

2ARTICULO COMPLETO1 CON FORMATO REVISTA SIN NUMERO.docx

 My Files My Files Universidad Peruana Union

Detalles del documento

Identificador de la entrega

trn:oid:::29566:530834312

Fecha de entrega

20 nov 2025, 3:20 p.m. GMT-5

Fecha de descarga

20 nov 2025, 3:46 p.m. GMT-5

Nombre del archivo

2ARTICULO COMPLETO1 CON FORMATO REVISTA SIN NUMERO.docx

Tamaño del archivo

3.8 MB

32 páginas

7306 palabras

40.245 caracteres

18% Similitud general

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

Filtrado desde el informe

- ▶ Bibliografía
- ▶ Texto citado
- ▶ Texto mencionado
- ▶ Coincidencias menores (menos de 8 palabras)

Fuentes principales

- 12%  Fuentes de Internet
- 7%  Publicaciones
- 15%  Trabajos entregados (trabajos del estudiante)

Marcas de integridad

N.º de alertas de integridad para revisión

No se han detectado manipulaciones de texto sospechosas.

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

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

Fuentes principales

- 12% Fuentes de Internet
- 7% Publicaciones
- 15% Trabajos entregados (trabajos del estudiante)

Fuentes principales

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

1	Trabajos entregados upeu on 2025-06-11	7%
2	Internet repositorio.ucv.edu.pe	<1%
3	Internet hdl.handle.net	<1%
4	Internet repositorio.udec.cl	<1%
5	Internet hal.archives-ouvertes.fr	<1%
6	Internet repositorio.unsaac.edu.pe	<1%
7	Internet www.researchgate.net	<1%
8	Internet assets-eu.researchsquare.com	<1%
9	Internet repositorio.sibdi.ucr.ac.cr:8080	<1%
10	Internet inis.iaea.org	<1%
11	Publicación Richar Cayo-Dominguez, Claudia Montalvo-Achic-huamán, Noe Benjamin Pampa-...	<1%

12	Internet	es.scribd.com	<1%
13	Internet	tesis.ucsm.edu.pe	<1%
14	Internet	tesis.pucp.edu.pe	<1%
15	Internet	ribuni.uni.edu.ni	<1%
16	Trabajos entregados	unisinu on 2025-08-06	<1%
17	Internet	www.scielo.org.mx	<1%
18	Trabajos entregados	Universidad Andina Nestor Caceres Velasquez on 2022-03-08	<1%
19	Trabajos entregados	Universidad del Atlántico on 2022-02-21	<1%
20	Internet	pdfcookie.com	<1%
21	Internet	repositorio.unap.edu.pe	<1%
22	Trabajos entregados	Universidad San Francisco de Quito on 2025-11-13	<1%
23	Internet	bibliotecavirtual.unl.edu.ar:8080	<1%
24	Internet	webpages.ull.es	<1%
25	Internet	www.peeref.com	<1%

26	Publicación	Pari Luque, Yeni Pilar. "Biosorción del cromo hexavalente en soluciones acuosas ..."	<1%
27	Trabajos entregados	Universidad Privada del Norte on 2025-04-28	<1%
28	Internet	atlantachosun.org	<1%
29	Internet	discovery.researcher.life	<1%
30	Internet	repository.aust.edu.ng	<1%
31	Publicación	Aylas Orejon, Edwin Javier. "Estudio de la adsorción de fenol, 4-nitrofenol y 4-clor..."	<1%
32	Trabajos entregados	Panjab University on 2016-11-29	<1%
33	Trabajos entregados	Universidad Andina Nestor Caceres Velasquez on 2025-10-15	<1%
34	Trabajos entregados	Universidad Peruana de Ciencias Aplicadas on 2025-07-06	<1%
35	Internet	rephip.unr.edu.ar	<1%
36	Trabajos entregados	uncedu on 2025-07-25	<1%
37	Trabajos entregados	Escuela Politecnica Nacional on 2016-09-05	<1%
38	Publicación	Mendoza, Luisa Ana Zambrano. "Remoción de Colorantes Sintéticos de Las Aguas ..."	<1%
39	Trabajos entregados	Universidad Andina Nestor Caceres Velasquez on 2021-04-07	<1%

40	Trabajos entregados	Universidad Peruana de Ciencias Aplicadas on 2025-05-19	<1%
41	Internet	dgsa.uaeh.edu.mx:8080	<1%
42	Internet	ebin.pub	<1%
43	Internet	eprints.uanl.mx	<1%
44	Internet	repositorio.unajma.edu.pe	<1%
45	Internet	research.library.mun.ca	<1%
46	Internet	www.cris.uns.ac.rs	<1%
47	Internet	www.degruyter.com	<1%

Artículos

Remoción de Arsénico en agua subterránea con carbón activado de las variedades de capsulas de semillas de eucalipto (*Eucalyptus globulus* y *urograndis*)

Arsenic removal from groundwater with activated carbon from eucalyptus seed capsule varieties (*Eucalyptus Globulus* and *Urograndis*)

Resumen

La contaminación por arsénico en aguas subterráneas constituye un grave problema de salud pública global. Este estudio evaluó la remoción de arsénico mediante carbón activado derivado de cápsulas de *Eucalyptus globulus* y *E. urograndis*, pirolizados a 500 °C durante 90 y 120 minutos con H₃PO₄ (85%) en relación 1:1 (p/v). Los ensayos de adsorción se realizaron con dosis de 1–3 g en 500 mL de agua subterránea a pH neutro, bajo agitación de 300 rpm durante 120 minutos. Un diseño factorial 2³ permitió evaluar el efecto del tipo de precursor, tiempo de pirólisis y dosis de adsorbente sobre la eficiencia de remoción. La caracterización por SEM reveló estructuras porosas jerárquicas con morfología coralina, siendo *E. globulus* a 120 minutos el material con mayor desarrollo estructural. El análisis ANOVA confirmó la significancia del modelo ($F = 111.22$, $p < 0.001$, $R^2 = 97.99\%$), identificando la dosis del adsorbente como factor principal, seguida del tipo de precursor y tiempo de pirólisis. Los datos de equilibrio se ajustaron al modelo de Freundlich ($R^2 = 0.98$, $n = 3.25$ para *E. globulus*), evidenciando adsorción heterogénea favorable en multicapas. La cinética siguió el modelo de pseudo-segundo orden ($k_2 = 0.62\text{--}0.68 \text{ g/mg}\cdot\text{min}$, $R^2 = 0.92\text{--}0.97$), indicando un proceso de

quimisorción. El carbón activado de *E. globulus* pirolizado a 120 minutos alcanzó una eficiencia de remoción de $93.0 \pm 1.7\%$, reduciendo la concentración de arsénico de 0.34 ± 0.01 a 0.02 ± 0.01 mg/L. Estos resultados sugieren que este material representa una alternativa eficiente, sostenible y económica para el tratamiento descentralizado de aguas subterráneas en comunidades rurales vulnerables a la contaminación por arsénico.

Palabras clave: Arsénico, carbón activado, SEM, cinética, isotermas de adsorción, agua subterránea.

Abstract

Arsenic contamination in groundwater is a serious global public health problem. This study evaluated arsenic removal using activated carbon derived from *Eucalyptus globulus* and *E. urograndis* capsules, pyrolyzed at 500°C for 90 and 120 minutes with H₃PO₄ (85%) in a 1:1 (w/v) ratio. Adsorption assays were performed with doses of 1–3 g in 500 mL of groundwater at neutral pH, under stirring at 300 rpm for 120 minutes. A 2³ factorial design allowed evaluating the effect of precursor type, pyrolysis time, and adsorbent dose on removal efficiency. SEM characterization revealed hierarchical porous structures with a coral-like morphology, with *E. globulus* being the most structurally developed material at 120 minutes. ANOVA analysis confirmed the significance of the model ($F=111.22$, $p<0.001$, $R^2=97.99\%$), identifying the adsorbent dose as the main factor, followed by the precursor type and pyrolysis time. The equilibrium data were fitted to the Freundlich model ($R^2=0.98$, $n=3.25$ for *E. globulus*), evidencing favorable heterogeneous adsorption in multilayers. The kinetics followed the pseudo-second order model ($k_2=0.62\text{--}0.68$ g/mg min, $R^2=0.92\text{--}0.97$), indicating a chemisorption

process. E. globulus activated carbon pyrolyzed at 120 minutes reached a removal efficiency of $93.0 \pm 1.7\%$, reducing the arsenic concentration from 0.34 ± 0.01 to 0.02 ± 0.01 mg/L. These results suggest that this material represents an efficient, sustainable, and cost-effective alternative for decentralized groundwater treatment in rural communities vulnerable to arsenic contamination.

Keywords: Arsenic, activated carbon, SEM, kinetics, adsorption isotherms, groundwater.

Introducción

En el mundo, alrededor de 200 millones de personas están expuestas a altos niveles de arsénico encontrados en el agua potable, superando el límite máximo permitido por la Organización Mundial de la Salud (OMS). La mayoría de la población expuesta vive en países del sur de Asia, como Bangladesh, Camboya, India, Nepal y Vietnam (Neyra Paredes & Portilla Rivas, 2021). En América Latina, se han identificado zonas con concentraciones de arsénico en agua subterránea que superan los $50 \mu\text{g/L}$, afectando potencialmente a millones de personas, especialmente en regiones de Argentina, Chile, Perú, Bolivia y México (Bundschuh & Jean, 2012).

El arsénico en las aguas subterráneas se produce de manera natural y antropogénica, este elemento en sus altas concentraciones puede ser

cancerígeno y toxico para la salud pública, en ese contexto la Organización Mundial de la Salud (2018) establece un límite para el arsénico una concentración de 0.010 mg/L. Este límite se establece como una medida de protección a la salud de las poblaciones y disminuye los efectos adversos de la exposición al arsénico en el suministro de agua, además el arsénico disuelto en agua es inodoro e insípido, y su concentración varía entre menos de 0.5 µg/L y más de 5000 µg/L (National Research Council, 2004), su presentación en las aguas subterráneas puede ser como arsenato (As(V)) y arsenito (As (III)), variando según la concentración del agua. En condiciones oxidantes, predomina el As (V) en forma de aniones oxigenados, es por eso que el As (III) es más tóxico que el As (V) por su mayor capacidad de interacción con biomoléculas (Shankar et al., 2014). A la larga la exposición prolongada al arsénico causa intoxicación y afecta múltiples órganos, representando un riesgo para la salud humana (Saha et al., s. f.).

La contaminación del agua subterránea por arsénico en el Perú es un gran problema debido a su impacto significativo en la sociedad, específicamente en las comunidades rurales, donde la población, debido a su situación económica, son los primeros expuestos al riesgo de presentar la sintomatología clínica causada por la ingestión directa (Collori et al., 2022)

En la ciudad de Juliaca se estima que el 31.1% de abastecimiento del agua para consumo humano es proveniente de pozos artesanales sin tratamiento; ya que las familias se abastecen de fuentes subterráneas, mediante la perforación de pozos superficiales (Málaga Apaza, 2023)(INEI, 2012). Según estudios de las zonas rurales, el 95% de las muestras de agua analizadas contienen arsénico, con concentraciones de un rango entre 1.2 y 193.1 µg/L (George et al., 2014).

En la actualidad, se han implementado diversas tecnologías de tratamiento para metales pesados, como: la precipitación química, la coagulación-floculación, la ósmosis inversa, el intercambio iónico y la adsorción (Abdullayev et al., 2024). De todas estas opciones, se ha observado que la adsorción es una de las alternativas más sencilla y rentable (T. Gupta et al., 2022). Además, se ha evidenciado que se han llevado a cabo varios estudios de adsorción utilizando diferentes biomasas, como cáscara de coco, plátano, habas, papa entre otros, así como carbón activado derivado de las mismas (Huamán Linares & Juárez Caquiamarca, 2021). En la mayoría de estos estudios, el carbón activado ha demostrado ser una de las metodologías de tratamiento fisicoquímico más efectivas y confiables. Esto se atribuye a su amplia área de superficie, mayores grupos funcionales y su estructura porosa, características que facilitan la adsorción de contaminantes (Dmitrievna Vedenyapina & Yu Kurmysheva, 2021)

Por lo tanto, el objetivo de la presente investigación es evaluar la eficiencia de adsorción de arsénico (As) utilizando carbón activado a partir de las capsulas de semillas de *Eucalyptus globulus* y *Eucalyptus urograndis*.

Materiales y métodos

La metodología experimental aplicada en el desarrollo de la investigación se basó en 3 etapas: I) Obtención y activación del carbono; II)

2 Recolección de muestra de agua subterránea; III) Ensayos de remoción del arsénico con el carbón activado.

Obtención y activación del carbono

1 Las cápsulas de semillas de *Eucalyptus globulus* y *Eucalyptus urograndis* utilizadas en este estudio se recolectaron en el distrito de Capachica, región Puno. El precursor se lavó con agua destilada para eliminar impurezas, tras el lavado se secó a temperatura ambiente durante tres días, posteriormente se trituraron hasta obtener un tamaño de partícula uniforme. La activación se realizó con una solución de ácido fosfórico (H_3PO_4) al 85% en una proporción 1:1 (1 g de biomasa por 1 mL de H_3PO_4) y con reposo a 120 min. El proceso de pirolización fue en una mufla a 500 °C, a dos tiempos diferentes (ver Tabla 1). Seguidamente, los carbones activados fueron lavados con agua destilada hasta alcanzar un pH neutro asegurando la completa eliminación del agente activante, luego se secó en estufa a 120 °C durante 2 horas. El carbón activado obtenido se trituró y se tamizó (tamiz N°60 $\approx$ 250 μ m), finalmente se almacenó en envases de vidrio (ver Figura 1). La morfología superficial del carbón activado se analizó mediante Microscopía Electrónica de Barrido (SEM).

1 **Tabla 1.** Activación química de las semillas de eucalipto

1 Carbón Activado de variedades de Semillas de eucalipto	Temperatura de calcinación	Tiempo de calcinación
<i>Eucalyptus globulus</i>	500°C	90 minutos 120 minutos
<i>Eucalyptus Urograndis</i>	500°C	90 minutos 120 minutos



Figura 1. Síntesis del carbón activado a partir de capsulas de semillas de eucalipto (*globulus* y *urograndis*).

Recolección de muestra de agua subterránea

Las muestras (agua subterránea de pozo) se recolectaron de la salida Arequipa km 6, de la Provincia de San Román, Distrito de Juliaca, Departamento de Puno, con coordenadas de 15°30'55" al sur de latitud y 70°10'23" al oeste de longitud y con una altitud de 3825 metros sobre el nivel del mar.

La recolección de las muestras se realizó de acuerdo al Protocolo Nacional para el Monitoreo de la Calidad de Recursos Hídricos Superficiales en Perú, que establece las normas para el muestreo de agua, aprobado por la Resolución Jefatural N° 010-2016-ANA.

Ensayos de Remoción de Arsénico utilizando Carbón Activado

Metodología de Adsorción y Diseño Experimental

Los ensayos de adsorción se realizaron con muestras de agua subterránea de 500 mL con presencia de arsénico, se empleó el adsorbente de carbón activado (cápsulas de semillas de *Eucalyptus globulus* y *Eucalyptus urograndis*) bajo condiciones de agitación constante de 300 rpm a 120 min. El diseño experimental correspondió a un factorial completo 2^3 (dos niveles con tres factores) (ver Tabla 2).

Para la determinación analítica del arsénico se empleó la metodología del dietilditiocarbamato de plata, establecida en la Norma Oficial Mexicana NOM-AA-46-1981.

La capacidad de adsorción en el equilibrio q_e (mg/g) se calculó con la ecuación (1) (Silva et al., 2021).

$$q_e = \frac{(C_i - C_f)}{m} \times V \quad (1)$$

Donde: C_i es la concentración inicial de arsénico (mg/L), C_f es la concentración final en el equilibrio (mg/L), V es el volumen de solución (L), y m es la masa de carbón activado (g).

La eficiencia de remoción de Arsénico (As) por adsorción (R%) se determinó con la ecuación (2) (Rojas Cerda, 2020)

$$R\% = \frac{(C_o - C_t)}{C_o} \times 100 \quad (2)$$

Donde: C_o es la concentración inicial y C_f es la concentración en el equilibrio o final de arsénico (As). La desviación estándar (S) se calculó por la siguiente formula (3).

$$S = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (X_i - \bar{X})^2}{n-1}} \quad (3)$$

Donde: s es la desviación estándar muestral, x_i representa cada valor individual, $\bar{x}$ es la media aritmética, y n es el tamaño de la muestra ($n = 3$ para este estudio).

Tabla N° 2. Metodología del tratamiento de la remoción del metal.

Variedad	Parámetros	Max (+1)	Min (-1)
<i>Eucalyptus globulus</i>	Carbón activado (gr)	3	1
	Tiempo de contacto de la pirolisis (min)	120	90
<i>Eucalyptus urograndis</i>	Carbón activado (gr)	3	1
	Tiempo de contacto de la pirolisis (min)	120	90

Isotermas de adsorción

Se aplicaron los modelos de isoterma de Freundlich y Langmuir para describir el proceso de adsorción y comprender la relación entre la concentración del adsorbato en la fase líquida y la cantidad retenida en la superficie del adsorbente en equilibrio (Wasilewska et al., 2024). Se emplearon las formas lineales de los modelos de Freundlich (Ecuación 3) y Langmuir (Ecuación 4)(Khayyun & Mseer, 2019).

$$\log q_e = \log K_f + \frac{1}{n} \log C_e \quad (3)$$

Donde: q_e representa la capacidad de adsorción en el equilibrio (mg/g), K_f es la constante de Freundlich relacionada con la capacidad de adsorción, n es la constante de intensidad de adsorción, y C_e corresponde a la concentración de equilibrio en solución (mg/L).

$$\frac{1}{q_e} = \frac{1}{q_m} + \frac{1}{(K_L * q_m * c_e)} \quad (4)$$

Donde q_m es la capacidad máxima de adsorción en monocapa (mg/g), K_L es la constante de Langmuir que refleja la afinidad del adsorbato por el adsorbente (L/mg), q_e representa la capacidad de adsorción en equilibrio (mg/g), y c_e corresponde a la concentración de equilibrio en solución (mg/L) (Kalam et al., 2021a).

Cinética de Adsorción

Se determinó la velocidad del proceso de adsorción y el mecanismo controlante en la remoción de arsénico por el carbón activado mediante los modelos cinéticos de pseudo primer orden y pseudo segundo orden, representados por las ecuaciones (5) y (6) (Acharya et al., 2024).

$$\log(q_e - q_t) = \log(q_e) - \frac{k_1}{2.303} \cdot t \quad (5)$$

Donde q_t representa la cantidad de arsénico adsorbida en el tiempo t (mg/g), q_e es la capacidad de adsorción en el equilibrio (mg/g), k_1 corresponde a la constante de velocidad de pseudo primer orden (min^{-1}), y t es el tiempo de contacto (min).

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_e^2} + \frac{t}{q_e} \quad (6)$$

Donde: q_t y q_e mantienen el mismo significado, mientras que k_2 representa la constante de velocidad de pseudo segundo orden, y t es el tiempo de contacto (min). Estos parámetros permitieron evaluar la cinética de adsorción y determinar cuál modelo describe mejor el comportamiento del proceso de remoción de arsénico (As) (Ehiomogue et al., 2022).

Resultados

Caracterización del carbón activado

La caracterización morfológica por SEM de los carbones activados de cápsulas de *Eucalyptus globulus* y *Eucalyptus urograndis*, obtenidos mediante pirólisis a 500°C (90 y 120 min) con H_3PO_4 como agente activante, reveló diferencias notables en el desarrollo de la textura superficial. En *Eucalyptus globulus* a 90 min de pirólisis se observó una estructura granular con sitios vacantes iniciales (Guzmán et al., 2014), mientras que a 120 min se favoreció la formación de microporos y mesoporos con morfología coralina atribuida a cavidades interconectadas (Wei Xu et al., 2021).

Sin embargo, *Eucalyptus urograndis* a 90 min de pirólisis se observó una superficie rugosa con cavidades irregulares heterogéneamente distribuidas, lo que indica un desarrollo limitado. Aunque a 120 min el material mostró mayor definición y predominio de mesoporos (Neme

et al., 2022) , su porosidad fue menos homogénea que la de *Eucalyptus globulus*, en concordancia con sus menores parámetros de adsorción. Estos hallazgos confirman que el precursor lignocelulósico y el tiempo de pirólisis influyen directamente en la distribución de poros y propiedades texturales (Altwala & Mokaya, 2022), (Bejjanki et al., 2023) y (Bundschuh & Jean, 2012). La activación con H_3PO_4 indujo grupos funcionales ácidos (Zheng et al., 2024), y una red jerárquica de micro/meso/macroporos (Moulefera et al., 2020) , donde los mesoporos facilitan la difusión y los microporos proporcionan sitios de alta energía (Khamkeaw et al., 2020) (Oginni et al., 2019). En conjunto, las micrografías SEM consolidan a *E. globulus* a 120 min como el precursor más eficiente en la remoción de arsénico y otros metales pesados (Qiu et al., 2022).

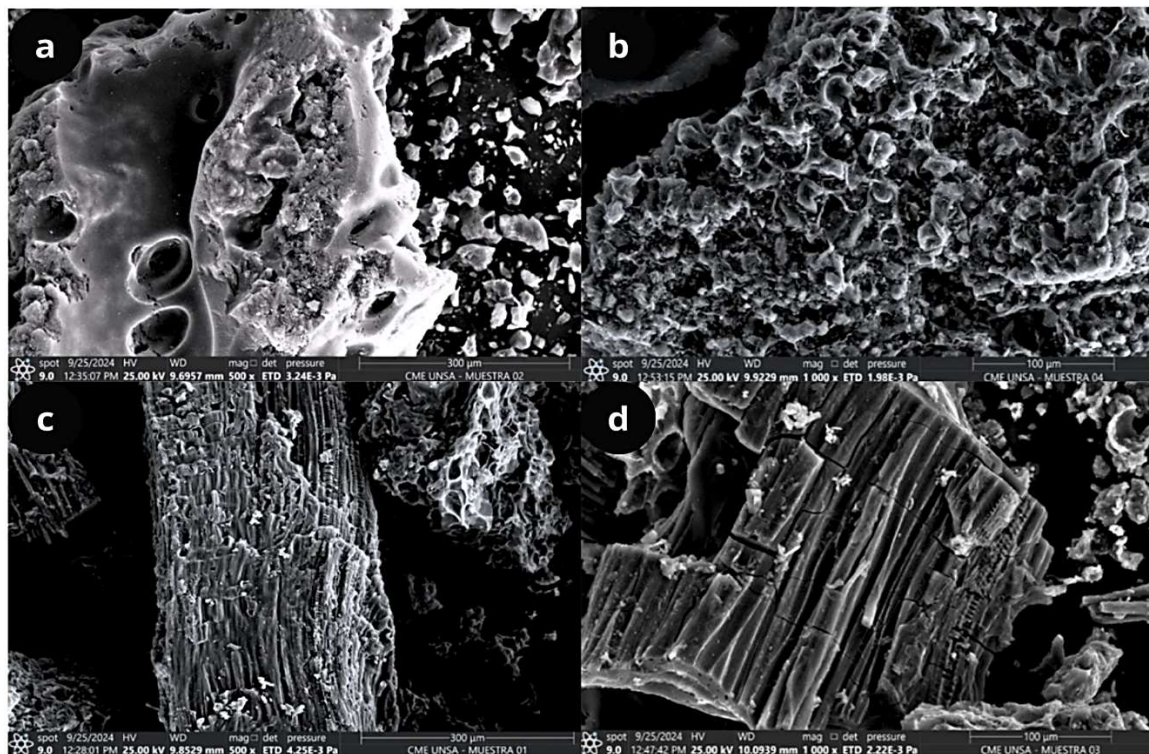


Figura 2. Micrografías SEM del carbón activado de cápsulas de *Eucalyptus* pirolizado a diferentes condiciones.

(a) *Eucalyptus globulus*, 90 minutos, aumento de 500× (25.00 kV, 3.24E-3 Pa); (b) *Eucalyptus globulus*, 120 minutos, aumento de 1000× (25.00 kV, 1.98E-3 Pa); (c) *Eucalyptus urograndis*, 90 minutos, aumento de 500× (25.00 kV, 4.25E-3 Pa) y (d) *Eucalyptus urograndis*, 120 minutos, aumento de 1000× (25.00 kV, 2.22E-3 Pa).

Análisis Estadístico de remoción de Arsénico

Se empleó un diseño factorial completo (2^3) para evaluar la capacidad de adsorción del carbón activado obtenido a partir de *Eucalyptus globulus* y *Eucalyptus urograndis* bajo diferentes condiciones experimentales. La Tabla 3 presenta los datos individuales de los 24 ensayos realizados, incluyendo concentraciones finales y porcentajes de remoción para cada réplica. Los valores promedio con sus desviaciones estándar se resumen en la Tabla 4 y figura 3.

Tabla 3. Datos individuales de los ensayos de adsorción

Nº	Tipo de carbón	Tiempo de pirólisis (min)	Peso (g)	Concentración (mg/L)	% remoción	q_e
1	E. globulus	90	1	0.19	44	0.08
2	E. globulus	90	3	0.06	82	0.05
3	E. globulus	120	1	0.18	47	0.08
4	E. globulus	120	3	0.02	94	0.05
5	E. urograndis	90	1	0.18	47	0.08
6	E. urograndis	90	3	0.12	65	0.04
7	E. urograndis	120	1	0.18	47	0.08
8	E. urograndis	120	3	0.09	74	0.04
9	E. globulus	90	1	0.19	44	0.08
10	E. globulus	90	3	0.07	79	0.05
11	E. globulus	120	1	0.17	50	0.09
12	E. globulus	120	3	0.02	94	0.05
13	E. urograndis	90	1	0.20	41	0.07
14	E. urograndis	90	3	0.14	59	0.03
15	E. urograndis	120	1	0.19	44	0.08
16	E. urograndis	120	3	0.10	71	0.04
17	E. globulus	90	1	0.20	41	0.07
18	E. globulus	90	3	0.06	82	0.05
19	E. globulus	120	1	0.14	59	0.10
20	E. globulus	120	3	0.03	91	0.05
21	E. urograndis	90	1	0.20	41	0.07
22	E. urograndis	90	3	0.15	56	0.03
23	E. urograndis	120	1	0.17	50	0.09
24	E. urograndis	120	3	0.09	74	0.04

Tabla 4. Resultados promedio de adsorción con desviación estándar (n=3)

Carbón	Tiempo (min)	Dosis (g)	Cf (mg/L)	Remoción (%)	q_e (mg/g)
<i>E. globulus</i>	90	1	0.19 ± 0.01	42.3 ± 1.5	0.073 ± 0.006
<i>E. globulus</i>	90	3	0.06 ± 0.01	81.0 ± 1.7	0.050 ± 0.000
<i>E. globulus</i>	120	1	0.16 ± 0.02	52.0 ± 6.1	0.090 ± 0.010
<i>E. globulus</i>	120	3	0.02 ± 0.01	93.0 ± 1.7	0.050 ± 0.000
<i>E. urograndis</i>	90	1	0.19 ± 0.01	43.0 ± 3.5	0.073 ± 0.006
<i>E. urograndis</i>	90	3	0.14 ± 0.02	60.0 ± 4.6	0.033 ± 0.006
<i>E. urograndis</i>	120	1	0.18 ± 0.01	47.0 ± 3.0	0.083 ± 0.006
<i>E. urograndis</i>	120	3	0.09 ± 0.01	73.0 ± 1.7	0.040 ± 0.000

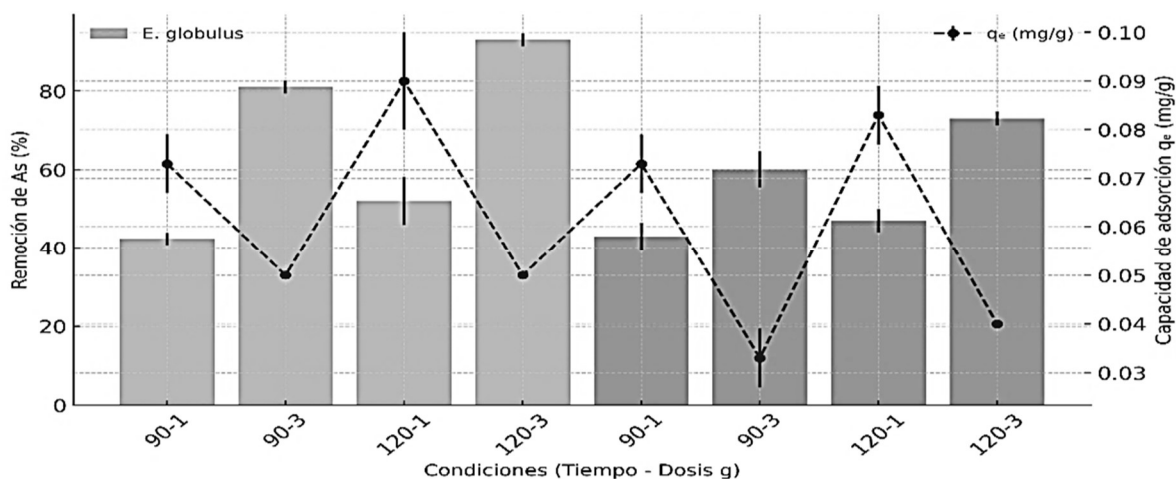


Figura 3. Remoción de arsénico con carbon activado de capsulas de semillas de Eucaliptos

La remoción de arsénico varió entre $42.3 \pm 1.5 \%$ y $93.0 \pm 1.7 \%$, alcanzando su máxima eficiencia con el carbón activado de *Eucalyptus globulus* pirolizado durante 120 min y una dosis de 3 g, reduciendo la concentración inicial ($C_i = 0.34 \text{ mg/L}$) a $0.02 \pm 0.01 \text{ mg/L}$. El incremento del tiempo de pirólisis de 90 a 120 min mejoró significativamente la eficiencia de remoción, reflejando el efecto positivo del proceso térmico sobre las propiedades del material.

Por otro lado, el aumento de la dosis de adsorbente de 1 a 3 g incrementó la remoción total por la mayor disponibilidad de sitios activos, aunque la capacidad específica (q_e) disminuyó de 0.090 ± 0.010 a $0.050 \pm 0.000 \text{ mg/g}$, lo que supone que el sistema alcanzó su equilibrio de adsorción a una menor concentración residual.

En concordancia estudios similares se tiene de Babazad et al. (2021) donde el carbón activado de cáscara de arroz mostró eficiencias de remoción de arsénico de 72.7 % a 90 %, bajo condiciones de dosis de 3–6 g/L, tiempos de contacto de 65–90 min y concentraciones iniciales

de 0.055–0.100 mg/L. Este comportamiento típico de sistemas heterogéneos concuerda con lo reportado por (Mohan & Pittman, 2007). Además, estudios previos han demostrado que la activación con H_3PO_4 favorece la formación de grupos funcionales ácidos (-OH, -COOH, C=O) responsables de la complejación del arsénico (del Rosario Sun-Kou et al., s. f.), lo cual podría explicar parcialmente la alta eficiencia observada en el carbón activado de *E. globulus*.

Análisis de Varianza (ANOVA)

Se realizó un análisis de varianza factorial para evaluar los efectos del tipo de carbón (*Eucalyptus globulus* y *Eucalyptus urograndis*), tiempo de pirólisis (90 y 120 min) y peso del adsorbente (1 y 3 g) sobre la remoción de arsénico (véase Tabla 5).

Tabla N°5: Análisis de varianza (ANOVA)

Fuente de variación	GL	SC ajustada	MC ajustada	Valor F	Valor p
Modelo	7	0.08	0.01	111.22	0.001
Efectos lineales	3	0.08	0.03	241.59	0.001
Tipo de carbón	1	0.01	0.01	79.68	0.001
tiempo de pirolisis	1	0.01	0.01	49.24	0.001
Peso	1	0.06	0.06	595.86	0.001
Interacciones de dos vías	3	0.01	0.00	17.32	0.001
Tipo de carbón × tiempo de pirolisis	1	0.00	0.00	0.79	0.39
Tipo de carbón × Peso	1	0.00	0.00	46.55	0.00
tiempo de pirolisis × Peso	1	0.00	0.00	4.61	0.05
Interacción triple	1	0.00	0.00	1.84	0.19
Tipo × tiempo de pirolisis × Peso	1	0.00	0.00	1.84	0.19
Error	16	0.00	0.00		
Total	23	0.08			

El análisis ANOVA evidenció que el modelo factorial fue altamente significativo ($F = 111.22$, $p < 0.001$), confirmando que los factores evaluados explican de forma sólida la variabilidad del proceso de adsorción. El peso del adsorbente resultó ser el factor más influyente, seguido del tipo de carbón y el tiempo de pirólisis, lo que coincide con lo reportado por (Amosa et al., 2021). Las interacciones de dos vías, especialmente la de tipo de carbón $\times$ peso, también fueron relevantes, indicando que el efecto de la dosis depende del material empleado. Por otro lado, la interacción tipo $\times$ tiempo no fue significativa y la triple interacción mostró un efecto mínimo. Estos resultados refuerzan la necesidad de optimizar la dosis y seleccionar el tipo de carbón más adecuado para maximizar la eficiencia del sistema (Kassimi et al., 2022).

Evaluación de la calidad del modelo

Para evaluar la calidad del modelo estadístico desarrollado, se determinaron los indicadores de validación y evaluación de la capacidad predictiva que se presentan en la Tabla 6.

Tabla 6. Indicadores de validación y evaluación de la capacidad predictiva del modelo.

Desviación estándar (S)	R ² (%)	R ² ajustado (%)	R ² predicho (%)
0.0103	97.99	97.11	95.47

El análisis de varianza (ANOVA) mostró que el modelo fue altamente significativo ($p < 0.001$), con valores de $R^2 = 97.99\%$, R^2 ajustado = 97.11% y R^2 predicho = 95.47% , confirmando la solidez del ajuste estadístico. El factor con mayor influencia en la remoción de arsénico fue el peso del adsorbente, seguido por el tipo de carbón y el tiempo de pirólisis, en concordancia con lo reportado por (V. K. Gupta & Nayak,

2012), quienes destacaron que la dosis de adsorbente y la naturaleza del precursor determinan directamente la cantidad de sitios activos disponibles para la adsorción.

36 El tiempo de pirólisis también tuvo un efecto significativo sobre la remoción, ya que periodos más prolongados (120 min) favorecieron la generación de porosidad y el desarrollo de grupos funcionales oxigenados en la superficie, incrementando la capacidad de adsorción. Hallazgos semejantes fueron descritos por (Ivanichok et al., 2024), quienes señalaron que un mayor tiempo de activación térmica optimiza la estabilidad estructural del carbón y mejora la accesibilidad de los sitios activos, aunque un exceso puede ocasionar colapso de poros.

4 Asimismo, se identificaron interacciones significativas entre el tipo de carbón y las condiciones de activación, lo que evidenció que la respuesta del material no dependió únicamente de un factor aislado, sino de la combinación de variables operativas.

34 La remoción de arsénico en carbones activados de cápsulas de eucalipto se maximizó al optimizar la dosis de adsorbente y el tiempo de pirólisis, demostrando que la eficiencia del proceso dependió de la sinergia entre las condiciones de activación y la naturaleza del precursor.

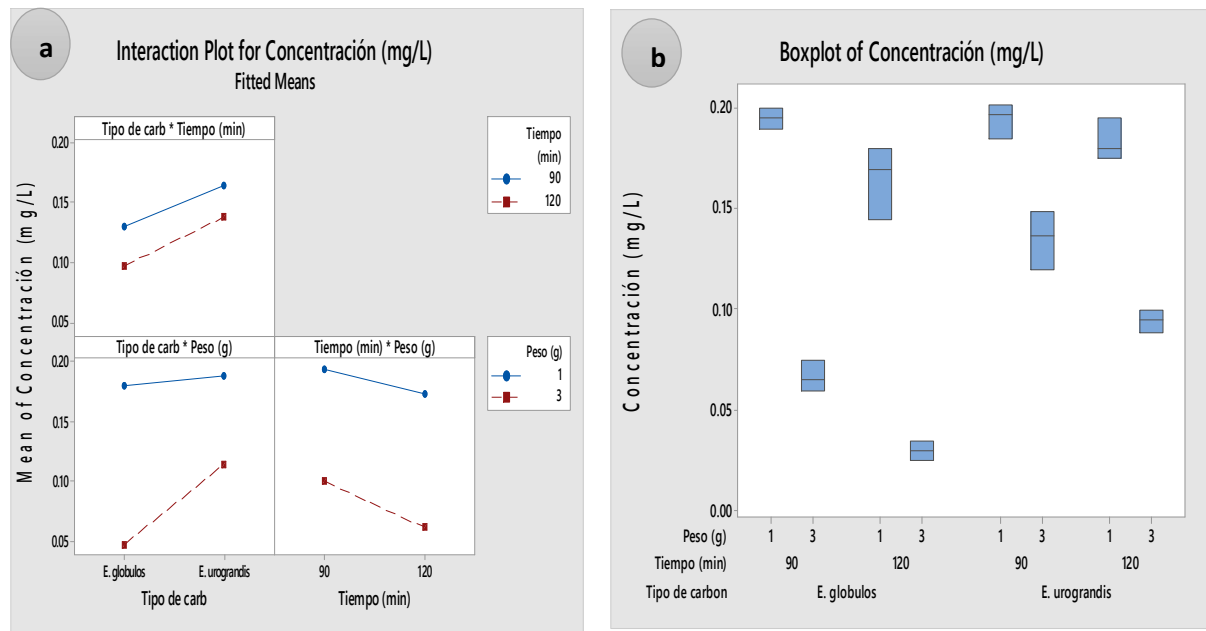


Figura N°4: Análisis de la concentración final de arsénico en función del tipo de carbón, tiempo y peso (interacción y caja).

La Figura 4a muestra que la eficiencia de remoción de arsénico depende del tipo de carbón, del tiempo de contacto y de la dosis utilizada. Los carbones de *Eucalyptus globulus* presentan mayor capacidad de adsorción esto debido a su elevada área superficial y a la presencia de grupos funcionales oxigenados, que favorecen la interacción con el arsénico (Sultana et al., 2022). La eficiencia de remoción aumenta con dosis mayores y tiempos prolongados, al incrementarse los sitios activos disponibles y al acercarse al equilibrio de adsorción (Ali et al., 2018). Por otro lado, la Figura 4b evidencia que *E. globulus* a 120 min y con 3 g de dosis logra las concentraciones finales más bajas, mostrando además menor variabilidad experimental, lo que refleja una mayor reproducibilidad del proceso.

ISOTERMAS

La isoterma de adsorción se evaluó utilizando los modelos de Freundlich y Langmuir para poder caracterizar el tipo y el mecanismo del proceso de adsorción. Ambos modelos permitieron analizar los datos experimentales y determinar los parámetros relevantes (Yue et al., 2025) , los resultados se presentan en la Tabla 7 y la Figura 5.

Tabla N°7. Datos experimentales de los modelos de Freundlich y Langmuir en carbones de *E. globulus* y *E. Urograndis*, pirolizados a dos tiempos (90 y 120 minutos) con tiempo de contacto del adsorbato y adsorbente de 120 min.

N°	Carbon Activado	Peso del carbon activado (g)	Ce (mg/L)	Co-Ce (mg As/L)	qe (mg As/g)	Freundlich		Langmuir I	
						log Ce	Log qe	1/Ce	1/qe
1	Capsulas de	1	0.19	0.15	0.08	-0.72	-1.12	5.26	13.33
	Semillas de	1.5	0.15	0.19	0.06	-0.82	-1.2	6.67	15.79
	<i>E. globulus</i>	2	0.1	0.24	0.06	-1	-1.22	10	16.67
	a 90 min de	2.5	0.08	0.26	0.05	-1.1	-1.28	12.5	19.23
	pirolisis	3	0.06	0.28	0.05	-1.22	-1.33	16.67	21.43
2	Capsulas de	1	0.19	0.15	0.08	-0.72	-1.12	5.26	13.33
	Semillas de	1.5	0.18	0.16	0.05	-0.74	-1.27	5.56	18.75
	<i>E. Urograndis</i>	2	0.16	0.18	0.05	-0.8	-1.35	6.25	22.22
	a 90 min	2.5	0.15	0.19	0.04	-0.82	-1.42	6.67	26.32
		3	0.14	0.2	0.03	-0.85	-1.48	7.14	30
3	Capsulas de	1	0.16	0.18	0.09	-0.8	-1.05	6.25	11.11
	Semillas de	1.5	0.11	0.23	0.08	-0.96	-1.12	9.09	13.04
	<i>E. globulus</i>	2	0.07	0.27	0.07	-1.15	-1.17	14.29	14.81
	a 120 min	2.5	0.04	0.3	0.06	-1.4	-1.22	25	16.67
		3	0.02	0.320	0.053	-1.70	-1.27	50.0	18.8
4	Capsulas de	1	0.18	0.16	0.08	-0.74	-1.1	5.56	12.5
	Semillas de	1.5	0.15	0.19	0.06	-0.82	-1.2	6.67	15.79
	<i>E. Urograndis</i>	2	0.13	0.21	0.05	-0.89	-1.28	7.69	19.05
	a 120 min	2.5	0.11	0.23	0.05	-0.96	-1.34	9.09	21.74
		3	0.09	0.25	0.04	-1.05	-1.38	11.11	24

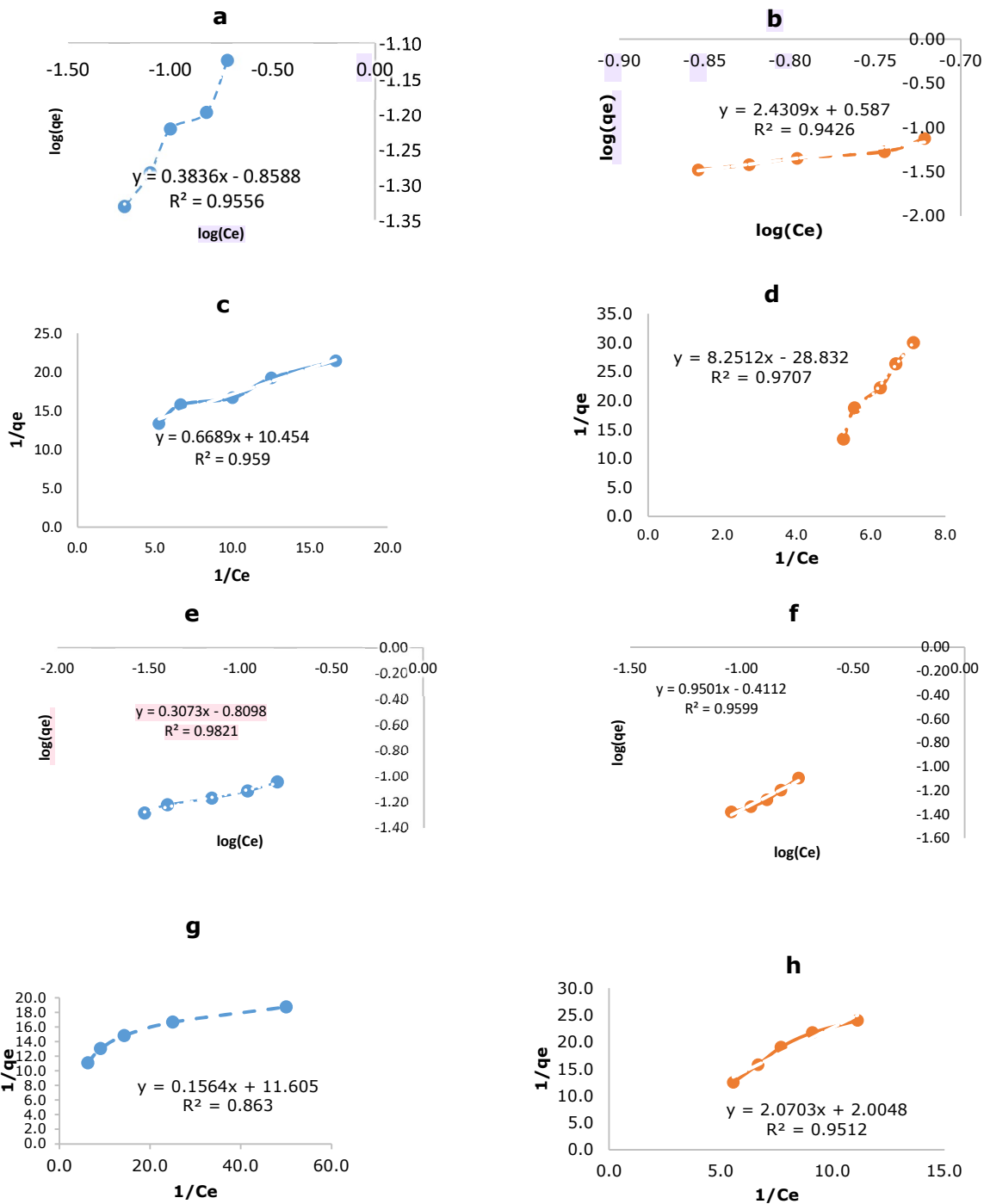


Figura 5. Ajustes de los modelos de isoterma de Freundlich (a-b) y Langmuir (c-d) para carbones activados pirolizados y evaluados a 90

min, y de Freundlich (e-f) y Langmuir (g-h) para carbones pirolizados y evaluados a 120 min de adsorción.

Tabla N°8. Resultado de Isotherma de Freundlich y Langmuir en Carbón Activado Pirolizado (90 y 120 min) y tiempo de contacto del adsorbente a 120 min.

N°	Parámetros	Freundlich			Langmuir I		
		R2	Kf	N	R2	KL	Qm
1	Capsulas de Semillas de E. Globulus a 90 min	0.96	0.14	2.61	0.96	1.6	0.1
2	Capsulas de Semillas de E. Urugrandis a 90 min	0.94	3.86	0.41	0.97	-3.5	-0.03
3	Capsulas de Semillas de E. Globulus a 120 min	0.98	0.16	3.25	0.86	79	0.1
4	Capsulas de Semillas de E.Urograndis a 120 min	0.96	0.39	1.05	0.95	1	0.5

Los resultados de las isothermas mostraron que las cápsulas de semillas de *E. globulus* pirolizadas durante 120 min se ajustaron mejor al modelo de Freundlich ($R^2 = 0.98$; $n = 3.25$), lo que evidencia una adsorción favorable y de tipo multicapa (Kalam et al., 2021b). De forma consistente, Ani et al. (2019) reportaron un excelente ajuste de este modelo para carbón activado de eucaliptus *Dialium guineense* ($R^2 = 0.998$; $n = 1.41$), mientras que Nemati et al. (2020) obtuvieron resultados similares con carbón derivado de hojas de *Citrus limon* ($R^2 = 0.91$; $n = 1.32$). Por otro lado Amoko et al. (2023) en su estudio de carbon activado de cáscara de huevo demuestra un ajuste similar ($R^2 = 0.986$; $n = 3.91$). Por lo tanto, estos hallazgos corroboran que el modelo de Freundlich describe con mayor precisión la adsorción de As en carbones activados biológicos.

Sin embargo, las capsulas de *E. urograndis* a 90 min muestra un valor $n = 0.41$ y parámetros negativos en Langmuir, lo que sugiere adsorción desfavorable. En concordancia Kalam et al. (2021b) también señalaron que la aplicación de métodos de Langmuir puede generar errores combinados y resultados poco fiables, incluyendo parámetros negativos, especialmente cuando la superficie del carbón activado es heterogénea o cuando la adsorción no es estrictamente de monocapa.

Cinética de Adsorción

La cinética de adsorción del arsénico se evaluó con los modelos de pseudo primer orden y pseudo segundo orden (Tablas 10 y 11). Los parámetros cinéticos obtenidos se presentan en la figura 6 y tabla 12.

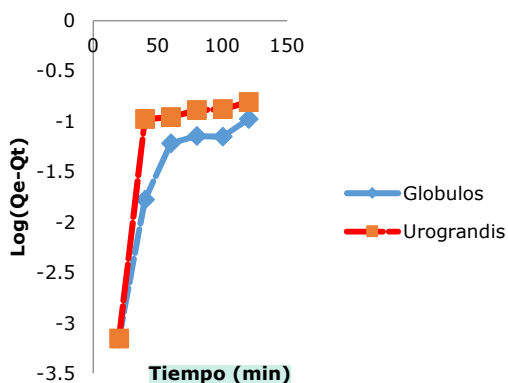
Tabla N°9. Modelo De Pseudo de Primer Orden para la capsula de semillas de *Eucalyptus globulus* y *urograndis* en condiciones de operación de 3g de carbón activado a 300rpm, pirolizado a 120 min.

Tiempo (min)	Eucalyptus Globulus			Eucalyptus Urograndis		
	qt(mg/g)	qe-qt	Log(qe-qt)	qt(mg/g)	Qe-Qt	log(Qe-Qt)
20	0.18	0.00	-3.16	0.26	0.00	-3.16
40	0.16	0.02	-1.78	0.15	0.11	-0.98
60	0.12	0.06	-1.22	0.15	0.11	-0.96
80	0.11	0.07	-1.14	0.13	0.13	-0.89
100	0.11	0.07	-1.15	0.13	0.13	-0.88
120	0.07	0.11	-0.98	0.10	0.16	-0.81

Tabla N°10. Modelo de pseudo segundo orden para cápsulas de semillas de *Eucalyptus globulus* y urograndis bajo condiciones operacionales: 3 g de carbón activado, 300 rpm, pirólisis y tiempo de contacto de 120 min.

N°	Tiempo (min)	<i>Eucalyptus globulus</i>		<i>Eucalyptus Urograndis</i>	
		qt(mg/g)	t / Qt	qt(mg/g)	t / Qt
1	20	0.18	111.54	0.26	77.13
2	40	0.16	244.95	0.15	259.24
3	60	0.12	502.93	0.15	401.88
4	80	0.11	738.69	0.13	611.15
5	100	0.11	914.91	0.13	783.7
6	120	0.07	1615.07	0.1	1150.53

Modelo Pseudo primer orden: Capsula de semillas de *Eucalyptus Globulus* y *Urugrandis*



Modelo Pseudo Segundo Orden: Capsula de semillas de *Eucalyptus Globulus* y *Urugrandis*

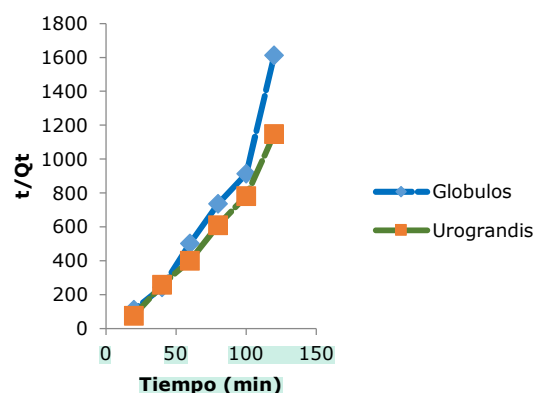


Figura 6. Ajuste de los modelos de pseudo primer y pseudo segundo orden en la cinética de adsorción de arsénico en carbones activados de cápsulas de eucalipto.

Se observa gráficamente el comportamiento cinético de ambos modelos. El ajuste lineal correspondiente al pseudo segundo orden muestra una mayor concordancia con los datos experimentales, mientras que el pseudo primer orden presenta mayor dispersión, ver la Tabla 11 para más detalles.

Tabla N°11. Resultados del ajuste cinético de adsorción de arsénico en carbones activados de cápsulas de eucalipto.

Parámetro	Pseudo primer orden			Pseudo segundo orden		
	R ²	q ₁ (mg/g)	k ₁ (min ⁻¹)	R ²	q ₂ (mg/g)	k ₂ (g/mg·min)
Eucalipto Globulos	0.70	0.001	-0.0424	0.92	0.072	0.68
Eucalipto Urograndis	0.49	0.003	-0.0398	0.97	0.098	0.62

Los resultados confirman que el modelo cinético de pseudo segundo orden describió con mayor precisión la adsorción de arsénico en carbones activados de cápsulas de eucalipto, con altos coeficientes de determinación ($R^2 = 0.92$ y $k_2 = 0.68$ para *Eucalyptus globulus* y para *E. Urograndis* $R^2 = 0.97$ y $k_2 = 0.68$), De manera similar Liang et al. (2013) encontraron que el carbon activado de derivado de bagazo de caña se ajustó al modelo pseudo segundo orden con $R^2 = 1.000$ y k_2 en el rango $0.542 \text{ g}/(\text{mg} \cdot \text{min})$, por otro lado Dang et al. (2009) en su estudio remoción de As con carbon activado de cascarilla de arroz se dio mejores resultados en el modelo de pseudo segundo orden donde dio valores de R^2 de $0.998-0.999$ y valores de k_2 entre 0.07 y $2.89 \text{ g}/\text{mg} \cdot \text{min}$, sin embargo se ha obtenido resultados desfavorables en el primer orden, estudios similares fueron hallados por Anifah et al. (2024) donde el carbon activado de Salacca Zalacca para la remoción de Fe dieron resultados desfavorables (R^2 de 0.054 y k_2 0.005), por otro lado se tiene también Musah (2011) en su estudio de remosion de Pb con carbon activado de cascara de palmiste, presento resultados desfavorables en primera orden (R^2 0.0133 - k_2 0.0037), por lo tanto podemos decir que la remoción con carbones activado de origen biológico se realiza por atracción ionica (quimiosorcion) en el presen trabajo, donde grupos funcionales

oxigenados como $-\text{OH}$, $-\text{COOH}$, $\text{C}=\text{O}$ facilitan la captura del contaminante (Ho & Mckay, 1999).

El equilibrio alcanzado a los 120 minutos sugiere que las interacciones químicas específicas dominan la cinética. La activación con H_3PO_4 promovió el desarrollo de poros y grupos funcionales ácidos en la superficie, aumentando la afinidad hacia el arsénico, lo cual coincide con lo reportado en carbones lignocelulósicos activados (Aguirre Achaquihui, s. f.) y (Ayaz et al., 2022) y con la importancia de la funcionalización superficial en la adsorción de metales (Mohan & Pittman, 2007). Asimismo, (Ahmad et al., 2014) asociaron la heterogeneidad de los sitios activos en materiales carbonosos con el buen ajuste al modelo de pseudo segundo orden, lo que respalda los hallazgos de este trabajo.

Los adsorbentes modificados como el carbón activado granular impregnado con hierro (GAC-Fe) alcanzan capacidades superiores (hasta 1.43 mg/g), pero requieren procesos de síntesis más complejos y costosos, además de presentar riesgos de lixiviación metálica (Kalaruban et al., s. f.).

Conclusiones

El carbón activado obtenido de cápsulas de *Eucalyptus globulus* pirolizadas durante 120 minutos demostró ser un adsorbente altamente eficiente, sostenible y económicamente viable para la remoción de arsénico en aguas subterráneas. Se alcanzó una remoción del $93,0 \pm 1,7 \%$, reduciendo la concentración de arsénico de $0,34 \pm 0,01$ a $0,02 \pm 0,01$ mg/L, con un ajuste estadístico eficaz (ANOVA, $R^2 = 97,99 \%$). La dosis del adsorbente fue el factor principal que influyó en la eficiencia,

seguida por el tipo de precursor y el tiempo de pirólisis, destacándose el desempeño superior de *E. globulus*. La estructura porosa jerárquica del material favoreció al mecanismo de quimisorción heterogénea y en multicapas, confirmado por el modelo de Freundlich ($R^2 = 0,98$, $n = 3,25$) y la cinética de pseudo segundo orden ($k_2 \approx 0,65 \text{ g/mg} \cdot \text{min}$, $R^2 > 0,92$), evidenciando alta afinidad hacia el arsénico.

Aunque la concentración final no alcanzó el límite de la OMS para agua potable ($0,01 \text{ mg/L}$), los resultados se obtuvieron en condiciones próximas a la saturación, lo que sugiere que ajustes adicionales en el diseño podrían lograr dicho estándar. Actualmente, el adsorbente cumple con los estándares de la FAO para agua de bebida animal ($0,02\text{--}0,025 \text{ mg/L}$) y riego agrícola (hasta $0,10 \text{ mg/L}$), ampliando su aplicabilidad en zonas rurales.

En comparación con tecnologías convencionales como biofiltros o zeolitas naturales, el carbón activado de cápsulas de eucalipto ofrece eficiencias similares, menor costo, mayor disponibilidad de materia prima y menor impacto ambiental. Su sencilla activación y pirólisis permiten su implementación en sistemas de lecho fijo o biofiltros comunitarios, constituyendo una alternativa técnica, económica y ambientalmente viable para el tratamiento descentralizado de aguas contaminadas por arsénico en comunidades rurales vulnerables.

Recomendación

Se recomienda que el carbón activado saturado con arsénico sea gestionado como residuo peligroso y dispuesto únicamente en

instalaciones autorizadas. Asimismo, futuras investigaciones podrían analizar la viabilidad de su regeneración térmica o química para su eventual reutilización. Por otro lado, se sugiere estudiar la eficiencia de incorporación en matrices cerámicas o cementicias como alternativa para inmovilizar el arsénico y reducir el riesgo de su liberación.

Referencias

- Abdullayev, E., Hossein Vakili, A., Abu Amr, S. S., Ugurlu Karaağaç, S., & D Alazaiza, M. Y. (2024). Navigating heavy metal removal: Insights into advanced treatment technologies for wastewater: A review. *Global NEST Journal*, 26(6), 6247. <https://doi.org/10.30955/gnj.006247>
- Acharya, A., Jeppu, G., Girish, C. R., Prabhu, B., Murty, V. R., Martis, A. S., & Ramesh, S. (2024). Adsorption of arsenic and fluoride: Modeling of single and competitive adsorption systems. *Heliyon*, 10(11). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e31967>
- Aguirre Achaquihui, N. Y. (s. f.). *Adsorción de metales pesados (Pb y As) Con carbón activado a partir de semillas de Eucalipto*.
- 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. En *Chemosphere* (Vol. 99, pp. 19-33). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.10.071>
- Ali, M., Islam, M., & Ali, M. (2018). Arsenic removal from drinking water using wood charcoal. *Fundamental and Applied Agriculture*, 4(1), 591. <https://doi.org/10.5455/faa.302642601>
- Altwala, A., & Mokaya, R. (2022). Modulating the porosity of activated carbons via pre-mixed precursors for simultaneously enhanced gravimetric and volumetric methane uptake. *Journal of Materials Chemistry A*, 10(26), 13744-13757. <https://doi.org/10.1039/d2ta00421f>
- Amoko, J., Ojo, B., Babatunde, A., Demehin, A., & Oke, I. (2023). Linear and Non-Linear of 2-Parameters Adsorption Equilibrium Isotherm Models of Synthetic Arsenic Wastewaters. *Fundamental and Applied Agriculture*, 8(4), 684. <https://doi.org/10.5455/faa.143385>
- Amosa, M. K., Aderibigbe, F. A., Adeniyi, A. G., Ighalo, J. O., Bello, B. T., Jami, M. S., Alkhatib, M. F. R., Majazi, T., & Abdulkareem, S. A. (2021). Auto-correlation robustness of factorial designs and GAMS in studying the effects of process variables in a dual-objective adsorption system. *Applied Water Science*, 11(2). <https://doi.org/10.1007/s13201-020-01349-2>
- Ani, J. U., Ochonogor, A. E., Akpomie, K. G., Olikagu, C. S., & Igboanugo, C. C. (2019). Abstraction of arsenic(III) on activated carbon prepared from Dialium guineense seed

shell: kinetics, isotherms and thermodynamic studies. *SN Applied Sciences*, 1(10). <https://doi.org/10.1007/s42452-019-1335-1>

Anifah, E., Ariani, I. K., Tindaon, J. T. P., & Basransyah. (2024). Adsorption of iron and manganese from acid mine drainage by zalacca (*Salacca zalacca*) peel- activated carbon. *Sustinere: Journal of Environment and Sustainability*, 8(1), 44-53. <https://doi.org/10.22515/sustinere.jes.v8i1.366>

Ayaz, I., Rizwan, M., Ullman, J. L., Haroon, H., Qayyum, A., Ahmed, N., Elesawy, B. H., El Askary, A., Gharib, A. F., & Ismail, K. A. (2022). Lignocellulosic Based Biochar Adsorbents for the Removal of Fluoride and Arsenic from Aqueous Solution: Isotherm and Kinetic Modeling. *Polymers*, 14(4). <https://doi.org/10.3390/polym14040715>

Babazad, Z., Kaveh, F., Ebadi, M., Mehrabian, R. Z., & Juibari, M. H. (2021). Efficient removal of lead and arsenic using macromolecule-carbonized rice husks. *Heliyon*, 7(3). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2021.e06631>

Bundschuh, J., & Jean, J.-S. (2012). *Arsenic exposure in Latin America by drinking water: Experiences from 14 countries*.

Collori, G., Angel, M., Saavedra Vera, ;, Jahiro, O., Reupo, ;, Teodoro, J., Gamarra Gonzáles, ;, Del Rocío, J., Garcia, ; Vasquez, Celso, A., Nacional, U., & Gallo, P. R. (2022). *Reverse osmosis system in arsenic removal from groundwater in Pacora*. <https://orcid.org/0000-0001-7629-6475>,

Dang, S. Van, Kawasaki, J., Abella, L. C., Auresenia, J., Habaki, H., Gaspillo, P.-A. D., Kosuge, H., & Doan, H. T. (2009). Removal of arsenic from simulated groundwater by adsorption using iron-modified rice husk carbon. En *Journal of Water and Environment Technology* (Vol. 7, Número 2).

del Rosario Sun-Kou, M., Obregón-Valencia, D., Pinedo-Flores, Á., Paredes-Doig, L., & Aylas-Orejón, J. (s. f.). Adsorción De Metales Pesados Empleando Carbones Activados Preparados A Partir De Semillas De Aguaje *1 2 1 Adsorption Of Heavy Metals Using Activated Carbons Prepared From Aguaje Stones. En *Rev Soc Quím Perú* (Vol. 80, Número 4).

Dmitrievna Vedenyapina, M., & Yu Kurmysheva, A. (2021). Adsorption of Heavy Metals on Activated Carbons (A Review). *Solid Fuel Chemistry*, 55(2), 83-104. <https://doi.org/10.3103/S0361521921020099>

Ehiomogue, P., Ahuchaogu, I. I., & Ahaneku, I. E. (2022). *Review Of Adsorption Isotherms Models*. <https://www.researchgate.net/publication/358271705>

George, C. M., Sima, L., Jahuiria Arias, M. H., Mihalic, J., Cabrera, L. Z., Danz, D., Checkley, W., & Gilman, R. H. (2014). Exposition à l'arsenic dans l'eau potable: Une menace méconnue pour la santé au Pérou. *Bulletin of the World Health Organization*, 92(8), 565-572. <https://doi.org/10.2471/BLT.13.128496>

Gupta, T., Iyer, S., Mangrula, M. K., & Dhokpande, S. (2022). Removal of Heavy Metals from Waste Water by Adsorption: A Review. *International Journal of Pharmaceutical Research and Applications*, 7, 1619. <https://doi.org/10.35629/7781-070216191624>

- Gupta, V. K., & Nayak, A. (2012). Cadmium removal and recovery from aqueous solutions by novel adsorbents prepared from orange peel and Fe₂O₃ nanoparticles. *Chemical Engineering Journal*, 180, 81-90. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2011.11.006>
- Guzmán, P., Fernández, V., Graça, J., Cabral, V., Kayali, N., Khayet, M., & Gil, L. (2014). Chemical and structural analysis of Eucalyptus globulus and E. camaldulensis leaf cuticles: A lipidized cell wall region. *Frontiers in Plant Science*, 5(SEP). <https://doi.org/10.3389/fpls.2014.00481>
- Ho, Y. S., & McKay, G. (1999). Pseudo-second order model for sorption processes. En *Process Biochemistry* (Vol. 34).
- Huamán Linares, B. M., & Juárez Caquiamarca, Y. (2021). *Uso de cáscaras vegetales como bioadsorbentes para la eliminación de metales pesados en aguas contaminadas: Una revisión sistemática de los últimos 5 años*.
- Ivanichok, N., Kolkovskyi, P., Ivanichok, O., Kotsyubynsky, V., Boychuk, V., Rachiy, B., Bembenek, M., Warguła, Ł., Abaszade, R., & Ropyak, L. (2024). Effect of Thermal Activation on the Structure and Electrochemical Properties of Carbon Material Obtained from Walnut Shells. *Materials*, 17(11). <https://doi.org/10.3390/ma17112514>
- Kalam, S., Abu-Khamsin, S. A., Kamal, M. S., & Patil, S. (2021a). Surfactant Adsorption Isotherms: A Review. En *ACS Omega* (Vol. 6, Número 48, pp. 32342-32348). American Chemical Society. <https://doi.org/10.1021/acsomega.1c04661>
- Kalam, S., Abu-Khamsin, S. A., Kamal, M. S., & Patil, S. (2021b). Surfactant Adsorption Isotherms: A Review. En *ACS Omega* (Vol. 6, Número 48, pp. 32342-32348). American Chemical Society. <https://doi.org/10.1021/acsomega.1c04661>
- Kalaruban, M., Loganathan, P., Nguyen, T. V., Nur, T., Hasan Johir, A., Nguyen, T. H., Trinh, M. V., & Vigneswaran, S. (s. f.). *Iron-impregnated granular activated carbon for arsenic removal: Application to practical column filters*.
- Kassimi, A. El, Achour, Y., Nadir, I., Himri, M. El, Laamari, M. R., & Haddad, M. El. (2022). Application of factorial design for the optimization of hexavalent chromium removal using a new low-cost adsorbent: Adsorption isotherms, thermodynamic and kinetic studies. *Biointerface Research in Applied Chemistry*, 12(1), 1247-1262. <https://doi.org/10.33263/BRIAC121.12471262>
- Khamkeaw, A., Asavamongkolkul, T., Perngyai, T., Jongsomjit, B., & Phisalaphong, M. (2020). Interconnected micro, meso, and macro porous activated carbon from bacterial nanocellulose for superior adsorption properties and effective catalytic performance. *Molecules*, 25(18). <https://doi.org/10.3390/molecules25184063>
- Khayyun, T. S., & Mseer, A. H. (2019). Comparison of the experimental results with the Langmuir and Freundlich models for copper removal on limestone adsorbent. *Applied Water Science*, 9(8). <https://doi.org/10.1007/s13201-019-1061-2>
- Liang, M., Zhu, Y., Wang, D., Zhang, H., Zhu, Z., & Chen, Z. (2013). Removal of arsenic from aqueous solution by Fe(III)-Impregnated sorbent prepared from sugarcane bagasse. *Asian Journal of Chemistry*, 25(6), 3041-3048. <https://doi.org/10.14233/ajchem.2013.13508>

- Málaga Apaza, J. (2023). Contenido de arsénico, conocimiento y actitud en el consumo del agua de pozo familiar. *Revista Vive*, 6(18). <https://doi.org/10.33996/revistavive.v6i18.264>
- Mohan, D., & Pittman, C. U. (2007). Arsenic removal from water/wastewater using adsorbents-A critical review. En *Journal of Hazardous Materials* (Vol. 142, Números 1-2, pp. 1-53). <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.01.006>
- Moulefera, I., García-Mateos, F. J., Benyoucef, A., Rosas, J. M., Rodríguez-Mirasol, J., & Cordero, T. (2020). Effect of Co-solution of Carbon Precursor and Activating Agent on the Textural Properties of Highly Porous Activated Carbon Obtained by Chemical Activation of Lignin With H3PO4. *Frontiers in Materials*, 7. <https://doi.org/10.3389/fmats.2020.00153>
- Musah, M. (2011). *Kinetic Study of the Adsorption of Pb 2+ and Cr 3+ ions on Palm Kernel Shell Activated Carbon* (Vol. 3, Número 10). <http://www.sciencepub.net/researcher>
- National Research Council. (2004). *Some drinking-water disinfectants and contaminants, including arsenic*. IARC Press; Distributed by IARC Press and the World Health Organization Distribution and Sales.
- Nemati, F., Jafari, D., & Esmaeili, H. (2020). Highly efficient removal of toxic ions by the activated carbon derived from Citrus limon tree leaves. *Carbon Letters*, 31, 509-521. <https://doi.org/10.1007/s42823-020-00181-7>
- Neme, I., Gonfa, G., & Masi, C. (2022). Activated carbon from biomass precursors using phosphoric acid: A review. En *Heliyon* (Vol. 8, Número 12). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e11940>
- Neyra Paredes, I. A., & Portilla Rivas, J. J. (2021). *Evaluación y optimización de la remoción de arsénico total en medio acuoso sobre residuos biomásicos de marlo de maíz (Zea mays) inertes y modificados con dióxido de manganeso*. <https://repositorio.ucsm.edu.pe/server/api/core/bitstreams/f75a0857-44b8-43ec-8368-c570c26c64b3/content>
- Qiu, L., Suo, C., Zhang, N., Yuan, R., Chen, H., & Zhou, B. (2022). Adsorption of heavy metals by activated carbon: effect of natural organic matter and regeneration methods of the adsorbent. *Desalination and Water Treatment*, 252, 148-166. <https://doi.org/10.5004/dwt.2022.28160>
- Rojas Cerda, K. V. (2020). Valoración de la eficiencia de remoción de arsénico en agua con carbón activado de jícara sabanero (Crescentia alata) y su combinación con óxidos de hierro. *Revista Torreón Universitario*, 9(24), 58-68. <https://doi.org/10.5377/torreon.v9i24.9724>
- Saha, J. C., Dikshit, A. K., Bandyopadhyay, M., Scholar, R., & Saha, K. C. (s. f.). *A REVIEW OF ARSENIC POISONING AND ITS EFFECTS ON HUMAN HEALTH*.
- Shankar, S., Shanker, U., & Shikha. (2014). Arsenic contamination of groundwater: A review of sources, prevalence, health risks, and strategies for mitigation. En *Scientific World Journal* (Vol. 2014). Hindawi Publishing Corporation. <https://doi.org/10.1155/2014/304524>

- Silva, L. M. S., Muñoz-Peña, M. J., Domínguez-Vargas, J. R., González, T., & Cuerda-Correa, E. M. (2021). Kinetic and equilibrium adsorption parameters estimation based on a heterogeneous intraparticle diffusion model. *Surfaces and Interfaces*, 22. <https://doi.org/10.1016/j.surfin.2020.100791>
- Sultana, M., Rownok, M. H., Sabrin, M., Rahaman, M. H., & Alam, S. M. N. (2022). A review on experimental chemically modified activated carbon to enhance dye and heavy metals adsorption. En *Cleaner Engineering and Technology* (Vol. 6). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.clet.2021.100382>
- Wasilewska, M., Derylo-Marczewska, A., & Marczewski, A. W. (2024). Comprehensive Studies of Adsorption Equilibrium and Kinetics for Selected Aromatic Organic Compounds on Activated Carbon. *Molecules*, 29(9). <https://doi.org/10.3390/molecules29092038>
- Wei Xu, J. L., Kang Sun, Yanyan Liu, Chao Chen, Ao Wang, & Hao Sun. (2021). *Effect of Activation Temperature on Properties of H3PO4-Activated Carbon*. <https://bioresources.cnr.ncsu.edu/resources/effect-of-activation-temperature-on-properties-of-h3po4-activated-carbon/>
- Yue, Y., Adhab, A. H., Sur, D., Menon, S. V., Singh, A., Supriya, S., Mishra, S. B., Nathiya, D., Mahdi, M. S., Mansoor, A. S., Radi, U. K., Abd, N. S., Alam, M. M., & Herati, K. (2025). Thermodynamic modeling adsorption behavior of a well-known gelation crosslinker on sandstone rocks. *Scientific Reports*, 15(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-025-06005-w>
- Zheng, W., Zhang, S., & Deng, J. (2024). Analysis of the adsorption mechanism of phosphoric acid-modified bamboo charcoal for chlorogenic acid based on density functional theory. *Chemical and Biological Technologies in Agriculture*, 11(1). <https://doi.org/10.1186/s40538-024-00538-4>