

EVALUACIÓN DEL BIOCARBÓN DE RAQUIS DE BANANO COMO ADSORBENTE DE AS EN SOLUCIONES ACUOSAS

ASSESSMENT OF BANANA RACHIS BIOCHAR AS AN ADSORBENT FOR ARSENIC IN AQUEOUS SOLUTIONS

Scarlet Karelys Arévalo España¹

María José Sarango Jaramillo²

Jaime Enrique Maza Maza³

Hugo Ítalo Romero Bonilla⁴

Cómo citar: Arévalo España, S., Sarango Jaramillo, M., Maza Maza, J., & Romero Bonilla, H. (2025). Evaluación del biocarbón de raquis de banano como adsorbente de As en soluciones acuosas. *Conocimiento Global*, 10(S1Especial), 71-85. <https://doi.org/10.70165/cglobal.v10iS1.570>

Resumen

La contaminación del agua por arsénico supone un problema ambiental y de salud pública en el mundo. La presente investigación tiene como objetivo determinar la capacidad adsorbente del biocarbón de raquis de banano activado en la remoción de arsénico en soluciones acuosas. Se aplicaron cuatro tratamientos (5, 10, 15 y 20 gramos) y un testigo, en relación con el tiempo de contacto (1, 2 y 3 horas) a pH inicial 3. Se caracterizó morfológica y estructuralmente al biocarbón utilizando microscopía electrónica de barrido. Además, se calculó el porcentaje de adsorción de arsénico y se utilizaron las isotermas de Langmuir y Freundlich para determinar el comportamiento adsorbente del biocarbón. Los resultados evidencian que usar 15 gramos de biocarbón en menor tiempo (1 hora), ofrece resultados de porcentaje de adsorción de 95,14 %. La microscopía electrónica demostró una mejora en la estructura porosa del biocarbón luego de la activación. La isotermas indicaron que ambos modelos se ajustaron mejor al tratamiento con 15 gramos de biocarbón ($R^2 = 0,9989$). En conclusión, el biocarbón de raquis de banano activado es una alternativa eficiente, económica y sostenible para la remoción de arsénico en soluciones acuosas, aprovechando residuos agroindustriales para contribuir en la mitigación de impactos ambientales.

Palabras claves: Biocarbón, raquis de banano, arsénico, morfología del biocarbón, isotermas de adsorción.

Abstract

Arsenic contamination of water is an environmental and public health problem in the world. The objective of this research is to determine the adsorptive capacity of activated banana rachis biochar in the removal of arsenic in aqueous solutions. Four treatments (5, 10, 15 and 20 grams) and a

Recepción: 25 de Febrero de 2025/ Evaluación: 30 de Marzo de 2025/ Aprobado: 05 de Junio de 2025

1 Estudiante de Ing. Ambiental, Universidad Técnica de Machala, Ecuador. Email: sarevalo4@utmachala.edu.ec
ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-6439-1424>

2 Estudiante de Ing. Ambiental, Universidad Técnica de Machala, Ecuador. Email: msarango10@utmachala.edu.ec
ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-3050-3085>

3 Magister en Impactos Ambientales. Docente de la Universidad Técnica de Machala, Ecuador, Email: jemaza@utmachala.edu.ec
ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-4845-5165>

4 PhD. En Ciencias Ambientales. Docente de la Universidad Técnica de Machala, Ecuador. Email: hromero@utmachala.edu.ec
ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-7846-0512>



control were applied in relation to the contact time (1, 2 and 3 hours) at initial pH 3. The biochar was characterized morphologically and structurally using scanning electron microscopy. In addition, the percentage of arsenic adsorption was calculated and the Langmuir and Freundlich isotherms were used to determine the adsorption behavior of the biochar. The results show that using 15 grams of biochar in a shorter time (1 hour) gives adsorption percentage results of 95.14 %. Electron microscopy showed an improvement in the porous structure of biochar after activation. The isotherms indicated that both models fitted better to the treatment with 15 grams of biochar ($R^2 = 0.9989$). In conclusion, activated banana rachis biochar is an efficient, economical and sustainable alternative for the removal of arsenic in aqueous solutions, taking advantage of agro-industrial wastes to contribute to the mitigation of environmental impacts.

Keywords: Biochar, banana rachis, arsenic, biochar morphology, adsorption isotherms.

Introducción

El agua es un factor muy importante para los organismos porque hace posible un adecuado funcionamiento de los ecosistemas y para el progreso de la economía y la sociedad; a pesar de ello, la presencia de contaminantes como metales pesados afecta su calidad, dado su elevado grado de toxicidad y persistencia (Monib et al., 2024). Algunos de estos metales –en pequeñas concentraciones– son necesarios para los procesos naturales, pero su exposición puede causar efectos adversos a altas concentraciones (Mitra et al., 2022). El arsénico (As), plomo (Pb), mercurio (Hg) y cadmio (Cd) son metales que provienen sobre todo de actividades de tipo antropogénico como, por ejemplo, minería, agricultura, industria química, metalurgia o mal manejo de desechos sólidos, etc., (Razzaq et al., 2023). También el As se considera un metal de interés, y llega al medio ambiente debido a procesos naturales como erupciones volcánicas, erosión de rocas, actividades biológicas y reacciones geoquímicas, donde se lixivian y erosionan suelos transportando entre 2380×10^8 a 612×10^8 gramos de As por año (Ahmed et al., 2022).

El Arsénico (As) es un contaminante altamente tóxico, de hecho, según Briffa et al. (2020), dosis a partir de 2mg/ kg son mortales para el ser humano. El agua contaminada con As, a largo plazo, causa problemas de salud entre los que se encuentran el cáncer, enfermedades cardiovasculares, lesiones cutáneas, daños neurológicos, alteraciones gastrointestinales, etc., (Alka et al., 2021). Estos efectos adversos subrayan la necesidad de llevar a cabo mecanismos de eliminación de metales pesados en los cuerpos de agua, con el objetivo de asegurar la calidad del agua, los ecosistemas y la salud de las personas. Por ese motivo, han surgido diferentes estrategias de eliminación de estos elementos, donde encontraremos métodos físicos como el intercambio iónico, las tecnologías de membranas y la adsorción, y métodos químicos como la precipitación química y las tecnologías electrocinéticas; además de métodos biológicos como la fitorremediación (Sun et al., 2022) siendo la adsorción un método muy interesante, económico, de fácil operación y de fácil implementación (Alka et al., 2021).

La contaminación por As en el agua es causada por actividades como minería, agricultura o prácticas industriales; el problema de contaminación del agua es mundial y muchas regiones tienen concentraciones de As superiores al límite establecido por la OMS de 10 $\mu\text{g/L}$ (Organización Mundial de la Salud, 2022). En Asia, países como India y China informan de concentraciones entre 100 y 200 $\mu\text{g/L}$, mientras que en Bangladesh se han registrado concentraciones de hasta 50 $\mu\text{g/L}$ (Chakraborty et al., 2020; He et al., 2020; Huq et al., 2020). Como consecuencia de la minería, las concentraciones por encima de los 100 $\mu\text{g/L}$ son comunes en los países que conforman el continente africano, como Ghana y Sudáfrica (Shaji et al., 2021).

En Oceanía, en el país de Australia las concentraciones de As son superiores a 50 µg/L (He et al., 2020). En el continente americano, los datos informaron que México presenta concentraciones de más de 150 µg/L y en Argentina los niveles llegan a 535 µg/L (Frisbie & Mitchell, 2022).

En Ecuador los niveles de As en cuerpos de agua de la región Sierra superan un 40 y 60% los límites permitidos, en el Río Tomebamba, en temporada de lluvias, las concentraciones de As van de 0 a 28 µg/L por el uso intensivo de pesticidas y erosión de sedimentos contaminados (Pautacalle et al., 2021). Según un estudio de Aveiga et al., (2020), en la región Costa, provincia de Manabí, en el Río Carrizal se reportan concentraciones de As de hasta 35,64 µg/L. Por otro lado, en la provincia de El Oro, parroquia de Puerto Bolívar, cantón Machala, se clausuró temporalmente la planta potabilizadora de agua González Rubio, tras situaciones de concentración de As que excedían los límites permitidos, afectando la disponibilidad de agua potable a 12,000 habitantes de 15 barrios (Agencia Nacional de Regulación, Control y Vigilancia Sanitaria (ARCSA), 2025).

En la actualidad, existen pocos estudios que aborden el uso de biomasa vegetal para la eliminación de metales pesados. La mayoría de las investigaciones se basan en métodos convencionales como oxidación/reducción, coagulación, tratamiento electroquímico, intercambio iónico y precipitación. Estos enfoques tradicionales presentan desventajas significativas, entre las que se incluyen elevados costos operativos iniciales, la utilización de productos químicos, la generación de lodos altamente tóxicos y los gastos asociados a su tratamiento (Mohammad Zeeshan Ansari et al., 2023).

De acuerdo con Savastru et al. (2022), una alternativa que puede contribuir a la sostenibilidad ambiental es aprovechar residuos no utilizados transformándolos en materiales adsorbentes eficaces. Por esta razón, el empleo de biomasa vegetales ha emergido como una opción ecológica y sostenible para la adsorción de metales pesados en cuerpos de agua. Diversos tipos de biomasa han demostrado ser útiles en la remoción de metales pesados, incluyendo cáscaras de banano, naranja, mandarina, arroz, manzana, verduras y limón, entre otros (Šehović et al., 2022).

En este sentido, la presente investigación tiene como objetivo evaluar el biocarbón de raquis de banano como adsorbente de As en soluciones acuosas, con la finalidad de brindar una respuesta ambientalmente sostenible en la remediación de aguas contaminadas por metales pesados.

Metodología

Área de estudio

La investigación se realizó en el Laboratorio de Nano Instrumentos, en la Facultad de Ciencias Químicas y de la Salud en la Universidad Técnica de Machala (UTMACH), provincia de El Oro, sur litoral del Ecuador. El sector cuenta con una temperatura promedio de 24°C y una humedad relativa media de 90%, correspondiendo a una zona húmeda tropical.

Reactivos

Se utilizaron reactivos como el Ácido clorhídrico (HCl) para la activación química del biocarbón del raquis del banano, arsénico (As) para contaminar la solución, agua destilada para la preparación de soluciones y el lavado del biocarbón y ácido nítrico (HNO₃) para la conservación de las muestras.

Método de investigación

Se utiliza la metodología descriptivo-experimental, que combina la descripción detallada del fenómeno estudiado con la implementación de un procedimiento controlado para la recopilación de datos (Vizcaíno Zúñiga et al., 2023). De esta manera, se puede analizar la

capacidad adsorbente del biocarbón activado del raquis de banano, considerando los factores que determinan la adsorción de As, como el tiempo de contacto, la concentración del bioadsorbente y el pH inicial.

El proceso investigativo sigue varias etapas: 1) Revisión bibliográfica: artículos científicos y normativas e informe nacionales e internacionales; 2) Proceso experimental: clasificación y preparación del raquis de banano, carbonización y activación del biocarbón, preparación de la solución sintética de As y evaluación de la concentración de As luego del proceso de bioadsorción; 3) Análisis de microscopía electrónica de barrido (SEM). Tal como se tallada en la figura (1)

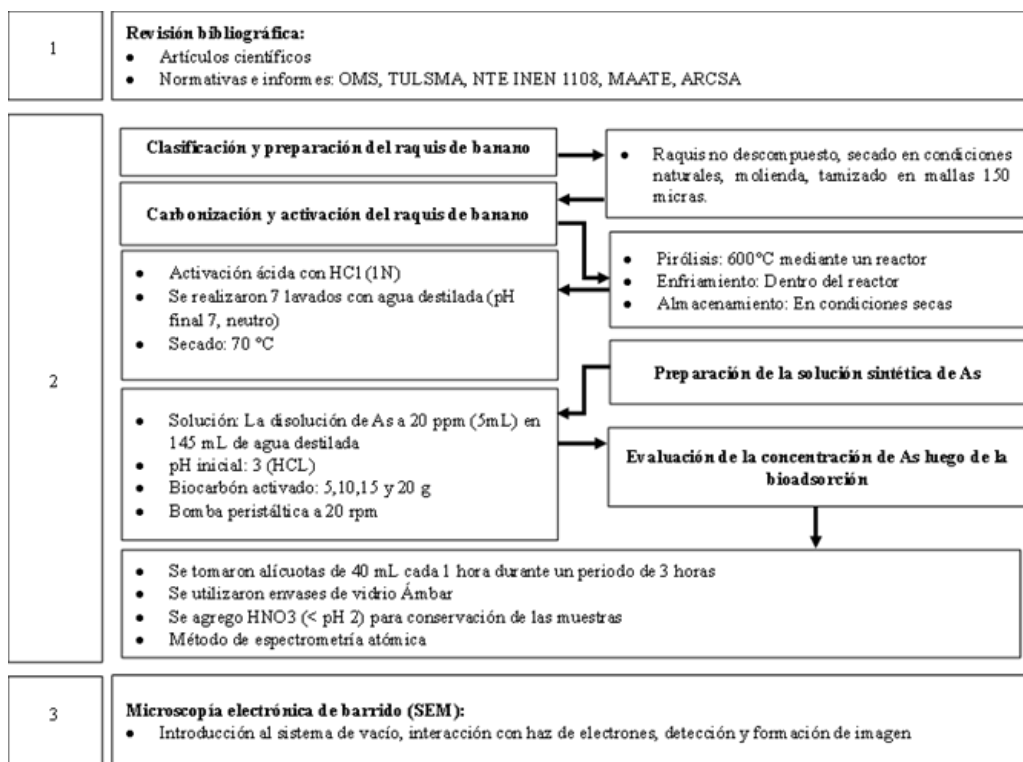


Figura 1. Diagrama de flujo de la metodología

Fuente: Elaboración propia

Clasificación y preparación del raquis de banano

La materia prima fue recolectada en una plantación de banano orgánica, seleccionando el raquis de banano que se encontraba en buen estado, es decir, que no presentaba signos de descomposición. Posteriormente, se sometió a un proceso de secado a temperatura en condiciones naturales para eliminar la humedad residual. El material se cortó en trozos homogéneos de aproximadamente 4 a 6 cm de diámetro, luego, se utilizó un molino para reducir aún más el tamaño de las partículas y finalmente se tamizó con mallas de aproximadamente 150 micras de diámetro para asegurar la uniformidad del material obtenido.

Carbonización y activación del biocarbón de raquis de banano

El material obtenido en el proceso anterior se secó a una temperatura aproximada de 150 °C con el objetivo de reducir su humedad. Posteriormente, se colocó en un horno donde la temperatura se mantuvo a 600 °C. Esto provocó la fractura de algunos enlaces químicos y la posterior liberación de compuestos volátiles, seguido por un proceso de enfriamiento, dando como resultado un material con alto contenido de carbono y porosidad significativa.

Se llevó a cabo la activación del biocarbón mediante un proceso químico. Para esto, se sumergieron 83,93 g de biocarbón en una solución compuesta por 21 mL de HCl (1N) disueltos en 250 mL de agua destilada durante 30 minutos, con el fin de aumentar la porosidad superficial e incentivar la formación de grupos funcionales ácidos, lo cual resulta en una mejora en la capacidad de adsorción (Wang et al., 2023).

Diseño experimental para la adsorción de As mediante biocarbón activado

Se aplicaron cuatro tratamientos utilizando diferentes cantidades de biocarbón activado (5, 10, 15 y 20g). Cada tratamiento fue colocado en una solución acuosa de 145 mL H₂O destilada + 5 mL de As a una concentración de 20 ppm, dando un total de 150 mL de solución. Para conocer la concentración inicial de As, se consideró un tratamiento sin biocarbón (testigo). Todas las soluciones fueron ajustadas a un pH de 3 (ácido) agregando HCl como regulador para la muestra inicial. Posteriormente, los tratamientos fueron puestos en proceso de recirculación utilizando una bomba peristáltica a 20 rpm. Durante 3 horas, se tomaron muestras de 40 mL cada hora, para las diferentes concentraciones de bioadsorbente (Tabla 1). Las muestras recolectadas se analizaron mediante el método de espectrometría de absorción atómica (AAS), donde un haz de luz pasa a través de la muestra, para medir la cantidad de luz adsorbida por los átomos a una longitud de onda característica (Arcos-Logroño y Ibáñez-Moreno, 2021).

Tabla 1. Diseño experimental para la adsorción de As; tratamientos y variables independientes

Biomasa	Tratamientos	Solución de As (mL)	Concentración del biocarbón (g)	Tiempo de contacto (horas)	pH inicial	Flujo (min)
	Testigo		0	0		0
Biocarbón de raquis de banano activado	T1	150	5	1, 2 y 3	3	20
	T2		10			
	T3		15			
	T4		20			

Fuente: Elaboración propia

Análisis morfológico del biocarbón con microscopía electrónica de barrido (SEM)

La morfología y estructura del biocarbón se determinaron usando la Microscopía Electrónica de Barrido de SEM que permite la toma de imágenes con alta resolución y de gran aumento. Un total de cuatro muestras fueron analizadas: el raquis de banano inicial que es la materia prima sin biocarbón, el biocarbón del raquis de banano no activado, el biocarbón del raquis de banano activado antes y después de la adsorción. Las imágenes se capturaron a un vacío de 0.10 Pascales (Pa) para mitigar la interferencia del aire, con un voltaje de aceleración de 10 a 15 kilovoltios (kV), que proporciona la energía necesaria para propulsar electrones necesarios para la formación de imágenes, a una distancia de trabajo de 6,91 a 7,19 milímetros (mm), que es la distancia de la muestra al detector.

La microscopía se realizó a varios niveles de magnificación; 1) 8,400x (raquis de banano inicial), 2) 10,500x (biocarbón del raquis de banano no activado), 3) 21,500x (biocarbón del raquis de banano activado antes de la adsorción) y 4) 14,000x (biocarbón del raquis de banano activado después de la adsorción), permitiendo así la observación de estructuras microscópicas con campos de visión en micrómetros que varían de 24,0 a 61,9 (μm). Las micrografías también fueron

procesadas digitalmente aplicando algoritmos de detección de bordes para acentuar la textura de las estructuras formadas, detectando los poros y partículas adheridas a la superficie del biocarbón.

Análisis de adsorción de As con biocarbón activado

El porcentaje de adsorción se calculó en función del tiempo de contacto y concentración del adsorbente, Tal como se explica en la ecuación 1 (Alacabey, 2022).

$$\text{Adsorción (\%)} \equiv \frac{(C_o - C_e)}{C_o} \times 100 \quad (1)$$

Donde; C_o , es la concentración inicial y C_e , es la concentración final de As en la solución (mg/L).

Los datos obtenidos fueron modelados a las isoterma de Freundlich y Langmuir, utilizadas para describir el equilibrio de adsorción en el tratamiento de aguas contaminadas. El modelo de Freundlich supone que la adsorción ocurre en superficies heterogéneas (López Hernández y Lacayo Romero, 2020). Para esto, se utilizó la ecuación 2.

$$\log q = \frac{1}{n} * \log C_e + \log k \quad (2)$$

Donde; k , es la constante de Freundlich; C_e , es la concentración en equilibrio y n , es el parámetro que representa la intensidad de la adsorción.

La isoterma de Langmuir plantea la formación de una monocapa del metal sobre una superficie adsorbente homogénea, usando los grupos parcialmente protonados del adsorbente (López Hernández y Lacayo Romero, 2020). En este caso, se emplea la ecuación 3.

$$\frac{1}{q} = \frac{1}{b * q_{m\acute{a}x}} + \frac{1}{q_{m\acute{a}x}} C_e \quad (3)$$

Donde; $q_{m\acute{a}x}$, es la capacidad máxima de adsorción (mg/g); b , parámetro relacionado con la afinidad del adsorbente por los iones de As y C_e , es la concentración en equilibrio.

Resultados

Adsorción de As con biocarbón activado

La Tabla 2, indica la concentración de As en los diferentes tratamientos, donde el testigo con valor de 22,90 mg/L es utilizado para el cálculo del porcentaje de adsorción. En T1, los porcentajes de adsorción se incrementan conforme aumenta el tiempo de contacto de 93,61% (1h) a 95,35% (3h). En T2, la adsorción fue de 94,70% (1h) teniendo un ligero aumento a 94,88% (2h) pero disminuyendo en la tercera hora a 92,70%. En T3 el porcentaje de adsorción es de 95,14% (1h), disminuyendo a 94,47% (2h) y aumentando levemente a 94,65% (3h). El T4 muestra valores que disminuyen de 94,93% (1h) a 93,81% (3h). Los resultados del porcentaje de adsorción para cada tratamiento, en relación con el tiempo de contacto, se representan en la Figura 2.

Tabla 2. Concentración y porcentaje de adsorción de As por tratamiento en relación con el tiempo de contacto

Tratamiento	Concentración (mg/L) y Porcentaje (%) de Adsorción de As por tiempos						
	0 h	1 h		2 h		3 h	
	mg/L	mg/L	%	mg/L	%	mg/L	%
Testigo	22,90						
T1		1,46	93,61	1,27	94,45	1,06	95,35
T2		1,21	94,70	1,17	94,88	1,67	92,70

T3	1,11	95,14	1,27	94,47	1,23	94,65
T4	1,16	94,93	1,17	94,88	1,42	93,81

Fuente: Elaboración propia

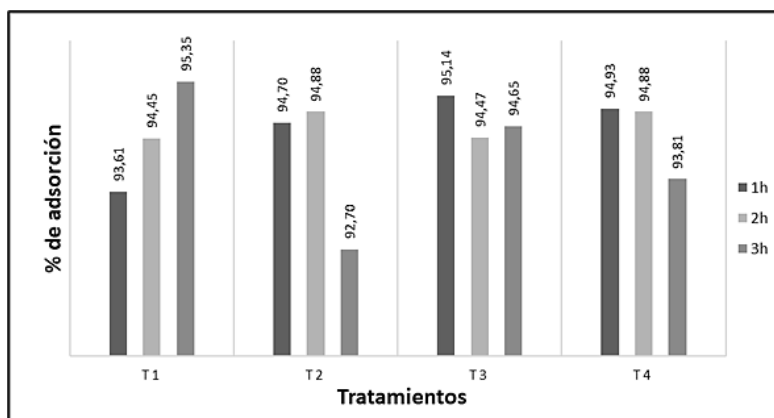


Figura 2: Porcentaje de adsorción del biocarbón de raquis de banano activado
Fuente: elaboración propia

Caracterización morfológica del biocarbón

La Figura 3 muestra la evolución morfológica del biocarbón del raquis de banano en sus cuatro niveles de magnificación utilizando microscopía electrónica de barrido. En la primera imagen (figura 3, 1a-1b) con una magnificación de 8,400x se observa una estructura compacta que presenta fibras lignocelulósicas intactas y sin presencia de poros visibles, con bordes alargados y continuos que son característicos de fibras vegetales que no han sido alteradas, indicando una mínima pérdida de porosidad superficial y textura interna que refleja canales lineales propios de las paredes celulares densas. Al aumentar la magnificación a 10,500x (figura 3, 2a-2b), la muestra del biocarbón sin activar presenta aproximadamente 324 poros irregulares con un área promedio de 182,4 μm^2 , evidenciándose bordes más definidos y una estructura porosa interconectada que mejora el acceso del As al interior del biocarbón, aumentando su potencial adsorbente.

La imagen a 21,500x de magnificación (figura 3, 3a-3b) del biocarbón activado antes de la adsorción refleja que la cantidad de poros aumento a 438 con un área promedio de 214 μm^2 , demostrando una superficie más rugosa, con mayor cantidad de cavidades y contornos bien marcados, indicando una superficie más desarrollada y mejor capacidad de interacción con los aniones de As. Finalmente, a magnificación de 14,000x (figura 3, 4a-4b) se reflejan 165 poros y un área promedio de 147,8 μm^2 , demostrando una reducción significativa debido a la obstrucción por As, además, se observa menor conectividad estructural y bordes más cerrados, confirmando que la activación mejora la porosidad y superficie específica, mientras que la adsorción reduce la estructura disponible al obstruir los poros.

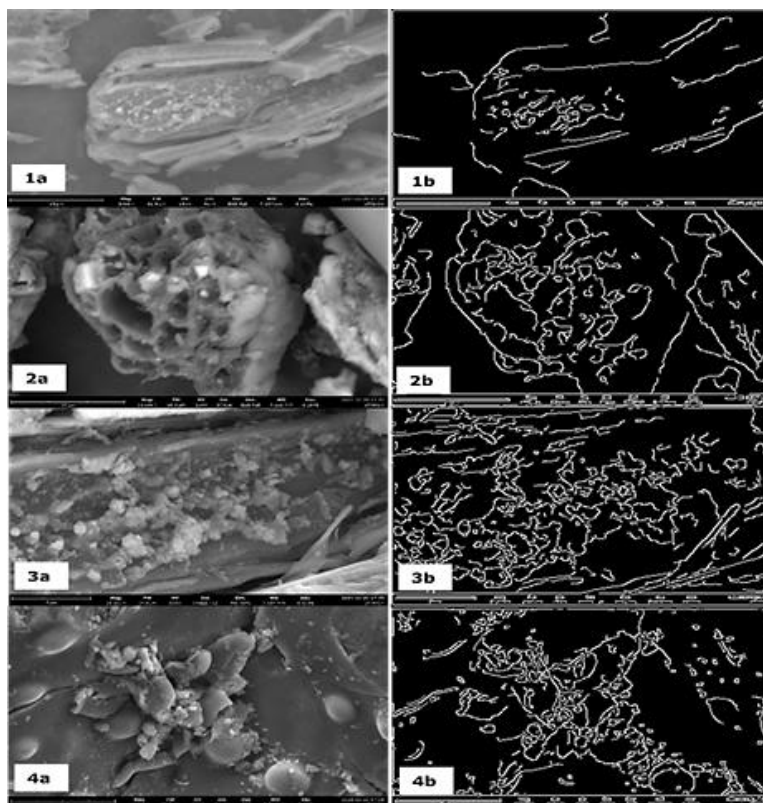


Figura 3: Caracterización morfológica de SEM por niveles de magnificación; 8,400x (1a-1b), 10,500x (2a-2b), 21,500x (3a-3b) y 14,000x (4a-4b)
 Fuente: elaboración propia

Isotermas de Adsorción de As

La Tabla 3 demuestra el ajuste adecuado de la adsorción de As al modelo de Freundlich, con coeficientes de determinación de R^2 entre 0,8833 y 0,9989, evidenciando una buena correlación entre los resultados obtenidos y el modelo. Los valores de $\log K$ y $1/n$ revelan un proceso de adsorción favorable sobre superficies heterogéneas, con capacidades de adsorción (K) entre 0,0035 a 0,0076. El T2 reflejó la mayor constante K y el mayor valor de n , sugiriendo una alta eficiencia de adsorción, aunque el mejor ajuste lineal se observó en el T3 ($R^2= 0,9989$). La figura 4 evidencia relaciones lineales positivas entre $\log C_e$ y $\log q$, confirmando el comportamiento típico del modelo de Freundlich, ya que la variación de las pendientes refleja diferencias en la heterogeneidad superficial del adsorbente. En conjunto, los resultados indican que la cantidad de biocarbón influye directamente en la eficiencia del proceso, siendo la concentración de 15 g la óptima antes de la posible saturación de sitios activos.

Tabla 3: Resultados de la isoterma de Freundlich para la adsorción de As en los 4 tratamientos

Isotermas de Freundlich				
	T1	T2	T3	T4
Ecuación	$y = 1,075x - 2,455$	$y = 0,8234x - 2,114$	$y = 1,0704x - 2,448$	$y = 0,9554x - 2,292$
R^2	0,9734	0,8833	0,9989	0,9655
($\log K$)	-2,4547	-2,1138	-2,4476	-2,2919
($1/n$)	1,075	0,8234	1,0704	0,9554

K	0,003509942	0,007694847	0,003567796	0,005106226
n	0,930232558	1,214476561	0,934230194	1,046682018

Fuente: elaboración propia

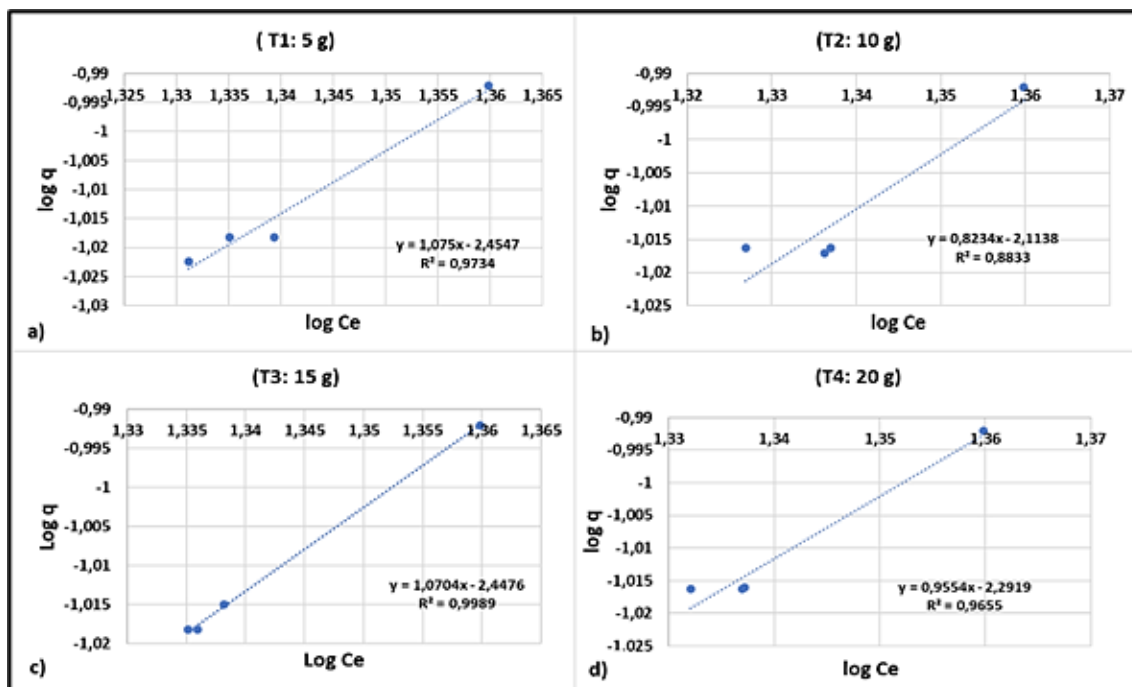


Figura 4: Isotermas de adsorción de Freundlich; T1:5 g (a), T2:10 g (b), T3:15 g (c), T4:20 g (d)
Fuente: elaboración propia

La Tabla 4 muestra que la adsorción de As sobre el biocarbón activado se ajusta adecuadamente al modelo de Langmuir, presentando coeficientes de determinación R^2 entre 0,8763 y 0,9989, evidenciando un proceso en monocapa sobre una superficie homogénea. En la figura 5, se observa una relación lineal positiva entre C_e/q_e y C_e para los cuatro tratamientos, con pendientes y ordenadas al origen que varían según la dosis de biocarbón utilizada, lo que sugiere diferencias en la afinidad y capacidad de adsorción del material. El tratamiento con 15 g (T3) presentó el mejor ajuste ($R^2 = 0,9989$), optimizando la retención de As antes de alcanzar la saturación. La capacidad máxima de adsorción (q_{max}) varió entre -1,4035 y 2,0889 mg/g, influenciada por la masa del adsorbente. Además, los valores negativos de la constante de Langmuir (b) en T1 y T3 podrían indicar interacciones competitivas o limitaciones en los sitios activos. En conjunto, los resultados destacan la eficacia del modelo de Langmuir y el efecto de la dosis del adsorbente sobre la eficiencia del proceso.

Tabla 4: Resultados de la isoterma de Langmuir para la adsorción de As para los 4 tratamientos

Isotermas de Langmuir				
	T1	T2	T3	T4
Ecuación	$y = 241,99x - 0,729$	$y = 183,16x + 1,871$	$y = 241,15x - 0,713$	$y = 214,24x + 0,479$
R^2	0,9723	0,8763	0,9989	0,9635
(1/ $q_{m\acute{a}x}$)	-0,7291	1,871	-0,7125	0,4787

$(1/b \cdot q_{\text{máx}})$	241,99	183,16	241,15	214,24
$Q_{\text{máx}}$	-1,371553971	0,534473544	-1,403508772	2,088991017
b	-0,003012934	0,010215112	-0,002954593	0,00223441

Fuente: elaboración propia

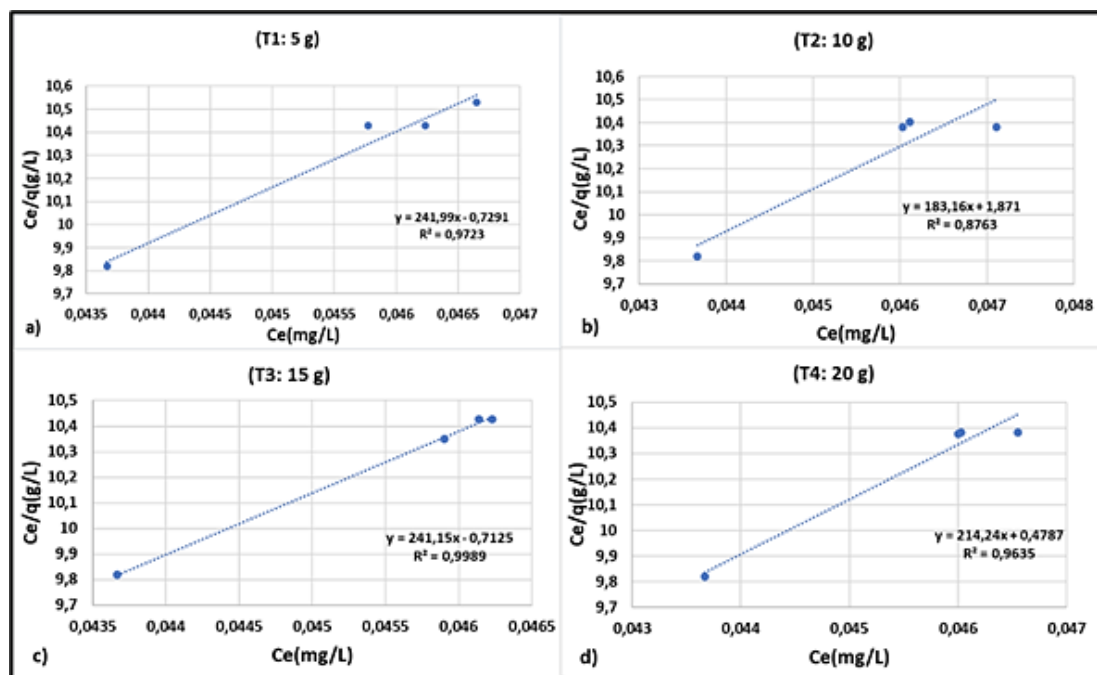


Figura 5: Isotermas de adsorción de Langmuir; T1:5 g (a), T2:10 g (b), T3:15 g (c), T4:20 g (d)

Fuente: elaboración propia

Discusión

Pocos estudios hacen uso de materiales vegetales para la remediación de As en el agua, mayormente se utilizan métodos convencionales que generan lodos altamente tóxicos que causan contaminación (Mohammad Zeeshan Ansari et al., 2023). El análisis de adsorción obtenido en la figura 2 indica que, usar una concentración de 5 g de biocarbón (T1), en 3 horas de contacto, alcanzó un porcentaje de adsorción mayor (95,35 %). Según Nasehir K et al. (2024), en su estudio de eliminación de As usando carbón activado de cáscaras de arroz menciona que, usar dosis pequeñas de adsorbente con altas concentraciones de As inicial, requieren de un mayor tiempo de contacto. De esta manera, el T1 actuó en 22,9 mg/L de As inicial, donde los sitios activos del adsorbente son limitados, provocando que el proceso de adsorción requiera más tiempo para alcanzar la fase de equilibrio.

Usar una concentración de biocarbón de 15 g (T3), en 1 hora de contacto, alcanza un porcentaje de adsorción importante (95,14 %). De acuerdo con Din et al. (2024), donde utiliza biocarbón de *Eleocharis dulcis* con Cu para eliminar As, se ha analizado el efecto del tiempo de contacto, revelando que la mayor adsorción ocurre en los 60 minutos iniciales. Esto demuestra que, en la primera hora de contacto, existe una adsorción rápida por la disponibilidad de sitios activos del adsorbente y de aniones de As en la solución. En cambio, en el transcurso de las horas, los sitios activos se vuelven limitados, dando como resultado una adsorción más lenta. Esto podría relacionarse con el aumento de pH en la solución conforme avanza el tiempo de interacción con el

biocarbón. Según Lin et al. (2017), en su estudio con biocarbón de tallo de maíz modificado con Fe-Mn para la eliminación de As, indican que la máxima adsorción ocurre en pH 3, es decir, usar un pH bajo confiere una carga positiva al biocarbón mejorando la adsorción de aniones As. De esta manera, se ha determinado que la mejor concentración de biocarbón para la remoción de As fue de 15 g (T3) a pH inicial 3.

Los resultados obtenidos en la figura 3 destacan la importancia del proceso de activación del biocarbón ya que mejora notablemente su estructura, desarrollando una red de poros más amplia y una superficie específica mayor, incrementando significativamente su capacidad para captar contaminantes. Según Wang et al. (2024), estos cambios estructurales generados por la activación aumentan la cantidad de grupos funcionales activos que se encuentran en la superficie del biocarbón, favoreciendo su eficiencia en procesos de adsorción ambiental. Asimismo, Perumal y Muralidharan (2025), señalan que al realizar una activación química se incrementa la microporosidad del biocarbón, mejorando su capacidad de adsorción con metales pesados y otros contaminantes. Cabe recalcar que los procesos de adsorción pueden alterar esta estructura, reduciendo la cantidad y el tamaño de los poros debido al bloqueo por los contaminantes retenidos. Zhang et al. (2024), demostraron que luego de varios ciclos de adsorción, los biocarbones activados lograron mantener su eficacia, sin embargo, es común observar una disminución en la accesibilidad interna debido al resultado del bloqueo parcial de los poros por los contaminantes retenidos, tal como se reflejó en la reducción de la porosidad luego de la adsorción del As (Figura 3, 4a-4b).

El comportamiento observado en los resultados obtenidos en la figura 4 evidencia el buen ajuste al modelo de Freundlich respecto al proceso de adsorción de As en el biocarbón activado. En los cuatro tratamientos, los coeficientes de determinación varían entre 0,8833 (T2) y 0,9989 (T3), indicando una buena correlación entre los datos obtenidos y el modelo. Según Jabbari et al. (2021), destacan que este modelo es el más adecuado para materiales con porosidad diversa, en donde la adsorción ocurre en varias capas. El T2 mostró el mayor valor de la constante K (0,0077) y un valor n de 1,21 demostrando una mayor capacidad de adsorción y afinidad del biocarbón con el As por la mejor disponibilidad de sitios activos. No obstante, el mejor ajuste lineal se registró en T3, con $R^2=0,9989$, sugiriendo que la dosis de 15 g de biocarbón permite un balance óptimo entre cantidad de adsorbente y sitios activos disponibles, de acuerdo con el estudio de Perwitasari (2022), quien afirma que un valor de n mayor que 1 indica una adsorción eficiente en superficies heterogéneas. Además, Sharma et al. (2024), afirman que el uso de biocarbón con estructuras porosas complejas facilita la adsorción de especies iónicas como el As, lo que concuerda con la alta capacidad observada en los tratamientos T2 y T3.

La modelación de Langmuir evidenció en la figura 5 un buen ajuste en el proceso de la adsorción de As sobre el biocarbón activado, indicando que la retención del contaminante ocurre en una sola capa y en sitios activos con características similares, tal como lo señalan Cayo-Domínguez et al. (2023), quienes observaron un comportamiento similar utilizando carbón activado de estructura nanoporosa obtenido de lodos orgánicos. En este caso, el T3 con 15 g demostró el mayor coeficiente de determinación ($R^2=0,9989$) indicando una adsorción eficiente antes de la saturación del material, lo que concuerda con el estudio de Abril y Celi (2024), al indicar que las dosis adecuadas de carbón activado optimizan la retención del contaminante. No obstante, la presencia de constantes negativas en algunos tratamientos podría estar relacionada con limitaciones estructurales del adsorbente o con interacciones competidoras en la solución, como lo advierte Tarazona Estrada (2023), quien encontró que la calidad del sitio activo puede afectar directamente la eficacia de la adsorción, incluso en condiciones favorables.

Conclusiones

El proceso de adsorción de As fue más eficiente utilizando 15 g de biocarbón activado (T3), logrando un 95,14 % de adsorción, en solo 1 hora de contacto. Usar 10 g de biocarbón activado (T2) es menos eficiente, logrando solo 92,70 % de adsorción en 3 horas de contacto. Uno de los factores a considerar en el proceso es la concentración inicial de As en la solución, es decir, a mayor concentración del metal, se necesita mayor cantidad de biocarbón para lograr la fase de equilibrio en menor tiempo. Se recomienda estudiar su comportamiento en condiciones reales, así como variables de pH y concentración de biocarbón, mismos que influyen en el proceso de adsorción para optimizar su aplicación en el tratamiento de aguas contaminadas con metales pesados.

La microscopia electrónica de barrido (SEM), evidenció que la activación acida reflejó mejores resultados en la estructura porosa del biocarbón, pasando de 354 a 438 poros aproximadamente, cambiando su carga superficial y mejorando la adsorción de aniones de As. Luego de la adsorción, se generó una disminución de poros debido al bloqueo por As, indicando que el proceso fue exitoso. El aprovechamiento de residuos agroindustriales, como el raquis de banano para la elaboración de biocarbón activado, es una alternativa eficiente, económica y sostenible para la remoción de As en soluciones acuosas.

Las isotermas de adsorción muestran que los datos se ajustan bien a ambos modelos, los valores de coeficiente de determinación en Langmuir van desde 0,8763 a 0,9989; mientras que los valores de R^2 en Freundlich van de 0,8833 a 0,9989. Ambos modelos se ajustan mejor al T3 con $R^2 = 0,9989$ indicando que este tratamiento es el más adecuado para la adsorción de As en soluciones acuosas a pH 3. Sin embargo, las constantes negativas de algunos tratamientos indican posibles limitaciones en la estructura del adsorbente o algunas alteraciones en la solución. Se recomienda estudiar su comportamiento en distintos contaminantes, evaluar su capacidad de reutilización y emplear nuevas metodologías de caracterización para mejorar su eficiencia en la remediación de aguas contaminadas.

Referencias bibliográficas

- Abrill Llanos, R. R., & Cerna Celi, J. E. (2024). Adsorción de arsénico utilizando carbón activado modificada en agua infiltrada de canal Chavimochic, Conache, Laredo.
- Agencia Nacional de Regulación, Control y Vigilancia Sanitaria (ARCSA). (2025). Clausura de la planta de tratamiento de agua potable González Rubio en Puerto Bolívar por presencia de arsénico (No. Boletín Nro. 002). <https://www.regulacionagua.gob.ec/en-machala-la-arcsa-clausuro-la-planta-de-tratamiento-de-agua-potable-gonzalez-rubio-por-presencia-de-arsenico-en-el-agua-que-excede-los-niveles-permitidos/>
- Ahmed, S. F., Kumar, P. S., Rozbu, M. R., Chowdhury, A. T., Nuzhat, S., Rafa, N., Mahlia, T. M. I., Ong, H. C., & Mofijur, M. (2022). Heavy metal toxicity, sources, and remediation techniques for contaminated water and soil. *Environmental Technology & Innovation*, 25, 102114. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.102114>
- Alacabey, İ. (2022). Antibiotic Removal from the Aquatic Environment with Activated Carbon Produced from Pumpkin Seeds. *Molecules*, 27(4), 1380. <https://doi.org/10.3390/molecules27041380>
- Alka, S., Shahir, S., Ibrahim, N., Ndejiko, M. J., Vo, D.-V. N., & Manan, F. A. (2021). Arsenic removal technologies and future trends: A mini review. *Journal of Cleaner Production*, 278, 123805. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123805>

- Arcos-Logroño, J. P., & Ibáñez-Moreno, W. X. (2021). *Justo Moises Narvaez-Brito III* justo.narvaez@esPOCH.edu.ec <https://orcid.org/0000-0001-6844-5549>. 6(9).
- Aveiga Ortiz, A. O., Noles Aguilar, P. J., Peñarrieta Macías, F., & Murgueitio Herrera, E. (2020). DISTRIBUCIÓN DE ARSÉNICO EN AGUA SUPERFICIAL Y SEDIMENTO EN LA CUENCA DEL RÍO CARRIZAL, MANABÍ - ECUADOR. *Revista de la Sociedad Química del Perú*, 86(3), 260-275. <https://doi.org/10.37761/rsqp.v86i3.299>
- Briffa, J., Sinagra, E., & Blundell, R. (2020). Heavy metal pollution in the environment and their toxicological effects on humans. *Heliyon*, 6(9), e04691. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e04691>
- Cayo, R., Montalvo, C., & Pampa, N. B. (2023). Cinética e isothermas de adsorción del arsénico (III) en solución acuosa mediante carbón activado con estructura nanoporosa obtenido de lodos orgánicos de aguas residuales. *Tecnología y ciencias del agua*, 14(6), 01-39. <https://doi.org/10.24850/j-tyca-14-06-01>
- Chakraborty, M., Sarkar, S., Mukherjee, A., Shamsudduha, M., Ahmed, K. M., Bhattacharya, A., & Mitra, A. (2020). Modeling regional-scale groundwater arsenic hazard in the transboundary Ganges River Delta, India and Bangladesh: Infusing physically-based model with machine learning. *Science of The Total Environment*, 748, 141107. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141107>
- Din, S. U., Khaqan, U., Imran, M., Al-Ahmary, K. M., Alshdoukhi, I. F., Carabineiro, S. A. C., Al-Sehemi, A. G., Kavil, Y. N., Alshehri, R. F., & Bakheet, A. M. (2024). Enhancing arsenic removal using Cu-infused biochar: Unravelling the influence of pH, temperature and kinetics. *Chemical Engineering Research and Design*, 203, 368-377. <https://doi.org/10.1016/j.cherd.2024.01.045>
- Frisbie, S. H., & Mitchell, E. J. (2022). Arsenic in drinking water: An analysis of global drinking water regulations and recommendations for updates to protect public health. *PLOS ONE*, 17(4), e0263505. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0263505>
- He, X., Li, P., Ji, Y., Wang, Y., Su, Z., & Elumalai, V. (2020). Groundwater Arsenic and Fluoride and Associated Arsenicosis and Fluorosis in China: Occurrence, Distribution and Management. *Exposure and Health*, 12(3), 355-368. <https://doi.org/10.1007/s12403-020-00347-8>
- Huq, Md. E., Fahad, S., Shao, Z., Sarven, M. S., Khan, I. A., Alam, M., Saeed, M., Ullah, H., Adnan, M., Saud, S., Cheng, Q., Ali, S., Wahid, F., Zamin, M., Raza, M. A., Saeed, B., Riaz, M., & Khan, W. U. (2020). Arsenic in a groundwater environment in Bangladesh: Occurrence and mobilization. *Journal of Environmental Management*, 262, 110318. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110318>
- Jabbari, R., & Ghasemi, N. (2021). Investigating Methylene Blue Dye Adsorption Isotherms Using Silver Nano Particles Provided by Aqueous Extract of *Tragopogon Bupthalmoides*. *Chemical Methodologies*, 5(1). <https://doi.org/10.22034/chemm.2021.118446>
- Lin, L., Qiu, W., Wang, D., Huang, Q., Song, Z., & Chau, H. W. (2017). Arsenic removal in aqueous solution by a novel Fe-Mn modified biochar composite: Characterization and mechanism. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 144, 514-521. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.06.063>
- López Hernández, M., & Lacayo Romero, M. (2020). Remoción de cromo hexavalente en aguas contaminadas utilizando cáscara de plátano (*Musa paradisiaca*) como adsorbente. *Revista Torreón Universitario*, 8(23), 73-83. <https://doi.org/10.5377/torreon.v8i23.9534>

- Mitra, S., Chakraborty, A. J., Tareq, A. M., Emran, T. B., Nainu, F., Khusro, A., Idris, A. M., Khandaker, M. U., Osman, H., Alhumaydhi, F. A., & Simal-Gandara, J. (2022). Impact of heavy metals on the environment and human health: Novel therapeutic insights to counter the toxicity. *Journal of King Saud University - Science*, 34(3), 101865. <https://doi.org/10.1016/j.jksus.2022.101865>
- Mohammad Zeeshan Ansari, A.K. Shukla, & Prabhat Kumar Patel. (2023). The utilization of cost-effective natural sorbents for the eradication of heavy metal contaminants from the real world-based adsorbate system. *World Journal of Advanced Research and Reviews*, 19(3), 1198-1207. <https://doi.org/10.30574/wjarr.2023.19.3.1962>
- Monib, A. W., Niazi, P., Azizi, A., Sediqi, S., & Baseer, A. Q. (2024). Heavy Metal Contamination in Urban Soils: Health Impacts on Humans and Plants: A Review. *European Journal of Theoretical and Applied Sciences*, 2(1), 546-565. [https://doi.org/10.59324/ejtas.2024.2\(1\).48](https://doi.org/10.59324/ejtas.2024.2(1).48)
- Nasehir Khan, M. N., Mohd Arif Zainol, M. R. R., Mohamad Yusop, M. F., & Ahmad, M. A. (2024). Turning waste into wonder: Arsenic removal using rice husk based activated carbon. *Journal of Engineering Research*, S2307187724002499. <https://doi.org/10.1016/j.jer.2024.09.010>
- Organización Mundial de la Salud. (2022). Arsénico. <https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/arsenic>
- Pauta-Calle, G., Velasco, M., Vázquez, G., Abril, A., & Torres, S. (2021). Analysis and risk assessment of arsenic in the water sources of the cities Cuenca and Azogues, Ecuador. *MASKANA*, 12(2), 71-79. <https://doi.org/10.18537/mskn.12.02.08>
- Perumal, R. S., & Muralidharan, B. (2025). Activated biochar derived from *Ricinus communis* outer shell: Influence of KOH impregnation ratio on physicochemical properties and EMI shielding effectiveness. *Results in Engineering*, 25, 104362. <https://doi.org/10.1016/j.rineng.2025.104362>
- Perwitasari, D. S., Pracesa, Y. A. Y., Pangestu, M. A., & Tola, P. S. (2021). Langmuir and Freundlich Isotherm Approximation on Adsorption Mechanism of Chrome Waste by Using Tofu Dregs. *Nusantara Science and Technology Proceedings*, 106-112. <https://doi.org/10.11594/nstp.2021.1417>
- Razzaq, Z., Hamayun, M., Murtaza, S., Kausar, S., Altaf, A. A., Khan, R. U., & Javaid, T. (2023). Removal of As(V) and Cr(VI) with Low-Cost Novel Virgin and Iron-Impregnated Banana Peduncle-Activated Carbons. *ACS Omega*, 8(2), 2098-2111. <https://doi.org/10.1021/acsomega.2c05957>
- Savastru, E., Bulgariu, D., Zamfir, C.-I., & Bulgariu, L. (2022). Application of *Saccharomyces cerevisiae* in the Biosorption of Co(II), Zn(II) and Cu(II) Ions from Aqueous Media. *Water*, 14(6), 976. <https://doi.org/10.3390/w14060976>
- Šehović, E., Memić, M., Sulejmanović, J., Hameed, M., Begić, S., Ljubijankić, N., Selović, A., Ghfar, A. A., & Sher, F. (2022). Thermodynamic valorisation of lignocellulosic biomass green sorbents for toxic pollutants removal. *Chemosphere*, 307, 135737. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.135737>
- Shaji, E., Santosh, M., Sarath, K. V., Prakash, P., Deepchand, V., & Divya, B. V. (2021). Arsenic contamination of groundwater: A global synopsis with focus on the Indian Peninsula. *Geoscience Frontiers*, 12(3), 101079. <https://doi.org/10.1016/j.gsf.2020.08.015>

- Sharma, G., Verma, Y., Lai, C. W., Naushad, Mu., Iqbal, J., Kumar, A., & Dhiman, P. (2024). Biochar and biosorbents derived from biomass for arsenic remediation. *Heliyon*, 10(17), e36288. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e36288>
- Sun, Y., Yu, F., Han, C., Houda, C., Hao, M., & Wang, Q. (2022). Research Progress on Adsorption of Arsenic from Water by Modified Biochar and Its Mechanism: A Review. *Water*, 14(11), 1691. <https://doi.org/10.3390/w14111691>
- Tarazona Estrada, L. A. (2024). Propuesta de Tratamiento de Reducción del Arsénico Mediante el Método de Adsorción con Carbón Activado de Pepas de Ciruela. *Ciencia Latina Revista Científica Multidisciplinar*, 8(3), 4985-5002. https://doi.org/10.37811/cl_rcm.v8i3.11700
- Vizcaino Zúñiga, P. I., Cedeño Cedeño, R. J., & Maldonado Palacios, I. A. (2023). Metodología de la investigación científica: Guía práctica. *Ciencia Latina Revista Científica Multidisciplinar*, 7(4), 9723-9762. https://doi.org/10.37811/cl_rcm.v7i4.7658
- Wang, K., Remón, J., Jiang, Z., & Ding, W. (2024). Recent Advances in the Preparation and Application of Biochar Derived from Lignocellulosic Biomass: A Mini Review. *Polymers*, 16(6), 851. <https://doi.org/10.3390/polym16060851>
- Wang, W., Huang, J., Wu, T., Ren, X., & Zhao, X. (2023). Research on the Preparation of Biochar from Waste and Its Application in Environmental Remediation. *Water*, 15(19), 3387. <https://doi.org/10.3390/w15193387>
- Zhang, B., Li, R., Zheng, Y., Chen, S., Su, Y., Zhou, W., Sui, Q., & Liang, D. (2024). Biochar Composite with Enhanced Performance Prepared Through Microbial Modification for Water Pollutant Removal. *International Journal of Molecular Sciences*, 25(21), 11732. <https://doi.org/10.3390/ijms252111732>