversión termoquímica de biomasa. Los procesos termoquímicos incluyen pirólisis, fusión (en seco o húmedo), gasificación y tratamiento hidrotermal. Para la producción de biocarbón, es importante seleccionar la

tecnología adecuada y las condiciones operativas, como la temperatura, tiempo de residencia, velocidad de calentamiento, medio de reacción (Bach et al., 2017). Se consideran principalmente tecnologías termoquímicas para la conversión de biomasa en fuentes de energía renovables. Se pueden dividir en cuatro categorías generales: pirólisis lenta, pirólisis rápida, pirólisis rápida y gasificación (Laird et al., 2009).

Este material está siendo utilizado para diversas aplicaciones, una de ellas es la remediación de suelos y aguas contaminadas con diferentes contaminantes orgánicos e inorgánicos. Por otro lado, para satisfacer de manera sostenible la demanda de alimentos y al mismo tiempo reducir el daño ambiental a la agricultura es un gran desafío en este siglo (Andrade et al., 2017).

2.2.6. Impacto ambiental

Las grandes cantidades de agua que se utilizan para fines agrícolas generan problemas debido a los grandes volúmenes de aguas residuales generadas (Gutierrez , 2019). Dichas aguas contienen grandes cantidades de nutrientes como fósforo y nitrógeno provocando así la eutrofización. La eutrofización es un problema ambiental grave y se ha generalizado desde mediados del siglo XX (Cuenca, 2017). Los impactos ecológicos adversos causados por la eutrofización se pueden clasificar en función de tres aspectos: reducción de la biodiversidad y reemplazo de especies dominantes, aumento de toxicidad del agua, y aumento de la turbidez del agua y disminución de la vida útil de los lagos (Cai, 2013). Para que los ecosistemas se conserven de manera natural deben presentar niveles máximos de nitrógeno orgánico en un rango de (0,5-1,0 mg NID/l) estos valores pueden ser adecuados para prevenir los procesos de acidificación y eutrofización en los ecosistemas acuáticos(Camargo 2007).

2.2.7. Remoción de nutrientes

En la actualidad se ha visto la necesidad de remover simultáneamente la materia orgánica, el nitrógeno y el fósforo (Perez et al. 2002). En términos generales, la eliminación de materia orgánica por vía biológica requiere de

mucho control en factores tales como el tiempo de retención celular y tiempo de retención hidráulico, disponibilidad de oxígeno y nutrientes. Mientras que para la eliminación de fósforo, por precipitación química, produce gran cantidad de fango y el costo por consumo de químico, lo que ha permitido que la alternativa de eliminación por vía biológica se implemente cada vez más (Venegas, 2015).

2.2.8. Adsorción

Uno de los métodos de remoción de nutrientes es la adsorción, durante la adsorción y el intercambio iónico, los iones se transfieren del solvente a superficies cargadas de sorbentes rígidos insolubles suspendidos en un recipiente o empaquetados en una columna (Mehta et al. 2015). Los sorbentes están hechos de materiales porosos que contienen cavidades interconectadas con un área superficial interna alta (Kocar, 2012). La adsorción/intercambio iónico puede clasificarse como una técnica híbrida de acumulación-recuperación de nutrientes porque los medios de intercambio cargados de nutrientes pueden aplicarse directamente como un producto nutriente en la agricultura (Kocar, 2012). Se sabe que el adsorbente de material de carbono a menudo tiene un excelente rendimiento para acumular el contaminante orgánico disuelto (Li et al., 2018).

2.2.9. Modelos de adsorción

La cinética de adsorción se ha estudiado en muchos campos para optimizar el diseño del adsorbente y conseguir un ahorro de costes de capital. Para comprender el mecanismo de adsorción y proporcionar una visión de la eficiencia del adsorbente y el diseño del proceso de adsorción, se han desarrollado muchos modelos cinéticos como el modelo cinético fractal, el modelo geométrico extendido, el modelo de orden mixto, etc. Los modelos cinéticos de Pseudo primer (PFO) y segundo orden (PSO) se han aplicado ampliamente para estudiar la cinética de los procesos interfaciales, por ejemplo, separación o eliminación de iones metálicos

tóxicos de una solución acuosa mediante adsorción. Entre estos modelos que se han explorado, los modelos PFO y PSO son los más populares, ya que son analíticos y fáciles de aplicar (Zhang, 2019)

2.2.10. Ecuaciones de adsorción

Los modelos de las ecuaciones no lineales de cinética de adsorción que permiten conocer el tiempo de interacción de adsorbato-adsorbente, además permiten establecer la etapa determinante de la adsorción. A continuación, en la Tabla 1 (Rimaycuna, 2020), se muestran las ecuaciones no lineales del modelo cinético de adsorción.

Tabla 1. Ecuaciones no lineales del modelo cinético de adsorción.

Modelo	Ecuación	Parametros
Pseudo Primer Orden (PFO)	$q_t = q_e (1 - e^{-k_1 t})$	<p>q_t: Cantidad de adsorción de adsorbato por masa de adsorbente en cualquier tiempo t (min) (mg/g). q_e: Cantidad de adsorción de adsorbato por masa de adsorbente en el equilibrio (mg/g). k_1: constante de velocidad de la ecuación de PFO (1/min)</p>
Pseudo Segundo orden (PSO)	$q_t = \frac{q_e^2 k_2 t}{1 + k_2 q_e t}$	<p>k_2: constante de velocidad de la ecuación de PSO (g/mg x min) h: tasa de adsorción inicial (mg/g x min), $h = k_2 q_e^2$</p>

2.2.11. Remoción de fosfatos usando microorganismos

Se han encontrado que bacterias como: *Klebsiella oxytoca*, *Enterobacter cloacae* y *Pseudomonas aeruginosa* se encuentran presentes en las aguas residuales además tienen la capacidad de degradar fósforo (Jaramillo, 2016). Los microorganismos liberan el ácido glucónico que es el agente microbiano más usual para solubilizar fosfatos producidos por las especies de *Pseudomonas*. El principal mecanismo microbiano por el cual se solubilizan los compuestos de fosfato es que el pH del medio extracelular cae a un valor de aproximadamente 2, que es necesario para que se produzca la disolución (Lara et al, 2011). Este fenómeno se debe

a la liberación de ácidos orgánicos de bajo peso molecular por parte de microorganismos, los cuales tienen propiedades quelantes que promueven la formación de complejos insolubles en metales, dando lugar a la liberación de fosfatos (Fernández, 2005).

III. Materiales y métodos

3.1. Tipo de investigación

Esta investigación es Aplicada debido a que se busca generar conocimiento con aplicación directa de una alternativa de solución de la problemática expresada y se ajusta a un diseño experimental verdadero, debido a que se manipulara la variable en investigación para resolver el problema de los nutrientes en aguas residuales.

3.2. Zona de estudio

Esta investigación fue desarrollada con aguas del dren de descarga de aguas agrícola ubicado entre los centros poblados de Corrales y San Isidro. Se seleccionó esa zona de muestreo debido a la agricultura que se encuentra en esa área que descargan sus aguas residuales directamente al dren de descarga.

3.3. Muestreo

El muestreo fue de forma directa del dren de descarga de aguas agrícolas, exactamente en las en las coordenadas 055586,5 E – 9601758,9 N (UTM – WGS 84), como se aprecia en el Anexo 10.

3.4. Recolección de la muestra

Se extrajo solo una muestra de 5 litros de agua residual botellas en rehusadas, adecuadamente lavadas con agua destilada directamente del dren de descarga para luego trasladarlas al laboratorio de Análisis Ambiental para su respectiva caracterización.

3.5. Recolección y acondicionamiento de la materia prima

El residuo de banano fue recolectado en el centro de acopio de la Empresa Agroexportadora INKABANA, ubicado en el poblado de Higuerón del Distrito de San Jacinto en el departamento de Tumbes.

Una vez que el material fue recolectado la materia prima fue llevada al laboratorio de Análisis Ambiental, para lavarlo y luego acondicionarlo. Se procedió a

seleccionar el raquis de banano, y luego se sometió a estufa 100 °C por 24 horas para eliminar la humedad. Posteriormente fue molido con un molino de martillo (anexo 5a) y reducido el tamaño de partícula de 1,0 a 2,5mm.

3.6. Producción del biocarbón

Para la producción del biocarbón se utilizó como materia prima, raquis de banano con tamaño de partícula 1,0 a 2,5 mm. La muestra se colocó en un tubo de acero inoxidable para luego ser introducido en un reactor adaptado a un horno tubular (anexo 7) a 600 °C durante 2 h (Herrera et al., 2018).

3.6.1. Lavado del biocarbón

Luego de la obtención del biocarbón se procedió a lavar el material con solución de ácido clorhídrico (0,1 N de HCl) y agua destilada caliente consecutivamente para obtener un pH (7,5) después el material fue secado a 80 °C hasta tener peso constante.

Tabla 2. Código y descripción de los tratamientos.

Código	Descripción
BR	Biocarbón de Raquis de Banano
BA15	Bacteria - <i>Citrobacter freundii</i>
BDS25	Bacteria - <i>Citrobacter portucalensis strain</i>
BDS21.2	Bacteria - <i>Escherichia coli strain</i>
BR-B	Biocarbón de raquis de banano + Bacteria

3.7. Caracterización del biocarbón

Para la caracterización del biocarbón se consideró lo siguiente:

3.7.1. Determinación del contenido de humedad (%)

Para determinar el contenido de humedad se utilizaron el método de prueba estándar para humedad de carbón activado de la normativa ATM (Sociedad Americana para Pruebas y Materiales) designación: D2867_04. Consiste en pesar en la balanza analítica una cantidad determinada de biocarbón de raquis de banano. Que se colocaron en la

estufa las muestra pesadas en crisoles tarados y rotulada a una temperatura de 105 °C por un lapso de 24 horas (Hernández et al. 2017).

3.7.2. Determinación del contenido de cenizas

Para determinar el contenido de cenizas en la muestra se utilizaron el Método de prueba de estándar para el contenido total de cenizas de carbón activado de la normativa ASTM (Sociedad Americana para Pruebas y Materiales) designación: D 2866_94. Consiste en utilizar la muestra final obtenida después del análisis del contenido de humedad, la cual fueron colocadas al horno mufla a una temperatura de 660°C por un tiempo de 6 horas. Con el fin de determinar el contenido de ceniza del biocarbón de raquis de banano (Hernández et al., 2017) (Anexo 5b).

3.7.3. pH carga cero

Para la prueba de pH carga cero se utilizaron el método del pH drift, que consiste en preparar una solución de nitrato de potasio al 0,01N, la cual fue saturada con nitrógeno gas durante 30 minutos en homogenización constante (Hernández et al., 2017).

3.7.4. Prueba de FTIR

Los grupos funcionales de la superficie del biocarbón se analizaron mediante un analizador de espectros de infrarrojos por transformada de Fourier (FTIR). Esta técnica es espectro de reflexión que es utilizada con el fin de distinguir los grupos funcionales de diversos compuestos orgánicos e inorgánicos, es decir que busca determinar la estructura molecular, proporcionando evidencia útil sobre la formación de especies orgánicas volátiles de la pirólisis de componentes de biomasa (Long et al., 2015) (Anexo 9)

3.7.5. Propiedades texturales

Se determinaron las propiedades estructurales, del biocarbón. Las propiedades estructurales se obtuvieron mediante medidas de fisisorción de N₂ a temperatura de nitrógeno líquida (195 °C). Con el equipo Novatouch LX4 surface area and pore size analyzer (Anexo 8).

Posteriormente a los experimentos de adsorción-desorción, las muestras fueron de gasificadas con He a 250 °C durante 2 h. Para el análisis se utilizaron los modelos BET para la determinación del área superficial específica (m²/g) (Rimaycuna et al., 2018).

3.8. Pruebas microbiológicas

3.8.1. Ceparío bacteriano

Las bacterias utilizadas en este proyecto fueron proporcionadas por el Laboratorio de Biología Molecular de la Facultad de Ciencias de la Salud de la UNTumbes. El aislamiento bacteriano se realizó a partir de aguas eferentes de una langostinera, y se identificaron molecularmente. Estas bacterias fueron identificadas mediante la técnica de secuenciamiento del gen 16S RNA, utilizando los primeros 27F y 1492R. Las cepas estuvieron mantenidas en TSB (Trypticase Soya Broth) suplementado con glicerol 30%, y mantenidas a -20 °C, hasta su uso.

3.8.2. Activación de bacterias aisladas de aguas residuales

Las bacterias fueron activadas en medio de cultivo TSA (Trypticase Soya Agar), y luego sembradas en el agar (ASHBY), el cual es un medio modificado para bacterias que solubilizan Fosfato (Ramos Alegría & Velázquez Gurrola, 2015). De las 30 bacterias proporcionadas, solo 3 mostraron la característica de solubilizar el fosfato en dicho medio de cultivo. Las bacterias son: *Citrobacter freundii* (BA15), *Citrobacter portucalensis strain* (BDS25) y *Escherichia coli strain* (BDS21.2) (Anexo 3).

3.8.3. Preparación del inóculo

Las bacterias seleccionadas fueron sembradas en caldo TSB o LBB (Luria Bertani Broth), e incubadas a 37°C por 18 a 24 horas. Un volumen de 100 µl fue inoculado en 400 ml de caldo TSB o LBB e incubados a 37 °C. Al cabo de 1 hora se midió la D.O. (densidad óptica), y así sucesivamente hasta alcanzar la absorbancia deseada según la especie bacteriana (aproximadamente 1 x 10⁸ cel/ml). Se realizó una dilución para obtener la

densidad bacteriana de 1×10^6 cel/ml. Estas concentraciones fueron las que se trabajaron para las pruebas de remoción de nutrientes.

3.9. Análisis de muestras

Para conocer los contenidos de nutrientes antes y después de las pruebas de remoción se realizaron mediante los siguientes métodos (método del ácido ascórbico) para.

3.9.1. Determinación de fosfato (método del ácido ascórbico)

El método del ácido ascórbico es un método espectrofotométrico consiste en determinar el fósforo en forma de ortofosfato (fósforo disuelto) en muestras de agua mediante la formación de un complejo de azul de molibdeno, que considera dos pasos totales. En general, la transformación conformacional de fósforo es de interés para ortofosfatos solubles y se determina mediante el método colorimétrico de ortofosfatos solubles (Gómez, 2019).

3.9.2. Prueba de cinética de adsorción

Para los experimentos de adsorción se utilizaron como contaminante la solución sintética de fosfatos, preparada a partir de fosfato monopotásico (KH_2PO_4). En un matraz se depositaron 200ml de la solución con concentración de 30 mg/l. Se trabajaron con distintas dosis de biocarbón de raquis de banano (1, 3 y 5 g/l) y se mantuvo la solución en agitación constante utilizando un agitador magnético Multistirrer 15 (*Velp Scientifia*, Italia).

Se tomaron alícuotas a los 0, 2, 5, 10, 15, 20, 30, 60, 90, 120, 180 y 240 minutos durante el experimento. Las alícuotas extraídas fueron filtradas y seguidamente se realizaron las lecturas de concentración en el Espectrofotómetro UV-VIS Lambda 365 (*Perkin Elmer*, EE. UU). A 664 nm de longitud de onda.

Experimento del uso combinado de biocarbón de raquis de banano y bacterias aisladas de aguas residuales

De los experimentos anteriores y de acuerdo con los resultados de los diseños experimentales se escogieron la dosis y la bacteria con mayores niveles de remoción de fosfatos para hacer un experimento adicional combinando las dos variables.

3.10. Análisis de resultados

Para el análisis de los resultados de las pruebas de cinética se realizó mediante modelos matemáticos no lineales Pseudo Primer Orden (PFO) y Pseudo Segundo Orden (PSO).

El modelo matemático no lineal PFO asume que la etapa limitante en un proceso de adsorción es la transferencia de masa del ión metálico del seno de la solución hacia la superficie del adsorbente.

El modelo matemático no lineal PSO asume que la tasa de adsorción de soluto es proporcional a los sitios disponibles en el adsorbente y la velocidad de reacción depende de la cantidad de soluto en la superficie del adsorbente (William et al., 2019)

Por otro lado, la remoción de fosfatos usando bacterias se medirá mediante porcentaje de remoción.

IV. Resultados y discusiones

En este capítulo se presentan los resultados y discusión de esta presente investigación para el análisis, tanto producción, caracterización y pruebas de cinética de adsorción.

4.1. Rendimiento de producción del biocarbón de raquis de banano

Tabla 3. Resultados del Rendimiento de Producción de Biocarbón de Raquis de Banano.

Días	Materia Prima (g)	Material Carbonizado (g)	Rendimiento (%)	Promedio \pm DE
Día 1	332,0	127,3	38,34	
Día 2	270,7	96,7	35,72	
Día 3	280,6	97,6	34,78	34,9\pm1,99
Día 4	300,0	100,0	33,33	
Día 5	300,0	100,0	33,33	
Día 6	300,0	100,0	33,33	

En la Tabla 3, se puede observar el promedio encontrado del rendimiento del biocarbón con un valor de 34,9%. Este valor obtenido está por debajo del valor encontrado por (Liang et al., 2010) de 40% para raquis de banano. Este hecho sería atribuido a la diferencia en las temperaturas de carbonización utilizadas en el presente estudio y en el estudio citado, que fueron de 600 y 500 °C respectivamente. Dado que cuanto mayor es la temperatura de carbonización el rendimiento del proceso es menor, donde la pérdida de masa fundamental ocurre entre 105 °C y 375 °C, Debido en la mayor volatilización del material (Regalado & Marín, 2017).

4.2. Caracterización del biocarbón de raquis de banano

4.2.1. Determinación del contenido de humedad (%)

Tabla 4. Resultados del Contenido de Humedad de biocarbón de raquis de banano.

Muestra	Peso crisol	Material	Peso C+M	Peso Final C+M	Peso final de material	Contenido Humedad (%)	Promedio \pm DE
R-1	19,4982	1,0504	20,5486	20,5142	1,016	3,27	
R-2	27,5456	1,0101	28,5557	28,5246	0,979	3,08	2,97\pm0,37
R-3	13,5504	1,0931	14,6435	14,6156	1,0652	2,55	

En la Tabla 4, se observa que el contenido de humedad del biocarbón es de 2,97%, dado que a temperaturas mayores a 500°C se origina una menor pérdida de masa, se podría deducir que la temperatura de carbonización influye en el porcentaje de humedad final en la muestra como lo que fue obtenido en el estudio de (Ahmad et al., 2014). Mientras que cuando se carboniza raquis a temperatura de 300°C y 500°C se obtiene un porcentaje de humedad de 26,28% y 21,26% respectivamente (Karim et al., 2015).

4.2.2. Determinación del contenido de ceniza (%)

Tabla 5. Resultados del Contenido de Cenizas de biocarbón de raquis de banano (%).

Muestra B-RB	Peso Inicial P+M	Peso de Crisol	Peso Final P+M	Muestra inicial	CZ%	Promedio \pm DE
R-1	20,514	19,498	19,772	1,016	26,99	
R-2	28,525	27,546	27,815	0,979	27,55	28,18\pm1,60
R-3	14,616	13,550	13,870	1,0652	30,00	

En la Tabla 5 se observa que el contenido de cenizas fue de 28,18% en 660°C. Comparado con el estudio de investigación de (Cao & Harris, 2010), obtuvieron un valor de 35,48% en 500°C y 24,84% en 300°C, el valor encontrado en el presente estudio resulta intermedio entre ambos. Esto se debe a las condiciones de pirolisis (temperatura y la concentración de oxígeno) y el tipo de materia prima; pues si la concentración de oxígeno en medio es alta, se producirá mayor ceniza y menos carbón y viceversa (Regalado & Marín, 2017). Si se utiliza materias primas con bajo contenido de lignina, celulosa; las posibilidades de obtener una mayor cantidad de carbón se reducen (Karim et al., 2015).

4.2.3. Determinación del pH cargar cero

Se evaluaron entre valores de pH de 2,95 - 10 durante un periodo de 48 horas. En la Fig. 1. Se puede observar el pH de biocarbón obtenido a partir de raquis de banano, obteniendo un valor de 7,7 ligeramente alcalino. Se encontraron pH más elevados de 10,1 pH a temperaturas de BC-R 500°C, esto quiere decir que la temperatura es un favor determinante en cuanto el pH de carga cero en los diferentes materiales (Karim et al., 2015).

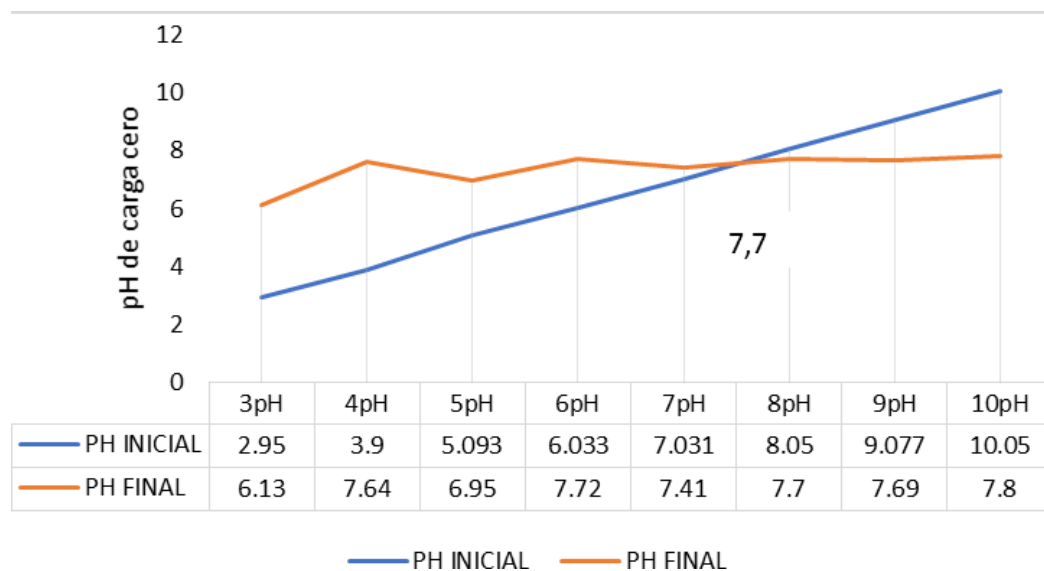


Figura 1. Resultados del pH inicial y final de Carga Cero.

4.2.4. Espectrofotometría infrarroja

Los grupos funcionales de superficie del biocarbón de raquis de banano se analizaron mediante espectrofotometría FTIR se observan en la fig. 2. Se representa bandas de vibración de estiramiento a C=C aromáticos (1558 cm^{-1}), C-C (1029 cm^{-1}).

En una investigación se obtuvieron grupos funcionales en bandas de vibración en torno a 1595.51 (BC-300, BC-300Cr) y 1606.09 (BC-500, BC500 Cr) pueden asignarse a -C = C-C tramos de grupos de anillos aromáticos y 1003.56 cm^{-1} (BC-500) representan vibraciones de anillo de ciclohexano (Ritt et al., 2019; Yavorsky et al., 2008).

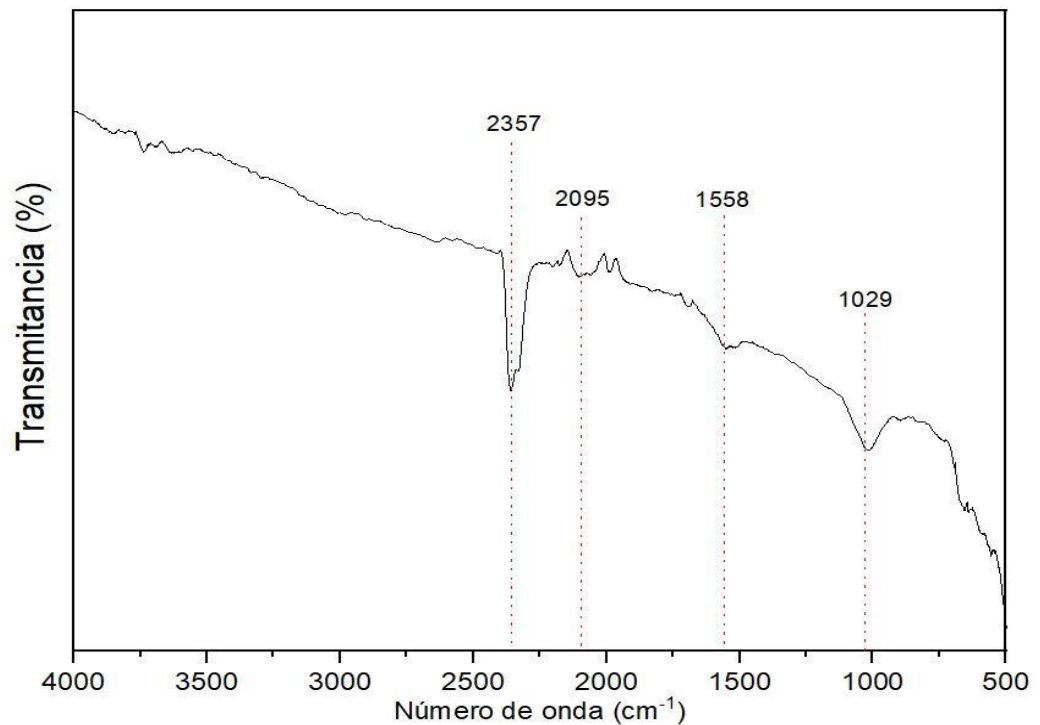


Figura 2. Resultados de Espectrometría de infrarrojo (FTIR) de Biocarbón de Raquis de banano.

4.2.5. Propiedades texturales

En las mediciones de las propiedades texturales, fueron realizadas mediante adsorción-desorción.

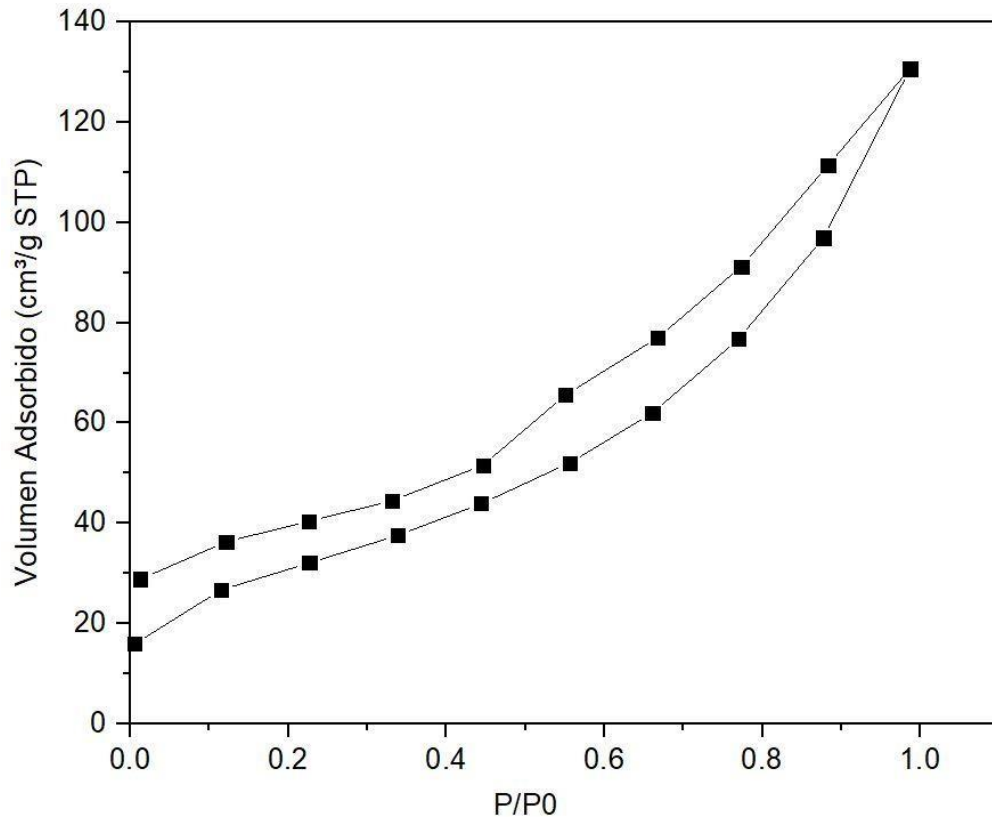


Figura 3. *Isoterma de adsorción de nitrógeno (-77 k) de la muestra de biocarbón de raquis de banano.*

En la fig. 3, se observa a la muestra de biocarbón de raquis de banano presentando isotermas de adsorción-desorción de tipo II, según la clasificación IUPAC (Thommes et al., 2015), en donde se trataría que es un material mesoporoso y respaldado con la presencia del fenómeno de histéresis (tipo H3), en el biocarbón de raquis de banano, en este tipo la red de poros consiste en macroporoso que no están completamente llenos de condensado de poros (Tareq et al., 2019).

Además se puede apreciar que biocarbón muestra un área superficial de 17,6 m²/g y un Volumen total de 0,19 cm³/g a comparación con el estudio

de (Herrera et al., 2018), que tuvieron como similitud presencia de materiales microporoso y mesoporoso con un valor obtenido de Área superficial entre 81 m²/g (SH-B), 328 m²/g (CH-B) y 569 m²/g (CC-B) con volúmenes microporosos de 0,01 cm³/g, 0,08 cm³/g y 0,18 cm³/g.

4.3. Prueba de cinética de adsorción con biocarbón de raquis de banano para remoción de fosfatos

En este experimento se utilizaron de muestra el biocarbón de raquis de banano con dosis de biocarbón de 1, 3 y 5 g/l. para realizar las pruebas de cinética de adsorción de fosfatos en solución sintética (9,15 mg/g) y luego extrayendo periódicamente alícuotas en un tiempo determinado de 240 min.

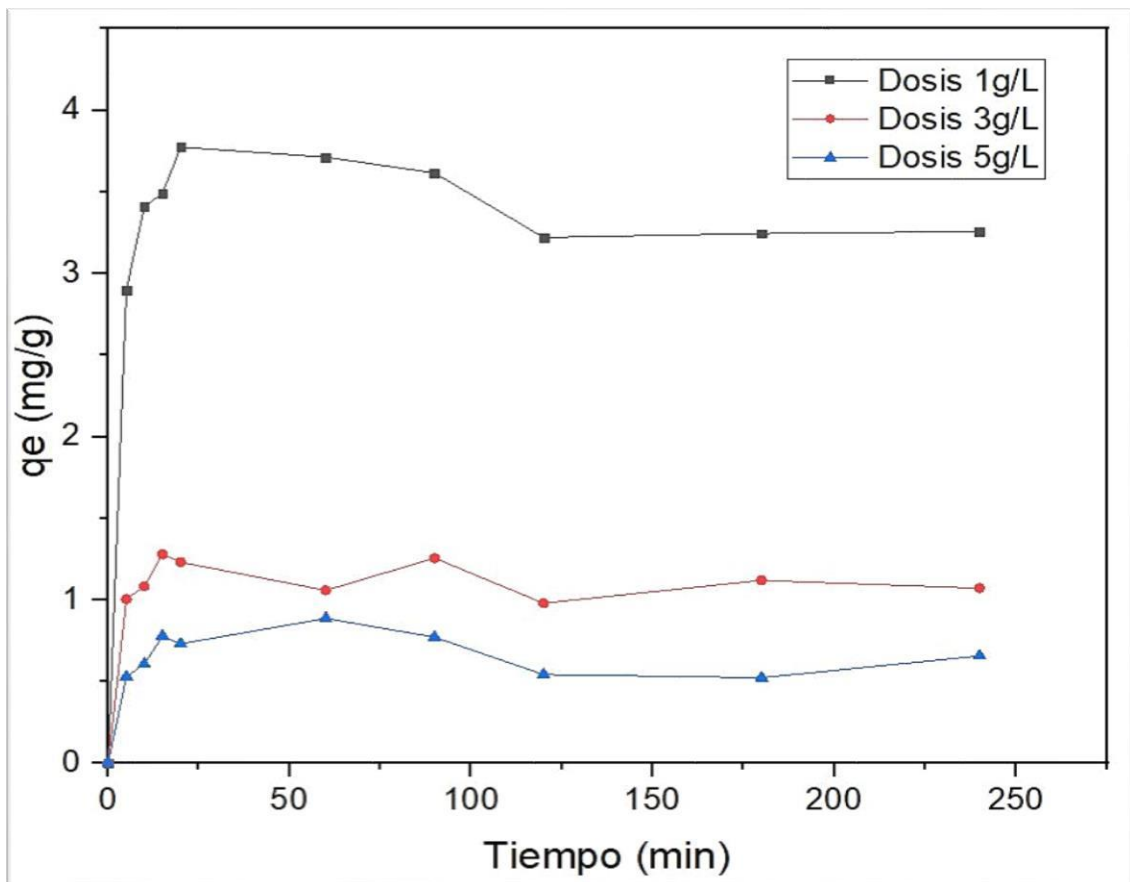


Figura 4. Capacidad Máxima adsorción de las dosis de biocarbón de raquis de banano.

La Fig. 4. muestra los resultados del ensayo en el que se utilizaron dosis de biocarbón de 1, 3 y 5 g/l llegando a su capacidad máxima de adsorción con valores de 3,55 mg/g (1g/l), 1,47 mg/g (3 g/l) y 0,89 mg/g (5 g/l). Esta capacidad de adsorción es menor a lo encontrado por (Bardestani et al., 2019), donde el biocarbón tiene una capacidad de adsorción de 7,9 mg/g. Además, se observa que durante los 10 a 30 minutos del experimento la capacidad de adsorción es muy rápida, luego tiende a disminuir hasta llegar al equilibrio durante los 240 min del experimento.

Tabla 6. Parámetros obtenidos de los diferentes modelos no lineales de cinética de adsorción de fosfatos.

Modelo	Parámetro	Dosis 1g/L	Dosis 3g/L	Dosis 5g/L
Pseudo Primer orden	q_1 (mg/g)	3,55	1,14	0,70
	K_2 (min ⁻¹)	0,33	0,43	1,55
	R^2	0,94	0,93	0,77
	χ^2	0,07	0,01	0,01
Pseudo Segundo orden	q_1 (mg/g)	3,58	1,14	0,69
	K_2 (min ⁻¹)	0,40	3,02	0,28
	R^2	0,92	0,92	0,79
	χ^2	0,09	0,01	0,01

Se observa además que la dosis de 1g/l es la más eficiente para la remoción de fosfatos, esto se asemeja a lo encontrado por (Torres & Zamudio, 2016) ya que a mayor dosis de biocarbón su efectividad de remoción disminuye. Esta dosis se ajustó mejor al modelo de PFO con un coeficiente de correlación (R^2) de 0,94 y el estadístico Chi-cuadrado (χ^2) de 0,07 (tabla 6), lo que nos indica que es una adsorción por atrapamiento en la superficie del biocarbón (Campos & García, 2020).

4.4. Remoción de fosfatos usando bacterias

En esta actividad se evaluaron las cepas de bacterias Gram negativas; *Citrobacter freundii* (BA15), *Citrobacter portucalensis strain* (BDS25) y *Escherichia coli strain* (BDS21.2). Estas bacterias fueron proporcionadas por el Laboratorio de Biología Molecular de la Universidad Nacional de Tumbes y fueron seleccionadas por el crecimiento microbiano en medio de cultivo de fosfatos.

Los resultados de esta prueba se muestran en la tabla 7, obteniendo como resultado un valores de 24,77% (BD21.2) 28,68% (BDS25) y con un mejor resultado de una capacidad de remoción de fosfatos de 33,15% (BA15), debido a que tiene mayor actividad enzimática en la liberación de fosfatasa acida (Rodriguez et al., 1997; X. Wang et al., 2018).. Además en el estudio de Krishnaswamy (2011), se mostró que la solución de fosfato sintético sin fuentes de carbono mostró menos remoción en comparación con la solución de fosfato sintético enriquecido con fuente de carbono.

Tabla 7. Remoción de fosfatos con cepas de bacterias *Citrobacter freundii* (BA15), *Citrobacter portucalensis* (BDS25) y *Escherichia coli* (BS21.2).

Tiempo (min) —	Remoción (%) por bacteria		
	B-DS25	BA15	B-DS21.1
0	0,00	0,00	0,00
5	8,10	4,55	10,02
10	11,83	9,10	9,11
15	5,19	3,18	14,22
20	15,39	12,38	6,65
30	10,47	4,82	2,82
60	21,49	25,32	(*)
90	16,57	14,39	11,93
120	22,13	16,85	10,17
180	28,68	33,15	24,77
240	21,58	(*)	12,39

(*) . Valores eliminados por no estar acorde con la tendencia.

4.5. Prueba de cinética de adsorción de biocarbón y bacteria

En este experimento cinético se realizó en batch, se escogieron la dosis de biocarbón de 1 g/l y la bacteria *Citrobacter freundii* (BA15), debido a que fueron los más eficientes para la remoción de fosfatos. En esta prueba de cinética de adsorción se usó agua residual del dren de descarga de aguas agrícolas con un contenido de fosfatos de 1,09 g/l.

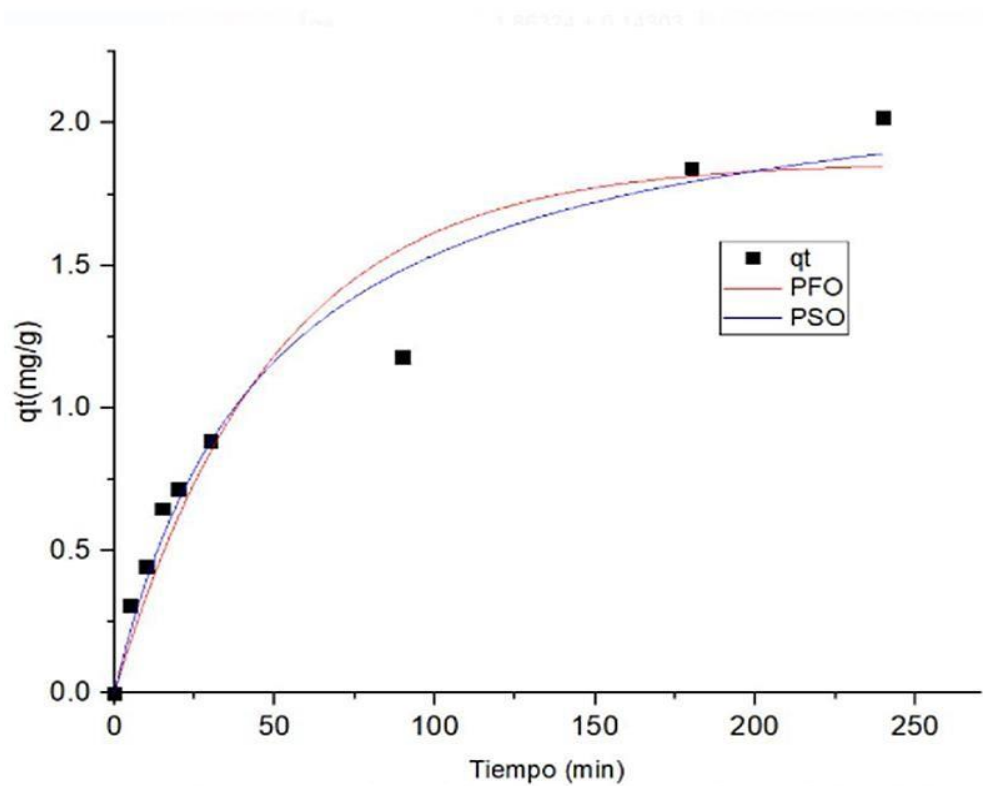


Figura 5. Ajuste de los modelos PFO y PSO de los datos de cinética de adsorción de fosfatos de efluentes agrícolas usando BR-BAR15 con dosis de 1 g/l.

En la Fig. 5 se observa visiblemente en la mezcla de BR-BAR15 que el fenómeno de adsorción es muy rápido durante los primeros 20 min, luego tiende a reducirse, sin embargo, el equilibrio no es alcanzado durante el tiempo del experimento.

En la Tabla 8 se observa que los resultados de la mezcla del biocarbon con bacteria se ajustan mejor al modelo de PSO, obteniendo valores de coeficiente de correlación (R^2) de 0,963 y (X^2) de 0,01, además obtuvo una capacidad máxima de adsorción de 2,26 mg/g. Este resultado es menor cuando se usa el biocarbon y la bacteria por separado.

Estos resultados se debe a que las bacterias podrían haberse adherido a los poros del biocarbón debido a que estos poros son considerados micro-hábitats favorables para las bacterias (Chen et al., 2020; Vanek & Thies, 2016), lo cual reduciría los sitios activos para la adsorción de fosfatos provocando que los nutrientes presentes en el agua residual no sean captados por este, además provocaría que la eficiencia la bacteria disminuyera y no remueva los nutrientes en dicha agua residual debido a que en los poros se encuentran compuestos que funcionan como fuente de alimento para la bacteria reduciendo así la necesidad de degradar el fosfato (Cole et al., 2019), demostrando que el biocarbón por sí solo tiene mejores propiedades de adsorción y eficiencia para remover los fosfatos presentes en aguas (Silupú García et al., 2017).

Tabla 8. Parámetros obtenidos de los diferentes modelos no lineales de cinética de adsorción de fosfatos de efluentes agrícolas con BR-BAR15.

Modelo	Parámetro	BR-BA15
Pseudo-Primer orden	q_1 (mg/g)	1,86
	K_2 (min^{-1})	0,020
	R^2	0,935
	x^2	0,03
Pseudo-Segundo orden	q_1 (mg/g)	2,26
	K_2 (min^{-1})	0,009
	R^2	0,963
	x^2	0,01

V. Conclusiones

La presente investigación llegó a las siguientes conclusiones:

- Se obtuvo satisfactoriamente biocarbón a partir de raquis de banano con un rendimiento de 34,9%, una humedad de 2,97% un contenido de cenizas de 34,86% y un pH de carga cero de 7,7 ligeramente alcalino y 17,64 m²/g de área superficial.
- En las pruebas de cinética de adsorción con el biocarbón, el modelo que se ajustó más a los resultados obtenidos fue el modelo de Pseudo Primer Orden presentando una capacidad máxima de adsorción de 3,55 mg/g.
- En las pruebas de degradación las bacterias, se obtuvo un mejor resultado con la bacteria *Citrobacter freundii* obteniendo un valor de 33,15% de remoción de fosfatos.
- Al evaluar el biocarbon (1g/l) y la bacteria (*Citrobacter freundii*) en conjunto, Sé comprobó que las muestras combinadas de biocarbón y bacterias tiene menor eficiencia para remover fosfatos, por ello es mejor utilizar la muestras por separado, ya que el biocarbón tiene mejores propiedades de adsorción y eficiente para remover dicho nutriente.

VI. Recomendaciones

La presente investigación tiene las siguientes recomendaciones:

- Se recomienda a los investigadores estudiar la remoción de nutrientes (nitrógeno y potasio) con biocarbón a base de distintos residuos agroindustriales, además, incluir pruebas con el carbón activado e hidrocarbón.
- Se recomienda seguir con dicha investigación fomentando a los estudiantes de Pregrado a realizar pruebas de adsorción de las muestras combinadas con un tiempo mayor a 240 minutos para ver la efectividad si a mayor tiempo se puedan obtener mejores resultados.
- Incentivar a los estudiantes e investigadores para que realicen estudios de remoción de nutrientes del biocarbón y las bacterias. Con el fin de buscar nuevas estrategias, ya sea reutilizar los nutrientes como fertilizante y poder evitar el uso de fertilizantes químicos o poder rehusarlo como energía renovable.

VII. Referencias bibliográficas

- Ahmad, M., Rajapaksha, A. U., Lim, J. E., Zhang, M., Bolan, N., Mohan, D., Vithanage, M., Lee, S. S., & Ok, Y. S. (2014). Biochar as a sorbent for contaminant management in soil and water: A review. *Chemosphere*, 99, 19–33. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.10.071>
- Ajmal, Z., Muhmood, A., Dong, R., & Wu, S. (2020). Probing the efficiency of magnetically modified biomass-derived biochar for effective phosphate removal. *Journal of Environmental Management*, 253, 109730. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109730>
- Anaya-Arce, J. E. (2019). Evaluación de la remoción de nitrógeno total y fósforo total presentes en las aguas del humedal de Santa Rosa mediante la bacteria *Pseudomonas putida* ATCC 49128. In *Universidad Católica Sedes Sapientiae*. Universidad Católica Sedes Sapientiae. <http://repositorio.ucss.edu.pe/handle/UCSS/654>
- Andrade, F., Taboada, M., Lema, D., Maceira, N., Echeverría, H., Posse, G., Prieto Garra, D., Sanchez, E., Ducasse, D., Bogliani, M., Gamundi, J. C., Frana, J., Trumper, E., Fava, F., Perotti, E., & Mastrángelo, M. (2017). Los desafíos de la agricultura argentina. Satisfacer las futuras demandas y reducir el impacto ambiental. In *Journal of Experimental Psychology: General* (Vol. 136, Issue 1). Ediciones INTA.
- Antunes, E., Jacob, M. V., Brodie, G., & Schneider, P. A. (2018). Isotherms, kinetics and mechanism analysis of phosphorus recovery from aqueous solution by calcium-rich biochar produced from biosolids via microwave pyrolysis. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 6(1), 395–403. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2017.12.011>
- Ayala, L., Martínez, M., García, A., Delgado, E., Carp, Y., & Ly, J. (2016). Composición química del rquis de racimos de platano (*Musa Paradisiaca*) y aceptbilidad como alimento para cerdos de ceba. *Revista Computarizada de Producción Porcina*, 23(2).
- Bach, Q.-V., Tran, K.-Q., & Skreiberg, Ø. (2017). Comparative study on the thermal degradation of dry- and wet-torrefied woods. *Applied Energy*, 185, 1051–

1058. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2016.01.079>

- Bardestani, R., Roy, C., & Kaliaguine, S. (2019). The effect of biochar mild air oxidation on the optimization of lead(II) adsorption from wastewater. *Journal of Environmental Management*, 240, 404–420. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.03.110>
- Bermejo, L., & Cruz, G. (2007). *Determinación del contenido de metales pesados en los suelos cultivados con Arroz--Margen izquierda del rio Tumbes: Universidad Nacional de Tumbes*. Perú.
- Cai, T., Park, S. Y., & Li, Y. (2013). Nutrient recovery from wastewater streams by microalgae: Status and prospects. In *Renewable and Sustainable Energy Reviews* (Vol. 19, pp. 360–369). <https://doi.org/10.1016/j.rser.2012.11.030>
- Camargo, J. A., & Alonso, A. (2007). Contaminación por nitrógeno inorgánico en los ecosistemas acuáticos: problemas medioambientales, criterios de calidad del agua, e implicaciones del cambio climático. *Revista Ecosistemas*, 16(2).
- Campos, M., & García, I. (2020). *Efecto del pH y tiempo de contacto de los residuos de mango criollo(Mangifera indica L.) en la adsorción de plomo de soluciones acuosas*. <https://repositorio.unprg.edu.pe/handle/20.500.12893/9789>
- Cao, X., & Harris, W. (2010). Properties of dairy-manure-derived biochar pertinent to its potential use in remediation. *Bioresource Technology*, 101(14), 5222–5228. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.02.052>
- CASALLAS, L. (2019). *EVALUACIÓN DEL ANÁLISIS FÍSICOQUÍMICO DEL BANANO COMÚN (Musa sapientum L) TRANSFORMADO POR ACCIÓN DE LA LEVADURA*. Tesis. Pontificia Universidad Javeriana.
- Chen, H., Tang, L., Wang, Z., Su, M., Tian, D., Zhang, L., & Li, Z. (2020). Evaluating the protection of bacteria from extreme Cd (II) stress by P-enriched biochar. *Environmental Pollution*, 263, 114483. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114483>
- Cheng, N., Wang, B., Wu, P., Lee, X., Xing, Y., Chen, M., & Gao, B. (2021). Adsorption of emerging contaminants from water and wastewater by modified biochar: A review. *Environmental Pollution*, 273, 116448. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116448>
- Chiquito-Contreras, R. ., Reyes-Perez, J. J., Chiquito-Contreras, C. J., Vidal-Hernandez, L., & Hernandez-Montiel, L. G. (2019). Efecto de rizobacterias y

- dosis reducidas de fertilizantes sintéticos sobre la expresión morfo-productiva de tomate en invernadero. *Informacion Tecnica Economica Agraria*. <https://doi.org/10.12706/itea.2019.015>
- Cole, E. J., Zandvakili, O. R., Blanchard, J., Xing, B., Hashemi, M., & Etemadi, F. (2019). Investigating responses of soil bacterial community composition to hardwood biochar amendment using high-throughput PCR sequencing. *Applied Soil Ecology*, 136, 80–85. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2018.12.010>
- Cordell, D., Rosemarin, A., Schröder, J. J., & Smit, A. L. (2011). Towards global phosphorus security: A systems framework for phosphorus recovery and reuse options. *Chemosphere*, 84(6), 747–758. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.02.032>
- Cuenca, M. (2017). *Los problemas de eutrofización de las aguas superficiales en relación con la agricultura* [Universitat Politècnica de València]. <https://riunet.upv.es/handle/10251/78548>
- Dai, Y., Zhang, N., Xing, C., Cui, Q., & Sun, Q. (2019). The adsorption, regeneration and engineering applications of biochar for removal organic pollutants: A review. *Chemosphere*, 223, 12–27. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.01.161>
- Denaya, S., Yulianti, R., Pambudi, A., & Effendi, Y. (2021). Novel microbial consortium formulation as plant growth promoting bacteria (PGPB) agent. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 637(1), 012030. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/637/1/012030>
- Eulalia, M., & Tenorio, P. (2021). *Valorización de residuos agroindustriales como adsorbentes para la remoción de fármacos de uso común de aguas contaminadas.* / María Eulalia Peñafiel Tenorio. <https://zagan.unizar.es/record/106282>
- Fernández, L. A., Zalba, P., Gómez, M. A., & Sagardoy, M. A. (2005). Bacterias solubilizadoras de fosfato inorgánico aisladas de suelos de la región sojera. *Ciencia Del Suelo*, 23(1), 31–37.
- Gómez, M. (2019). VALIDACIÓN DEL METODO DEL ACIDO ASCÓRBICO PARA LA DETERMINACIÓN DE FÓSFORO TOTAL Y ORTOFOSFATO EN AGUA POTABLE, NATURAL Y RESIDUAL EN EL LICAM SENA-CCIT. [Facultad de Ciencias Básicas]. In *UNIVERSIDAD DE CÓRDOBA* (Vol. 6, Issue 3).

<https://repositorio.unicordoba.edu.co/handle/ucordoba/2595>

- Gonçalves, M. G., da Silva Veiga, P. A., Fornari, M. R., Peralta-Zamora, P., Mangrich, A. S., & Silvestri, S. (2020). Relationship of the physicochemical properties of novel ZnO/biochar composites to their efficiencies in the degradation of sulfamethoxazole and methyl orange. *Science of The Total Environment*, 748, 141381. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141381>
- Gutierrez Quiroz, A. F. (2019). Mejoramiento de la planta de tratamiento de aguas residuales "San José" para su reúso con fines agrícolas-Chiclayo-2015. In *Ciencia e Investigación* (Vol. 4, Issue 1). Universidad Nacional Santiago Antúnez de Mayolo.
- Haddad, K., Jellali, S., Jeguirim, M., Ben Hassen Trabelsi, A., & Limousy, L. (2018). Investigations on phosphorus recovery from aqueous solutions by biochars derived from magnesium-pretreated cypress sawdust. *Journal of Environmental Management*, 216, 305–314. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.06.020>
- Hernández-Rodríguez, M., Otero-Calvis, A., Falcón-Hernández, J., & Yperman, Yan. (2017). Características fisicoquímicas del carbón activado de conchas de coco modificado con HNO₃. *Revista Cubana de Química*, 29(1), 26–38. http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2224-54212017000100003
- Hernández, M., Otero, A., Falcón, J., & Yperman III, Y. (2017). Características fisicoquímicas del carbón activado de conchas de coco modificado con HNO₃ Physiochemical Characteristic of Activated Carbon of Coconut Shell Modified with HNO₃. *Rev. Cubana Quím.*
- Herrera, E., Feijoo, C., Alfaro, R., Solís, J., Gómez, M., Keiski, R., & Cruz, G. (2018). Biochar based on residual biomasses and its influence over seedling emergence and growth in vivarium of *Capparis scabrida* (Sapote). *Scientia Agropecuaria*, 9(4), 569–577. <https://doi.org/10.17268/sci.agropecu.2018.04.13>
- Jaramillo Colorado, B. E., Bermudez Tobon, A., & Tirado Ballestas, I. (2016). Bacterias degradadoras de pesticidas organofosforados presentes en suelos contaminados/Organophosphorus pesticides degrading bacteria present in contaminated soils.(ARTICULO ORIGINAL/ORIGINAL ARTICLE). *Revista Ciencias Tecnicas Agropecuarias*.

<https://doi.org/10.13140/RG.2.2.20023.73126>

- Karim, A., Kumar, M., Mohapatra, S., Panda, C., & Singh, A. (2015). Banana Peduncle Biochar: Characteristics and Adsorption of Hexavalent Chromium from Aqueous Solution. *International Research Journal of Pure and Applied Chemistry*, 7(1), 1–10. <https://doi.org/10.9734/IRJPAC/2015/16163>
- Kocar, G. (2012). The use of anaerobically digested slurry combined with natural zeolite for rapeseed production. *Energy Education Science and Technology Part A: Energy Science and Research*.
- Krishna Veni, D., Kannan, P., Jebakumar Immanuel Edison, T. N., & Senthilkumar, A. (2017). Biochar from green waste for phosphate removal with subsequent disposal. *Waste Management*, 68, 752–759. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.06.032>
- Krishnaswamy, U., Muthuchamy, M., & Perumalsamy, L. (2011). Biological removal of phosphate from synthetic wastewater using bacterial consortium. *Iranian Journal of Biotechnology*, 9(1), 37–49.
- Laird, D. A., Brown, R. C., Amonette, J. E., & Lehmann, J. (2009). Review of the pyrolysis platform for coproducing bio-oil and biochar. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*, 3(5), 547–562. <https://doi.org/10.1002/bbb.169>
- LARA, C., ESQUIVEL AVILA, L. M., & NEGRETE PEÑATA, J. L. (2011). NATIVE PHOSPHATE SOLUBILIZING BACTERIA TO INCREASE THE CROPS IN THE DEPARTMENT OF CORDOVA-COLOMBIA. *Biotecnología En El Sector Agropecuario y Agroindustrial*, 9(2), 114–120. http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1692-35612011000200013&lng=en&nrm=iso&tlng=es
- Leng, L., Xiong, Q., Yang, L., Li, H., Zhou, Y., Zhang, W., Jiang, S., Li, H., & Huang, H. (2021). An overview on engineering the surface area and porosity of biochar. *Science of The Total Environment*, 763, 144204. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2020.144204>
- Leng, L., Xu, S., Liu, R., Yu, T., Zhuo, X., Leng, S., Xiong, Q., & Huang, H. (2020). Nitrogen containing functional groups of biochar: An overview. *Bioresour Technology*, 298, 122286. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122286>
- Lewoyehu, M. (2021). Comprehensive review on synthesis and application of activated carbon from agricultural residues for the remediation of venomous pollutants in wastewater. In *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis* (Vol.

- 159, p. 105279). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2021.105279>
- Li, J., Lv, G., Bai, W., Liu, Q., Zhang, Y., & Song, J. (2014). Modification and use of biochar from wheat straw (*Triticum aestivum* L.) for nitrate and phosphate removal from water. *Desalination and Water Treatment*, 57(10), 1–13. <https://doi.org/10.1080/19443994.2014.994104>
- Li, R., Wang, J. J., Zhang, Z., Awasthi, M. K., Du, D., Dang, P., Huang, Q., Zhang, Y., & Wang, L. (2018). Recovery of phosphate and dissolved organic matter from aqueous solution using a novel CaO-MgO hybrid carbon composite and its feasibility in phosphorus recycling. *Science of The Total Environment*, 642, 526–536. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.092>
- Liang, B., Lehmann, J., Sohi, S. P., Thies, J. E., O'Neill, B., Trujillo, L., Gaunt, J., Solomon, D., Grossman, J., Neves, E. G., & Luizão, F. J. (2010). Black carbon affects the cycling of non-black carbon in soil. *Organic Geochemistry*, 41(2), 206–213. <https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2009.09.007>
- Liu, J., Jiang, J., Aihemaiti, A., Meng, Y., Yang, M., Xu, Y., Gao, Y., Zou, Q., & Chen, X. (2019). Removal of phosphate from aqueous solution using MgO-modified magnetic biochar derived from anaerobic digestion residue. *Journal of Environmental Management*, 250, 109438. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109438>
- Liu, X., Shen, F., Smith, R. L., & Qi, X. (2019). Black liquor-derived calcium-activated biochar for recovery of phosphate from aqueous solutions. *Bioresource Technology*, 294, 122198. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122198>
- Long, Y., Ruan, L., Lv, X., Lv, Y., Su, J., & Wen, Y. (2015). TG-FTIR analysis of pyrolusite reduction by major biomass components. *Chinese Journal of Chemical Engineering*, 23(10), 1691–1697. <https://doi.org/10.1016/j.cjche.2015.08.028>
- Marshall, J. A., Morton, B. J., Muhlack, R., Chittleborough, D., & Kwong, C. W. (2017). Recovery of phosphate from calcium-containing aqueous solution resulting from biochar-induced calcium phosphate precipitation. *Journal of Cleaner Production*, 165, 27–35. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.07.042>
- Mateo-Sagasta, J., Marjani Zadeh, S., & Turrall, H. (2018). *Más gente, más comida... ¿peor agua? - Contaminación del agua por la agricultura: una revisión global*. <https://www.fao.org/documents/card/en/c/CA0146EN>

- Mehta, C. M., Khunjar, W. O., Nguyen, V., Tait, S., & Batstone, D. J. (2015). Technologies to Recover Nutrients from Waste Streams: A Critical Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 45(4), 385–427. <https://doi.org/10.1080/10643389.2013.866621>
- More Calero, J. L. (2019). Aprovechamiento del residuo de pinzote del cultivo de banano para la obtención de pulpa de papel [Universidad Nacional de Piura]. In *Universidad Nacional de Piura / UNP*. <http://repositorio.unp.edu.pe/handle/UNP/1869>
- Munera-Echeverri, J. L., Martinsen, V., Strand, L. T., Zivanovic, V., Cornelissen, G., & Mulder, J. (2018). Cation exchange capacity of biochar: An urgent method modification. *Science of The Total Environment*, 642, 190–197. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.017>
- Navarro, F. (2020). *Efecto de la nutrición translaminar en las características del racimo de banano (musa aaa var. williams) en el cantón valencia*. <https://repositorio.uteq.edu.ec/handle/43000/5998>
- Netoa, C. A. de S. A., Costab, W. J. P., Diasc, Y. N., Santosa, M. C., de Sousaa, E. M. P., & de Souzad, E. S. (2021). *Phosphorus adsorption in aqueous medium using biocarbon from cassava agricultural residue (Manihot esculenta)*. https://www.researchgate.net/publication/350710412_Phosphorus_adsorption_in_aqueous_medium_using_biocarbon_from_cassava_agricultural_residue_Manihot_esculenta
- Palansooriya, K. N., Kim, S., Igalavithana, A. D., Hashimoto, Y., Choi, Y.-E., Mukhopadhyay, R., Sarkar, B., & Ok, Y. S. (2021). Fe(III) loaded chitosan-biochar composite fibers for the removal of phosphate from water. *Journal of Hazardous Materials*, 415, 125464. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.125464>
- Peng, Y., Sun, Y., Sun, R., Zhou, Y., Tsang, D. C. W., & Chen, Q. (2019). Optimizing the synthesis of Fe/Al (Hydr)oxides-Biochars to maximize phosphate removal via response surface model. *Journal of Cleaner Production*, 237, 117770. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.117770>
- Perez, M., Dautant, R., Contreras, A., & Gonzales, H. (2002). Remocion De Fosforo Y Nitrogeno En Aguas Residuales Utilizando Un Reactor Discontinuo Secuencial (Sbr). *Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y*

Ambiental.

- Qiu, B., & Duan, F. (2019). Synthesis of industrial solid wastes/biochar composites and their use for adsorption of phosphate: From surface properties to sorption mechanism. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 571, 86–93. <https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2019.03.041>
- Ramos Alegría, M. ., & Velázquez Gurrola, A. (2015). Beneficios de microorganismos solubilizadores de P y K en la recuperación y mantenimiento de suelos agrícolas. *VIII Congreso Mundial de La Palta*.
- Regalado, D., & Marín, K. (2017). *Determinación de parámetros cinéticos en la combustión de raquis de banano y tallos de rosas* (Vol. 6) [Quito: UCE]. <http://www.dspace.uce.edu.ec/handle/25000/11535>
- Reyes Prado, M. A. (2020). *Recuperación de nutrientes de aguas residuales agrícolas de Sinaloa mediante un sistema de tratamiento sustentado en un proceso de oxidación avanzada* [Tecnológico Nacional de México]. <http://51.143.95.221/handle/TecNM/978>
- Rimaycuna, J., Alemán, J., Neyra, P., Aguirre, D., Solis, J., & Cruz Cerro, G. J. F. (2018). Aplicación de tecnología de oxidación avanzada en la descontaminación de aguas residuales procedentes del empaque de banano en Tumbes. *Revista Manglar*, 15(2), 127–134. <https://erp.untumbes.edu.pe/revistas/index.php/manglar/article/view/102>
- Rimaycuna Ramírez, J. H. (2020). *Utilización de biocarbon de raquis de banano funcionalizado con nanopartículas de óxido de zinc para el tratamiento de aguas*. Universidad Nacional de Piura.
- Ritt, C. L., Chisholm, B. J., & Bezbaruah, A. N. (2019). Assessment of molecularly imprinted polymers as phosphate sorbents. *Chemosphere*, 226, 395–404. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.03.087>
- Rodríguez Ordoñez, M. F. (2018). *Estudio virtual de un reactor electroquímico y su perspectiva para la purificación de efluentes con fosfatos*, Tesis de Maestría. Master's Thesis, Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico en~....
- Rodriguez, R., Ramirez, N., Mogollon, L. I., & Zaucher, F. (1997). Enzymatic precipitation of cadmium using native bacteria from *Citrobacter* genus. *CT and F Ciencia, Tecnología, Futuro*, 1(3), 123–133.
- Shen, Y., Gao, J., & Li, L. (2017). Municipal wastewater treatment via co-

- immobilized microalgal-bacterial symbiosis: Microorganism growth and nutrients removal. *Bioresource Technology*, 243, 905–913. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.07.041>
- Silupú García, C. R., Solís Castro, R. L., Cruz Cerro, G. J. F., Gómez León, M. M., Solis Veliz, J. L., & Keiski, R. L. (2017). Caracterización de filtros comerciales para agua a base de carbón activado para el tratamiento de agua del río Tumbes - Perú. *Revista Colombiana de Química*, 46(3), 37–45. <https://doi.org/10.15446/rev.colomb.quim.v46n3.62146>
- Silva Alama, A. B. (2020). *Efecto De La Temperatura Y Tiempo En El Proceso De Obtención De Un Destilado Alcohólico De “Banano” Orgánico De Descarte (Musa Sapientum L.) Variedad Williams*. Tesis de Grado. Universidad Católica Sedes Sapientiae.
- Smith, V. H., & Schindler, D. W. (2009). Eutrophication science: where do we go from here? *Trends in Ecology & Evolution*, 24(4), 201–207. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.11.009>
- Sun, B., Zhao, H., Zhao, Y., Tucker, M., Han, Z., & Yan, H. (2020). Bio-Precipitation of Carbonate and Phosphate Minerals Induced by the Bacterium *Citrobacter freundii* ZW123 in an Anaerobic Environment. *Minerals*, 10(1), 65. <https://doi.org/10.3390/min10010065>
- Tan, Z., Zou, J., Zhang, L., & Huang, Q. (2018). Morphology, pore size distribution, and nutrient characteristics in biochars under different pyrolysis temperatures and atmospheres. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 20(2), 1036–1049. <https://doi.org/10.1007/s10163-017-0666-5>
- Tareq, R., Akter, N., & Azam, M. S. (2019). Biochars and Biochar Composites. In *Biochar from Biomass and Waste* (pp. 169–209). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811729-3.00010-8>
- Thommes, M., Kaneko, K., Neimark, A. V., Olivier, J. P., Rodriguez-Reinoso, F., Rouquerol, J., & Sing, K. S. W. (2015). Physisorption of gases, with special reference to the evaluation of surface area and pore size distribution (IUPAC Technical Report). *Pure and Applied Chemistry*, 87(9–10), 1051–1069. <https://doi.org/10.1515/pac-2014-1117>
- Torres, L., & Zamudio, A. (2016). *Evaluación de adsorción de Pb (II) en biocarbones obtenidos a partir de huesco de la palma de aceite y su aplicación para remediación de aguas contaminadas. II*, 1–28.

- [https://expeditiorepositorio.utadeo.edu.co/bitstream/handle/20.500.12010/4209/Evaluación de adsorción de Pb \(II\) en biocarbones obtenidos a partir de cuesco de palma de aceite y su aplicación para r](https://expeditiorepositorio.utadeo.edu.co/bitstream/handle/20.500.12010/4209/Evaluación%20de%20adsorción%20de%20Pb%20(II)%20en%20biocarbones%20obtenidos%20a%20partir%20de%20cuesco%20de%20palma%20de%20aceite%20y%20su%20aplicación%20para%20r)
- Vanek, S. J., & Thies, J. (2016). Pore-Size and Water Activity Effects on Survival of *Rhizobium tropici* in Biochar Inoculant Carriers. *Journal of Microbial & Biochemical Technology*, 8(4). <https://doi.org/10.4172/1948-5948.1000300>
- Velasco Párraga, A. A. (2019). *Efecto del tamaño del explante sobre la tasa de multiplicación de plantas in vitro de cultivares de plátano*.
- Venegas, C. (2015). Eliminación Biológica De Nutrientes En Aguas Residuales Con Alto Contenido De Nitrógeno Amoniacal Utilizando Un Reactor Biológico Secuencial. *Universidad De Cantabria*.
- Walpola, B. C., & Hettiarachchi, R. H. A. N. (2020). Plant Growth Promoting Traits of Phosphate Solubilizing Bacteria Isolated from Agricultural Lands in Sothern Sri Lanka. *Journal of Food and Agriculture*, 13(1), 2. <https://doi.org/10.4038/jfa.v13i1.5223>
- Wang, J., & Wang, S. (2019). Preparation, modification and environmental application of biochar: A review. *Journal of Cleaner Production*, 227, 1002–1022. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2019.04.282>
- Wang, X., Wang, X., Hui, K., Wei, W., Zhang, W., Miao, A., Xiao, L., & Yang, L. (2018). Highly Effective Polyphosphate Synthesis, Phosphate Removal, and Concentration Using Engineered Environmental Bacteria Based on a Simple Solo Medium-Copy Plasmid Strategy. *Environmental Science & Technology*, 52(1), 214–222. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b04532>
- William Kajjumba, G., Emik, S., Öngen, A., Kurtulus Özcan, H., & Aydın, S. (2019). Modelling of Adsorption Kinetic Processes—Errors, Theory and Application. In *Advanced Sorption Process Applications*. IntechOpen. <https://doi.org/10.5772/intechopen.80495>
- Xu, Q., Chen, Z., Wu, Z., Xu, F., Yang, D., He, Q., Li, G., & Chen, Y. (2019). Novel lanthanum doped biochars derived from lignocellulosic wastes for efficient phosphate removal and regeneration. *Bioresource Technology*, 289, 121600. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121600>
- Yavorsky, A., Hernandez-Santana, A., McCarthy, G., & McMahon, G. (2008). Detection of calcium phosphate crystals in the joint fluid of patients with osteoarthritis – analytical approaches and challenges. *The Analyst*, 133(3),

302. <https://doi.org/10.1039/b716791a>

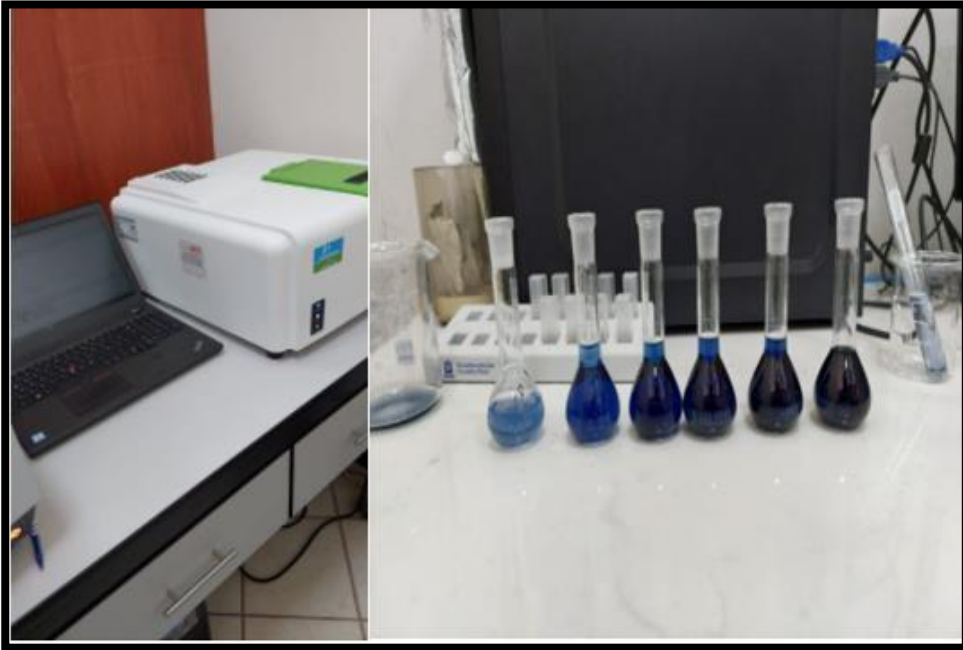
Zhang, J. (2019). Physical insights into kinetic models of adsorption. *Separation and Purification Technology*, 229, 115832. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2019.115832>

Zhang, M., Song, G., Gelardi, D. L., Huang, L., Khan, E., Mašek, O., Parikh, S. J., & Ok, Y. S. (2020). Evaluating biochar and its modifications for the removal of ammonium, nitrate, and phosphate in water. *Water Research*, 186, 116303. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116303>

Zhou, R., Zhang, M., Li, J., & Zhao, W. (2020). Optimization of preparation conditions for biochar derived from water hyacinth by using response surface methodology (RSM) and its application in Pb²⁺ removal. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 8(5), 104198. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104198>

VIII. Anexos

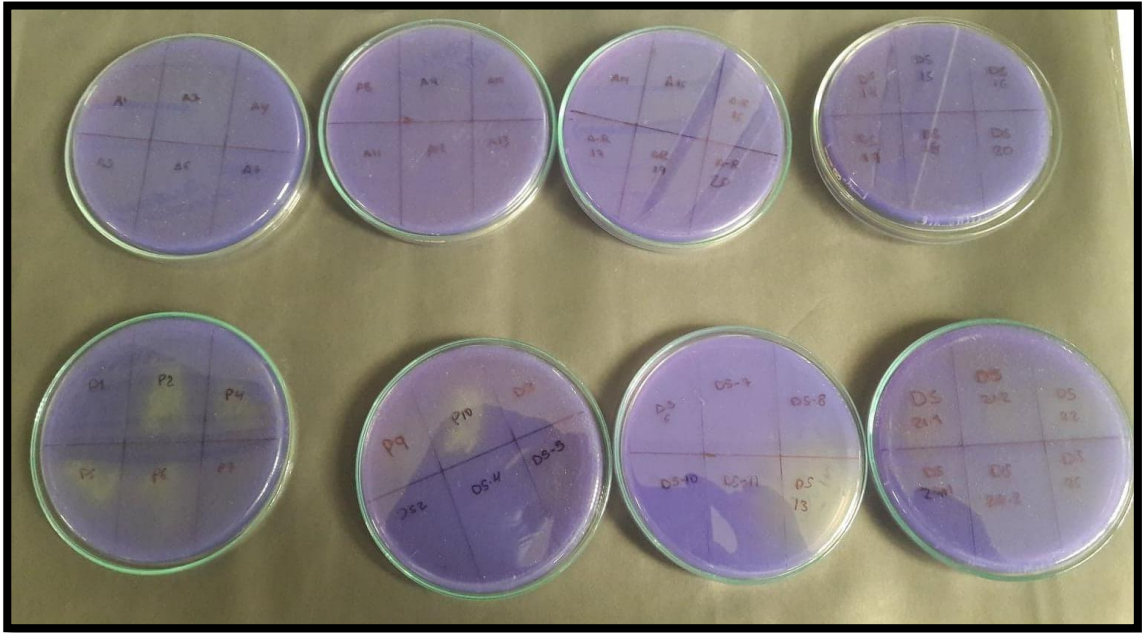
8.1. Panel fotográfico



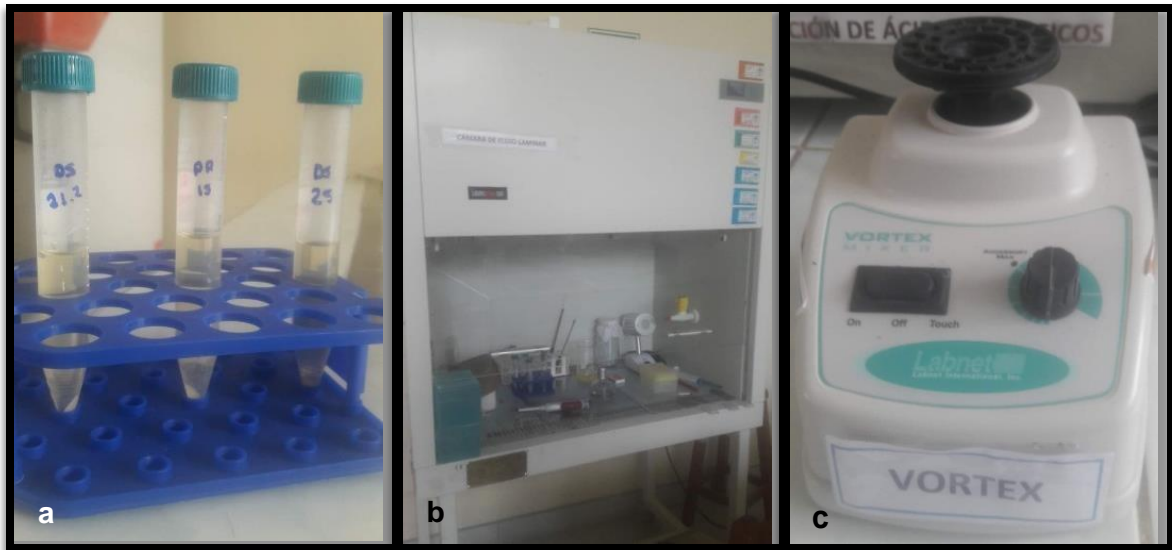
Anexo 1. Análisis de las concentraciones de fosfatos en el Espectrofotómetro UV-VIS.



Anexo 2. Ensayos de prueba de cinética de adsorción.



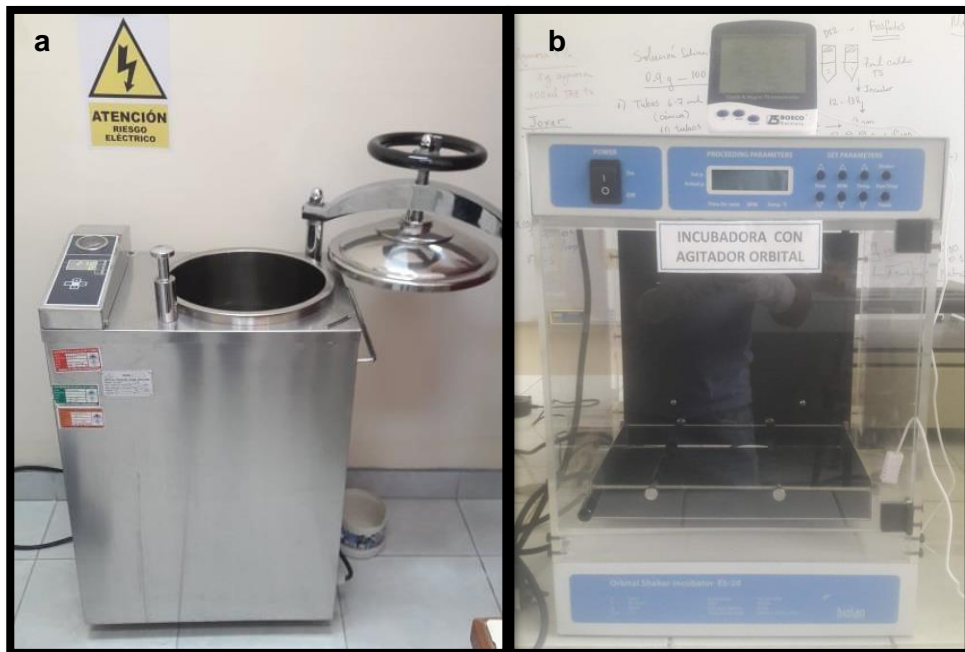
Anexo 3. Ensayo de medio de cultivo de fosfatos.



Anexo 4. (a) Cepas bacterianas. (b) Cámara de flujo laminar. (c) Vórtex.



Anexo 5. (a) Molino martillo. (b) Horno mufla.



Anexo 6. (a) Autoclave. (b) Incubadora con agitador orbital.



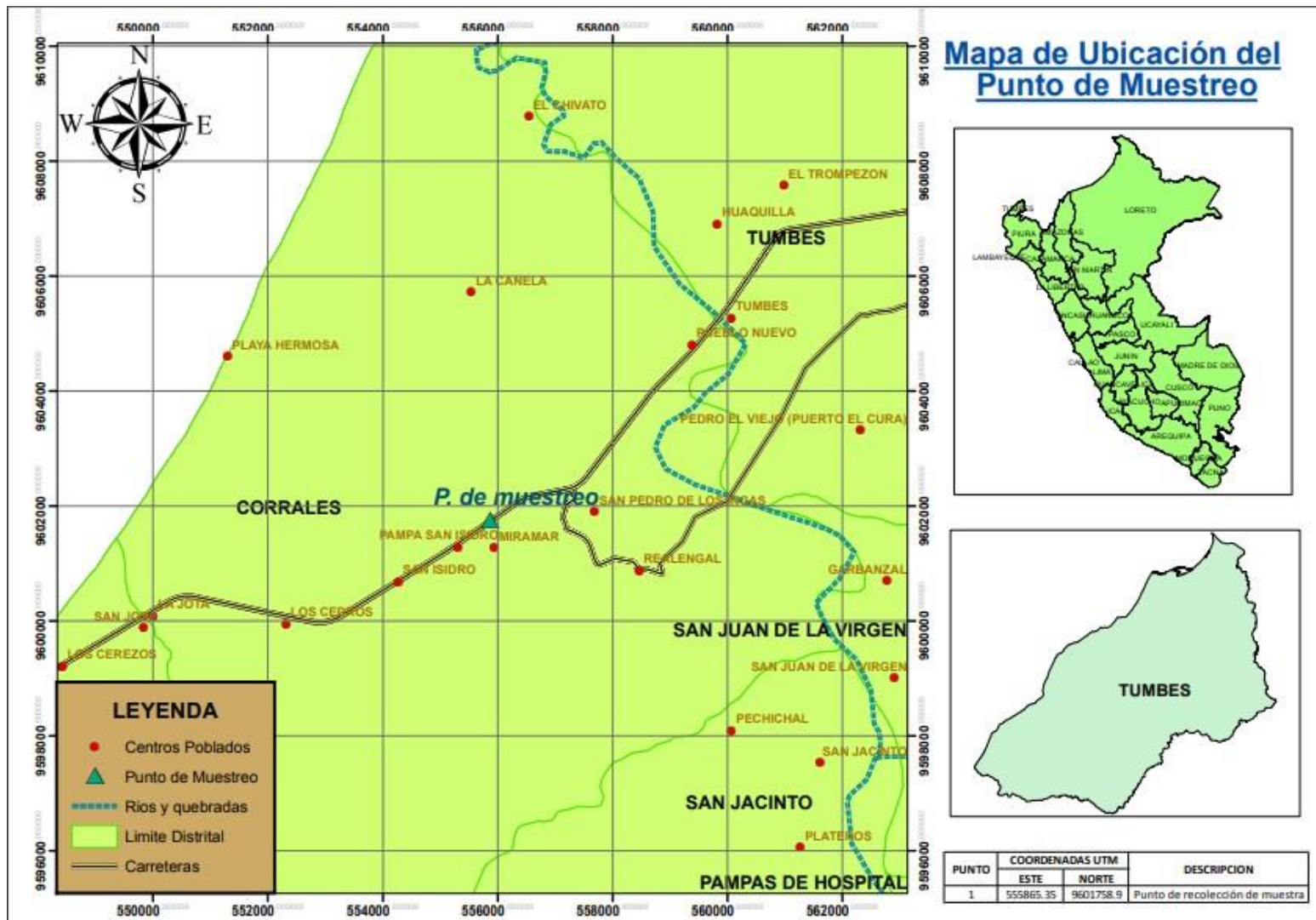
Anexo 7. Horno tubular.



Anexo 8. Novatouch LX4 surface area and pore size analyzer.



Anexo 9. Equipo de espectrofotometría infrarroja.



Anexo 10. Mapa de ubicación de recolección de la muestra en la Región Tumbes

8.2. Tablas con valores numéricos

Anexo 11. Resultados de cinética de adsorción de fosfatos con Dosis 1g/L de biocarbón de raquis de banano.

Dosis 1 g/L de biocarbón de raquis de banano					
Tiempo	R-1	R-2	R-3	R-4	Promedio
T-0	9,15	9,15	9,15	9,15	9,15±1,09
T-5	6,24	6,30	6,32	6,00	6,30±2,01
T-10	5,73	5,76	5,79	5,80	5,77±2,39
T-15	5,65	5,67	5,69	5,73	5,68±2,45
T-20	5,37	5,39	5,41	5,41	5,40±2,65
T-30	5,07	5,09	5,11	5,17	5,11±2,85
T-60	5,43	5,45	5,46	5,48	5,45±2,61
T-90	5,53	5,56	5,58	5,58	5,56±2,54
T-120	5,92	5,97	6,00	6,02	5,97±2,24
T-180	5,89	5,95	5,98	6,01	5,96±2,25
T-240	5,88	5,92	5,96	5,99	5,94±2,27

Anexo 12. Resultados de cinética de adsorción de fosfatos con dosis 3g/L de biocarbón de raquis de banano.

Dosis 3 g/L de biocarbón de raquis de banano					
Tiempo	R-1	R-2	R-3	R-4	Promedio
T-0	9,15	9,15	9,15	9,15	9,15±1,09
T-5	6,14	6,14	6,16	6,20	6,13±2,11
T-10	5,89	5,92	5,94	5,96	5,93±2,12
T-15	5,30	5,32	5,35	5,37	5,34±2,13
T-20	5,45	5,46	5,49	5,51	5,48±2,14
T-30	4,75	4,77	4,79	4,82	4,78±2,15
T-60	5,96	5,98	6,01	6,04	6,00±2,16
T-90	5,37	5,38	5,41	5,42	5,39±2,75
T-120	6,20	6,24	6,21	6,26	6,24±2,18
T-180	5,78	5,82	5,83	5,86	5,82±2,19
T-240	5,93	5,96	5,95	5,90	5,93±2,20

Anexo 13. Resultados de cinética de adsorción de fosfatos con dosis 5 g/L de biocarbón de raquis de banano

Dosis 5 g/L de biocarbón de raquis de banano					
Tiempo	R-1	R-2	R-3	R-4	Promedio
T0	9,15	9,15	9,15	9,15	9,15 ± 1,09
T5	6,49	6,52	6,54	6,56	6,53 ± 1,85
T10	6,10	6,10	6,13	6,16	6,12 ± 2,14
T15	5,24	5,26	5,27	5,28	5,26 ± 2,75
T20	5,48	5,50	5,51	5,53	5,51 ± 2,57
T30	5,45	5,47	5,48	5,49	5,47 ± 2,60
T60	4,70	4,71	4,74	4,77	4,73 ± 3,13
T90	5,28	5,30	5,31	5,33	5,30 ± 2,72
T120	6,42	6,43	6,46	6,49	6,45 ± 1,91
T180	6,52	6,52	6,55	6,56	6,53 ± 1,85
T240	5,85	5,87	5,89	5,9	5,87 ± 2,32

Anexo 14. Resultado de cinética con dosis 3g/L de biocarbón de raquis de banano.

RESULTADOS DE LAS 3 DOSIS			
Tiempo	Dosis 1g/L	Dosis 3g/L	Dosis 5g/L
0	9,15	9,15	9,15
5	6,25	6,13	6,49
10	5,73	5,89	6,1
15	5,65	5,3	5,24
20	5,37	5,45	5,48
30	5,07	4,75	5,45
60	5,43	5,96	4,7
90	5,53	5,37	5,28
120	5,92	6,2	6,42
180	5,9	5,78	6,52
240	5,89	5,93	5,85

Anexo 15. Resultado de degradación con bacteria Citrobacter portucalensis strain (BDS25).

Bacteria DS25					
Tiempo	R-1	R-2	R-3	R-4	Promedio
T-0	10,98	10,98	10,98	10,98	10,98
T-5	10,09	10,09	10,09	10,09	10,09
T-10	9,68	9,68	9,68	9,68	9,68
T-15	10,34	10,48	10,34	10,48	10,41
T-20	9,08	9,21	9,43	9,43	9,29
T-30	9,78	9,78	9,88	9,88	9,83
T-60	8,58	8,63	8,63	8,63	8,62
T-90	9,08	9,14	9,14	9,28	9,16
T-120	8,49	8,53	8,58	8,58	8,55
T-180	7,76	7,82	7,88	7,85	7,83
T-240	8,53	8,58	8,63	8,68	8,61

Anexo 16. Resultados de cinética con bacteria Citrobacter freundii (BA15).

Bacteria AR15					
Tiempo	R-1	R-2	R-3	R-4	Promedio
T-0	10,98	10,98	10,98	10,98	10,98
T-5	10,48	10,48	10,48	10,48	10,48
T-10	9,98	9,98	9,98	9,98	9,98
T-15	10,63	10,63	10,63	10,63	10,63
T-20	9,6	9,6	9,69	9,6	9,62
T-30	10,34	10,34	10,48	10,63	10,45
T-60	13,76	13,76	13,76	13,76	13,76
T-90	9,28	9,36	9,43	9,51	9,4
T-120	9,02	9,14	9,14	9,21	9,13
T-180	7,31	7,31	7,36	7,38	7,34
T-240	12	12	11,68	12	11,92

Anexo 17. Resultado de cinética con bacteria *Escherichia coli* strain (BS21.2).

Bacteria DS 21.2					
Tiempo	R-1	R-2	R-3	R-4	Promedio
T-0	10,98	10,98	10,98	10,98	10,98
T-5	9,88	9,88	9,88	9,88	9,88
T-10	9,98	9,98	9,98	9,98	9,98
T-15	7,22	7,22	7,22	7,22	7,22
T-20	10,21	10,21	10,21	10,34	10,25
T-30	10,63	10,63	10,63	10,8	10,67
T-60	13,76	13,76	13,76	13,76	13,76
T-90	9,51	9,69	9,78	9,69	9,67
T-120	9,78	9,78	9,88	9,88	9,83
T-180	8,2	8,27	8,27	8,31	8,26
T-240	9,51	9,6	9,6	9,78	9,62

Anexo 18. Resultados de las 3 cepas de bacteria, *Citrobacter freundii* (BAR15), *Citrobacter portucalensis* strain (BDS25) y *Escherichia Coli* strain (BDS21.2).

Resultado de las 3 bacterias			
Tiempo	B-DS25	B-AR15	B-DS21.1
T-0	10,98	10,98	10,98
T-5	10,09	10,48	9,88
T-10	9,68	9,98	9,98
T-15	10,41	10,63	7,22
T-20	9,29	9,62	10,25
T-30	9,83	10,45	10,67
T-60	8,62	13,76	13,76
T-90	9,16	9,4	9,67
T-120	8,55	9,13	9,83
T-180	7,83	7,34	8,26
T-240	8,61	11,92	9,62

Anexo 19. Resultados de las muestras combinadas con efluente agrícola.

BIOCARBON DOSIS DE 1 g/L + BACTERIAS (AR15)					
Tiempo	R1	R2	R3	R4	Promedio
T0	1,09	1,09	1,09	1,09	1,09
T5	0,99	0,99	0,99	0,99	0,99
T10	0,94	0,95	0,95	0,95	0,95
T15	0,87	0,88	0,88	0,88	0,88
T20	0,85	0,85	0,85	0,85	0,85
T30	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8
T60	0,82	0,82	0,82	0,82	0,82
T90	0,7	0,7	0,69	0,69	0,7
T120	0,81	0,81	0,81	0,81	0,81
T180	0,48	0,48	0,48	0,48	0,48
T240	0,42	0,41	0,41	0,42	0,41

Anexo 20. Resultado de Secuenciación de bacterias del Proyecto

Código de secuenciación	Especie bacteriana más cercana	Max Score	Total Score	Query Cover	E value	Per. Ident	Accession
DS1	Acinetobacter sp. BAB-5218	1312	1312	98%	0.0	99.72%	KU571546.1
DS2	Aeromonas hydrophila strain DLFNQ-1	1360	1360	100%	0.0	100.00%	MK142306.1
DS3	Aeromonas veronii strain SPM4	981	981	100%	0.0	97.53%	MK659586.1
DS4	Myroides marinus strain WWi208	1280	1280	97%	0.0	99.43%	MH396758.1
DS5	Shigella sonnei strain FC1428	1358	8089	100%	0.0	100.00%	CP041322.1
DS6	Acinetobacter sp. WCHAc010034	1345	9318	100%	0.0	100.00%	CP032279.1
DS7	Myroides phaeus strain RCB168	1210	1210	96%	0.0	97.60%	KT260380.1
DS8	Wautersiella falsenii genomovar 2	1304	1304	100%	0.0	98.90%	AM238678.1
DS10	Enterobacter cloacae strain OS5.9	1341	1341	100%	0.0	99.59%	KX242265.1
DS11	Exiguobacterium sp. strain Firmi-55	1395	1395	100%	0.0	100.00%	MH683144.1
DS12	Acinetobacter sp. strain SH45	989	989	99%	0.0	99.45%	MN093329.1
DS13	Klebsiella pneumoniae strain F89-1	1354	10665	100%	0.0	100.00%	CP026159.1
DS14	Secuencia con ruido de fonfo	0	0	0%	0	0	0
DS15	Empedobacter falsenii strain MC10	785	785	100%	0.0	100.00%	MH444517.1
DS16	Exiguobacterium aestuarii strain TF-16(T)	955	955	100%	0.0	99.81%	MK744597.1

Código de secuenciación	Especie bacteriana más cercana	Max Score	Total Score	Query Cover	E value	Per. Ident	Accession
DS17	Shigella flexneri 2002017	1362	9409	100%	0.0	100.00%	CP001383.1
DS18	Secuencia con ruido de fonfo	0	0	0%	0	0	0
DS19	Aeromonas caviae GSH8M-1	1354	13347	100%	0.0	99.86%	AP019195.1
DS20	Aeromonas caviae GSH8M-1	1356	13366	100%	0.0	99.86%	AP019195.1
DS211	Escherichia coli strain ASE42	1356	1356	100%	0.0	100.00%	MK775239.1
DS212	Escherichia coli strain ASE42	1356	1356	100%	0.1	100.00%	MK775239.1
DS22	Secuencia con ruido de fonfo	0	0	0%	0	0	0
DS241	Acinetobacter radioresistens DSM 6976	1347	8083	100%	0.0	100.00%	AP019740.1
DS242	Citrobacter freundii complex strain ABFQG	1356	10592	100%	0.0	100.00%	CP036435.1
DS25	Citrobacter portucalensis strain Effluent_1	1356	10846	100%	0.0	100.00%	CP039327.1
DS26	Aeromonas caviae GSH8M-1	1363	13395	100%	0.0	100.00%	AP019195.1
DS28	Shewanella sp. ANA-3	1351	11998	100%	0.0	99.86%	CP000469.1
DS29	Bacillus firmus strain SML_M40	1262	1262	100%	0.0	98.46%	MG937614.1
DS30	Secuencia con ruido de fonfo	0	0	0	0	0	0