

## ARTÍCULOS

Evaluación adsorptiva del bagazo dopado con aluminio para la remoción de Pb(II) en aguas mineras

Adsorptive evaluation of aluminum-doped sugarcane bagasse for Pb(II) removal from mining wastewater



<sup>1</sup>Mabel Parada-Rivera, <sup>2</sup>Camilo Haro-Barroso, <sup>3</sup>Mateo Ortega-Noboa y <sup>4</sup>Luis Añilema-Buñay



[mabel.parada@epoch.edu.ec](mailto:mabel.parada@epoch.edu.ec)

<sup>1</sup> Docente Investigador, Escuela Superior Politécnica de Chimborazo, Facultad de Ciencias, Riobamba, Ecuador.



[camilo.haro@epoch.edu.ec](mailto:camilo.haro@epoch.edu.ec)

<sup>2</sup> Docente Investigador, Escuela Superior Politécnica de Chimborazo, Facultad de Ciencias, Riobamba, Ecuador.



[alex.ortega@epoch.edu.ec](mailto:alex.ortega@epoch.edu.ec)

<sup>3</sup> Estudiante Investigador, Escuela Superior Politécnica de Chimborazo, Facultad de Ciencias, Riobamba, Ecuador.



[luis\\_anilema@outlook.es](mailto:luis_anilema@outlook.es)

<sup>4</sup> Investigador Independiente, Riobamba, Ecuador.

FIGEMPA: Investigación y Desarrollo

Universidad Central del Ecuador, Ecuador

ISSN-e: 2602-8484

Periodicidad: Semestral

Modalidad: Continua

vol. 21, núm. 1, 2026

[revista.figempa@uce.edu.ec](mailto:revista.figempa@uce.edu.ec)

Recepción: 18 septiembre 2025

Aprobación: 13 abril 2026

DOI: <https://doi.org/10.29166/revfig.v21i1.10086>

Autor de correspondencia:

[mparada@epoch.edu.ec](mailto:mparada@epoch.edu.ec)



Esta obra está bajo una Licencia Creative Commons Atribución 4.0 Internacional (CC BY 4.0)

### Cómo citar:

Parada-Rivera, M., Haro-Barroso, C., Ortega-Noboa, M. y Añilema-Buñay, L. (2026). Evaluación adsorptiva del bagazo dopado con aluminio para la remoción de Pb(II) en aguas mineras. *FIGEMPA: Investigación y Desarrollo*, 21(1), e10086. <https://doi.org/10.29166/revfig.v21i1.10086>

## RESUMEN

En Ecuador, la actividad minera representa una fuente importante de contaminación hídrica, debido a la liberación de metales pesados en cuerpos de agua. Este estudio tuvo como objetivo evaluar la eficiencia del bagazo de caña de azúcar dopado con partículas de aluminio para la remoción de plomo en aguas mineras. Se empleó un enfoque experimental con diseño completamente al azar (DCA). La materia prima fue sometida a hidrólisis ácida y posterior dopaje con partículas de aluminio (proporción 4:1) mediante el método de inmersión. Se determinó que el pH óptimo para la adsorción fue 6,5. Los experimentos de adsorción en lote se realizaron a diferentes concentraciones de Pb (10–150 ppm) y los datos se ajustaron a los modelos isotérmicos de Langmuir y Freundlich. El análisis estadístico (ANOVA) reveló que el bagazo hidrolizado y dopado (BHD) fue el tratamiento más eficiente, alcanzando una remoción máxima de 92,85 % a 10 ppm de Pb(II). Los resultados evidencian que el dopaje con aluminio incrementa significativamente la capacidad adsorbente del bagazo, constituyendo una alternativa sostenible y de bajo costo para la remoción de Pb(II) en efluentes de origen minero.

**Palabras claves:** remoción; plomo; bagazo de caña; partículas de aluminio; dopaje

## ABSTRACT

In Ecuador, mining activity represents a major source of water pollution due to the release of heavy metals into water bodies. This study aimed to evaluate the efficiency of sugarcane bagasse doped with aluminum particles for the removal of lead (Pb) from mining wastewater. An experimental approach was employed using a completely randomized design (CRD). The raw material underwent acid hydrolysis followed by doping with aluminum particles (4:1 ratio) through an immersion method. The optimum pH for adsorption was determined to be 6,5. Batch adsorption experiments were conducted at different Pb concentrations (10–150 ppm), and the data were fitted to the Langmuir and Freundlich isotherm models. Statistical analysis (ANOVA) revealed that the hydrolyzed and doped bagasse (BHD) was the most efficient treatment, achieving a maximum removal of 92.85% at 10 ppm Pb(II). The results demonstrate that aluminum doping significantly increases the adsorptive capacity of bagasse, constituting a sustainable and low-cost alternative for Pb(II) removal from mining effluents.

**Keywords:** removal; lead; sugarcane bagasse; aluminum particles; doping

## INTRODUCCIÓN

La explotación aurífera artesanal y de pequeña escala en Ecuador ha generado una significativa dispersión de metales pesados en sistemas fluviales. Estudios geoquímicos realizados en los distritos mineros de Portovelo-Zaruma y Ponce Enríquez han reportado concentraciones de plomo (Pb) en aguas superficiales y sedimentos que superan los valores basales naturales, evidenciando una relación espacial entre la presencia de Fe, Pb y Al en cuerpos hídricos y la proximidad a plantas de beneficio minero (Almeida-Guerra *et al.*, 2025).

En su estudio (Jiménez-Oyola *et al.*, 2023, pp. 4929-4949) reportaron niveles de Pb que exceden los umbrales de seguridad para consumo humano, lo que implica riesgos toxicológicos asociados a la bioacumulación de este metal neurotóxico. En estos sistemas, la movilidad del Pb puede incrementarse debido a su interacción con materiales ricos en óxidos e hidróxidos de hierro y aluminio, los cuales actúan como vectores de transporte particulado en ambientes acuáticos (Adler Miserendino *et al.*, 2013).

Frente a esta problemática, el bagazo de caña de azúcar (*Saccharum officinarum*) ha emergido como un precursor lignocelulósico prometedor para aplicaciones de biosorción, debido a su abundancia, bajo costo y alta densidad de grupos funcionales oxigenados. En su investigación (Karnitz *et al.*, 2007, pp. 1291-1297) demostraron que la biomasa nativa presenta grupos hidroxilo y fenólicos capaces de coordinar cationes metálicos mediante mecanismos de intercambio iónico y complejación superficial, aunque su capacidad se ve limitada por la recalcitrancia de la matriz lignina-hemicelulosa. (Badawi *et al.*, 2017, pp. 465-76; Alves-Gurgel *et al.*, 2008) reportaron que la modificación química del bagazo mediante succinilación incrementa significativamente la densidad de sitios activos para la retención de Pb(II), Cd(II) y Cu(II), evidenciando que la introducción de grupos carboxilo mejora la afinidad por metales pesados.

Entre las estrategias de modificación química del bagazo lignocelulósico, la funcionalización con ácido cítrico (AC) ha sido ampliamente estudiada y representa una estrategia verde para la generación de grupos carboxilo en materiales lignocelulósicos derivados del bagazo de caña. (Dos Santos *et al.*, 2010, pp. 457-465) demostraron que la reticulación de nanofibras celulósicas de bagazo de caña con AC (4:1 m/m, 160 °C) genera materiales con alta capacidad de adsorción para Pb(II) y Cu(II), operando mediante mecanismos de adsorción química descrita por cinéticas de pseudo-segundo orden (Solano Reynoso *et al.*, 2024).

El mecanismo involucra la formación de anhídridos cíclicos intermedios que esterifican los hidroxilos celulósicos, anclando grupos -COOH que actúan como ligandos quelantes bidentados para iones  $Pb^{2+}$  (Lacaran *et al.*, 2021). Estudios de espectroscopía infrarroja confirman el desplazamiento de bandas características de ésteres carboxilatos ( $1700-1600\text{ cm}^{-1}$ ) post-modificación, correlacionando con la capacidad de adsorción incrementada (Ji *et al.*, 2019, pp. 1956-1964).

Estudios espectroscópicos han demostrado que Pb(II) puede formar complejos de esfera interna con grupos aluminol ( $\equiv Al-OH$ ) presentes en superficies de óxidos de aluminio, generando enlaces químicos estables que favorecen la retención del metal en la superficie adsorbente (Strawn Daniel *et al.*, 1998; Yoshida *et al.*, 2003, pp. 672-678).

La combinación de hidrólisis ácida con AC y dopaje con aluminio genera un material híbrido (bagazo hidrolizado y dopado, BHD) con sitios de coordinación mixtos. Se postula que la sinergia entre grupos carboxilo celulósicos y centros aluminol incrementará la selectividad y capacidad de adsorción de Pb(II) mediante mecanismos de adsorción química heterogénea, donde los grupos carboxilo facilitan la pre-concentración iónica inicial y los sitios de Al establecen complejos de esfera interna de alta energía, permitiendo alcanzar eficiencias que mejoran significativamente la eficiencia de remoción de Pb(II) en sistemas acuosos en condiciones típicas de aguas mineras ecuatorianas.

Aunque diversos materiales adsorbentes han sido investigados para la remoción de Pb(II), muchos presentan limitaciones relacionadas con su alto costo de producción, baja capacidad de regeneración o escasa estabilidad química en matrices complejas de agua residual minera.

En este contexto, el presente estudio tiene como objetivo evaluar la capacidad adsorbente del bagazo de caña de azúcar hidrolizado y dopado con partículas de aluminio (BHD) para la remoción de Pb(II) en aguas mineras. Para ello, se analizó el efecto de la modificación química del material sobre sus propiedades adsorbentes y se evaluó su desempeño en diferentes concentraciones del contaminante, con el fin de identificar los mecanismos de adsorción involucrados y su potencial aplicación en el tratamiento de efluentes mineros.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Reactivos y materiales

Se utilizó bagazo de caña de azúcar (*Saccharum officinarum*) proveniente de trapiches artesanales de la provincia de Tungurahua (Ecuador) como precursor lignocelulósico. Las partículas de aluminio (pureza  $\geq 99\%$ ; tamaño medio de 222,5 nm, determinado por DLS en un equipo Gama Zetasizer Advance, Malvern Panalytical) se emplearon como agente dopante. Para la hidrólisis se utilizó ácido cítrico monohidratado ( $C_6H_8O_7 \cdot H_2O$ , grado reactivo, 1 M), etanol absoluto ( $C_2H_5OH$ , 99,6 %, grado analítico, Merck) como medio de dispersión orgánica, y solución estándar de nitrato de plomo  $Pb(NO_3)_2$ , 99,9 %, Merck, 1000 ppm para la preparación de las disoluciones sintéticas. Se emplearon soluciones tampón para el ajuste de pH (3,5-8,0) y agua tipo II (resistividad  $\geq 1\text{ M}\Omega \cdot \text{cm}$ ) para la preparación de reactivos.

### Preparación del adsorbente lignocelulósico

**Pretratamiento físico.** El bagazo se sometió a lavado manual con agua destilada para remover impurezas superficiales y azúcares residuales, seguido de secado en estufa de convección a  $55 \pm 2\text{ }^\circ\text{C}$  durante 72 h hasta peso constante. Posteriormente, se molió en molino de cuchillas y se tamizó (malla ASTM No. 40-60; 250-425  $\mu\text{m}$ ), almacenándose en desecador hasta su uso.

**Hidrólisis ácida selectiva.** Se procesaron 30 g de bagazo pretratado mediante hidrólisis con 300 mL de solución de ácido cítrico 1 M (relación sólido:líquido 1:10 p/v) en reactor termostático a  $70 \pm 1\text{ }^\circ\text{C}$  durante 4 h bajo agitación magnética (150 rpm). El material se filtró, lavó hasta pH neutro y secó a  $60\text{ }^\circ\text{C}$ , obteniéndose el bagazo hidrolizado (BH).

**Dopaje con partículas de aluminio.** Se prepararon cuatro unidades experimentales: (i) bagazo nativo (B), (ii) bagazo hidrolizado (BH), (iii) bagazo dopado (BD) y (iv) bagazo hidrolizado y dopado (BHD). Para las variantes dopadas, se mezclaron 4 partes de bagazo (hidrolizado o nativo) con 1 parte de partículas de aluminio (relación 4:1 m/m) en medio etanólico anhidro (99,6 %). La suspensión se agitó en agitador orbital a 200 rpm durante 24 h a temperatura ambiente. Posteriormente, se evaporó el solvente en estufa a 60 °C hasta peso constante, obteniéndose los adsorbentes dopados (Simisterra Borja *et al.*, 2022, pp. 91–98).

## Caracterización físico-química

**Propiedades texturales.** Se determinaron las densidades reales ( $\rho_r$ ) y aparente ( $\rho_a$ ) mediante picnometría de líquidos (tolueno) y volumetría de sólidos granulados, respectivamente. La porosidad total ( $\varepsilon$ ) se calculó mediante la Ecuación 1.

$$\varepsilon = \frac{\rho_r - \rho_a}{\rho_r} \times 100 \quad \text{Ec. (1)}$$

**Análisis morfológico y estructural.** La morfología superficial se evaluó mediante microscopía electrónica de barrido (SEM, Jeol JSM-IT510) a 15 kV tras recubrimiento con oro (sputtering). El tamaño de partícula del aluminio se cuantificó por dispersión dinámica de luz (DLS) en dispersión acuosa diluida ( $\theta = 173^\circ$ ,  $\lambda = 633 \text{ nm}$ ).

**Análisis funcional (FT-IR).** El análisis se realizó en un espectrómetro Jasco FT/IR-4100; se registraron espectros en el rango de 4000–400  $\text{cm}^{-1}$ . (resolución 4  $\text{cm}^{-1}$ , 32 acumulaciones) mediante espectroscopía de infrarrojo con transformada de Fourier (FT-IR), evaluando modificaciones en grupos funcionales (-OH, C=O, Al-O) después de la hidrólisis y después del dopaje.

## Diseño experimental y ensayos de adsorción por lotes

Se empleó un diseño completamente al azar (DCA) factorial  $4 \times 6$ , con arreglo [(B, BD, BH, BHD)  $\times$  (10, 25, 50, 75, 100, 150 ppm de  $\text{Pb}^{2+}$ )], con tres réplicas por tratamiento ( $n = 72$  ensayos totales).

**Determinación del pH óptimo.** Mediante ensayos preliminares con BD a 50 ppm de  $\text{Pb}^{2+}$ , se evaluaron cuatro niveles de pH (3,5; 5,0; 6,5 y 8,0), manteniendo constantes: masa de adsorbente (0,3 g), volumen de solución (50 mL), tiempo de contacto (25 min) y temperatura ( $20 \pm 1 \text{ }^\circ\text{C}$ ). Las suspensiones se agitaron en baño termostatzado (120 rpm) y se filtraron (membrana 0,45  $\mu\text{m}$ ) para análisis residual de plomo.

**Procedimiento de remoción.** Se dispusieron matraces Erlenmeyer de 250 mL con 100 mL de solución de plomo a las concentraciones establecidas y 0,3 g de adsorbente. El pH se ajustó a  $6,5 \pm 0,1$  (valor óptimo determinado) con  $\text{HNO}_3$  o  $\text{NaOH}$  diluidos. Se agitaron a 120 rpm durante 25 min (tiempo de equilibrio previamente determinado). Tras la adsorción, se filtraron y se tomaron alícuotas de 1 mL para cuantificación.

**Análisis de Pb(II) residual.** La concentración de plomo se determinó por espectrofotometría de absorción atómica (AAS, Thermo Scientific iCE 3000 Series) con llama de aire-acetileno ( $\lambda = 283,3 \text{ nm}$ ), mediante curva de calibración ( $R^2 > 0,999$ ) en rango 0,1–5 ppm. Se prepararon blancos para corrección de fondo.

## Parámetros de evaluación

La eficiencia de remoción (%R) y la capacidad de adsorción en equilibrio ( $q_e$ , mg/g) se calcularon mediante las Ecuaciones 2 y 3:

$$\%R = \frac{C_i - C_e}{C_i} \times 100 \quad \text{Ec. (2)}$$

$$q_e = \frac{(C_i - C_e) \cdot V}{m} \quad \text{Ec. (3)}$$

Donde  $C_i$  y  $C_e$  son las concentraciones inicial y de equilibrio de Pb(II) (mg/L),  $V$  el volumen de solución (L) y  $m$  la masa de adsorbente (g).

## Modelado de isotermas y análisis estadístico

Los datos experimentales se ajustaron a los modelos de Langmuir (monocapa homogénea) y Freundlich (multicapa heterogénea), descritos en las Ecuaciones 4 y 5 respectivamente, mediante regresión lineal por mínimos cuadrados.

$$\frac{1}{q_e} = \frac{1}{q_{max}} + \frac{1}{K_L \cdot q_{max} \cdot C_e} \quad \text{Ec. (4)}$$

$$\ln q_e = \ln K_F + \frac{1}{n} \ln C_e \quad \text{Ec. (5)}$$

Donde  $q_{max}$  es la capacidad máxima (mg/g),  $K_L$  la constante de equilibrio (L/mg),  $K_F$  la constante de Freundlich (mg/g)(L/mg) $^{1/n}$ , y  $n$  la intensidad de adsorción.

Se realizó análisis de varianza (ANOVA) bifactorial para evaluar efectos principales (tratamiento y concentración) e interacciones, con nivel de significancia  $\alpha = 0,05$ . Las diferencias entre medias se contrastaron con prueba de comparación LSD (Least Significant Difference). El análisis se ejecutó mediante un software estadístico estándar.

### Aplicación en agua residual minera real

Se aplicó el mejor tratamiento (BHD) a una muestra compuesta de agua residual de mina aurífera (pH natural  $\approx 6,8$ ), determinando la concentración inicial de Pb por AAS. El ensayo se ejecutó en condiciones óptimas determinadas (0,3 g/100 mL, pH 6,5, 25 min, 20 °C), cuantificándose la remoción posterior al tratamiento.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### Caracterización físico-química del adsorbente lignocelulósico

**Rendimiento y propiedades texturales.** Del procesamiento de 14 kg de bagazo de caña fresca se obtuvo 1,224 kg de biomasa seca y molida (rendimiento 8,74 %), con una pérdida de masa atribuible principalmente al contenido de humedad inicial ( $\sim 79$  %), consistente con bagazo de procedencia artesanal y lavado previo. La hidrólisis ácida modificó significativamente la arquitectura textural del material: la densidad real disminuyó de 0,0856 a 0,0759 g·mL<sup>-1</sup>, mientras que la porosidad total aumentó de 0,325 a 0,361 (Tabla 1). Este incremento del 11 % en la porosidad evidencia la eliminación selectiva de lignina y hemicelulosa, generando nuevos sitios de acceso para el adsorbato.

TABLA 1  
Propiedades texturales del bagazo de caña de azúcar antes y después de la hidrólisis

Bagazo de caña de azúcar		
D. Real (g/mL)	D. Aparente (g/mL)	Porosidad
0,0856	0,0578	0,325
Bagazo de caña de azúcar hidrolizado		
D. Real (g/mL)	D. Aparente (g/mL)	Porosidad
0,0759	0,0485	0,361

**Caracterización morfológica.** Los análisis de SEM revelaron alteraciones superficiales diferenciales según el pretratamiento (Figura 1). El bagazo nativo (B) presentó una superficie lisa y compacta, típica de la matriz lignocelulósica intacta. Después de la hidrólisis (BH), se evidenció una superficie rugosa con fisuras y microporos generados por la hidrólisis de polisacáridos amorfos.

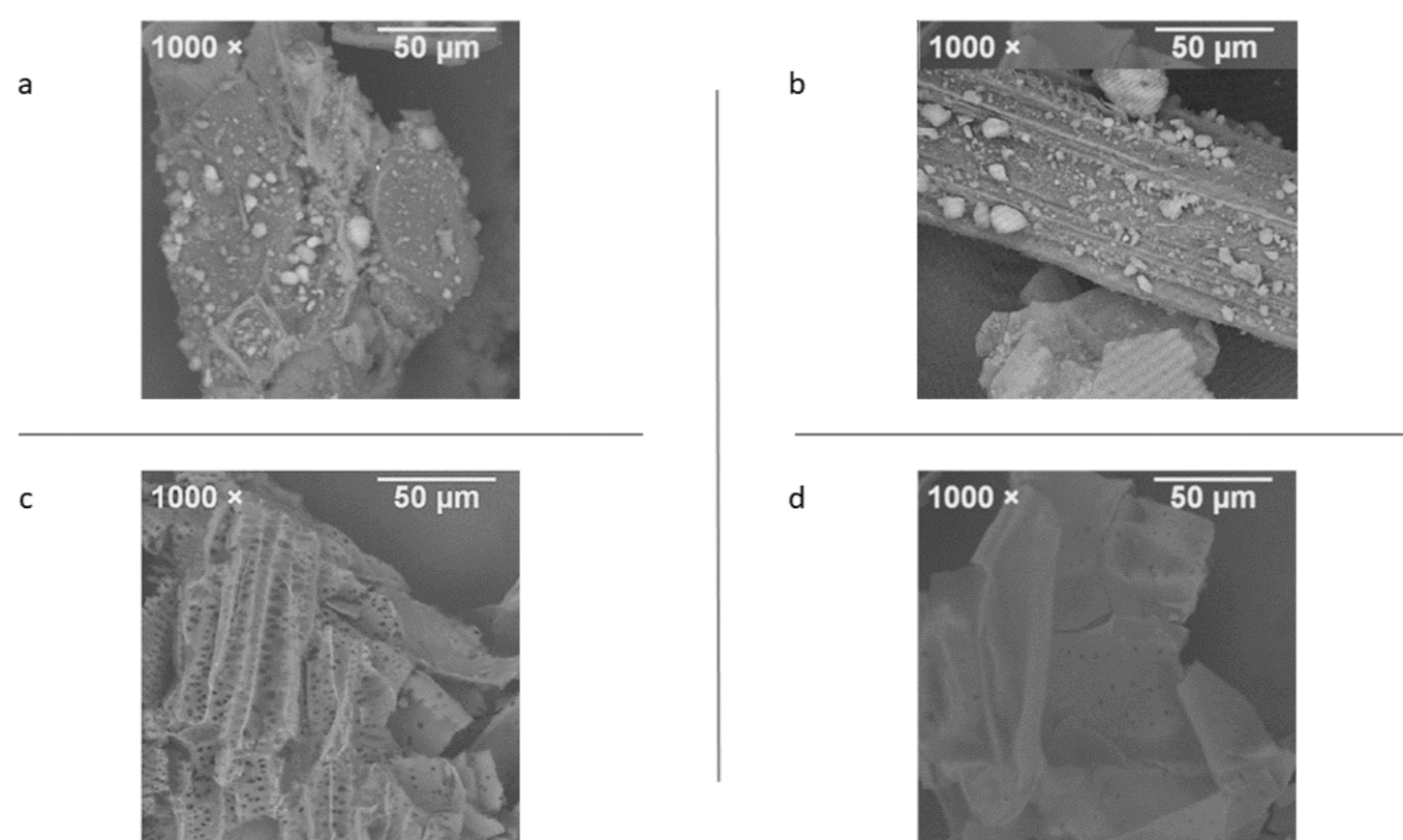


FIGURA 1  
Micrografías SEM

En la Figura 1 se presentan las micrografías: a) bagazo de caña (B), b) bagazo de caña hidrolizado (BH), c) bagazo dopado (BD) y d) bagazo de caña hidrolizado y dopado (BHD).

En las muestras dopadas, las partículas de aluminio (tamaño medio 222,5 nm por DLS, Figura 2) se distribuyeron de manera heterogénea sobre el soporte: en BD presentaron agregados dispersos, mientras que en BHD exhibieron una distribución más uniforme y ordenada, posiblemente por la mayor disponibilidad de grupos funcionales oxigenados que actúan como anclajes para el aluminio (Bharthasaradhi y Nehru, 2015).

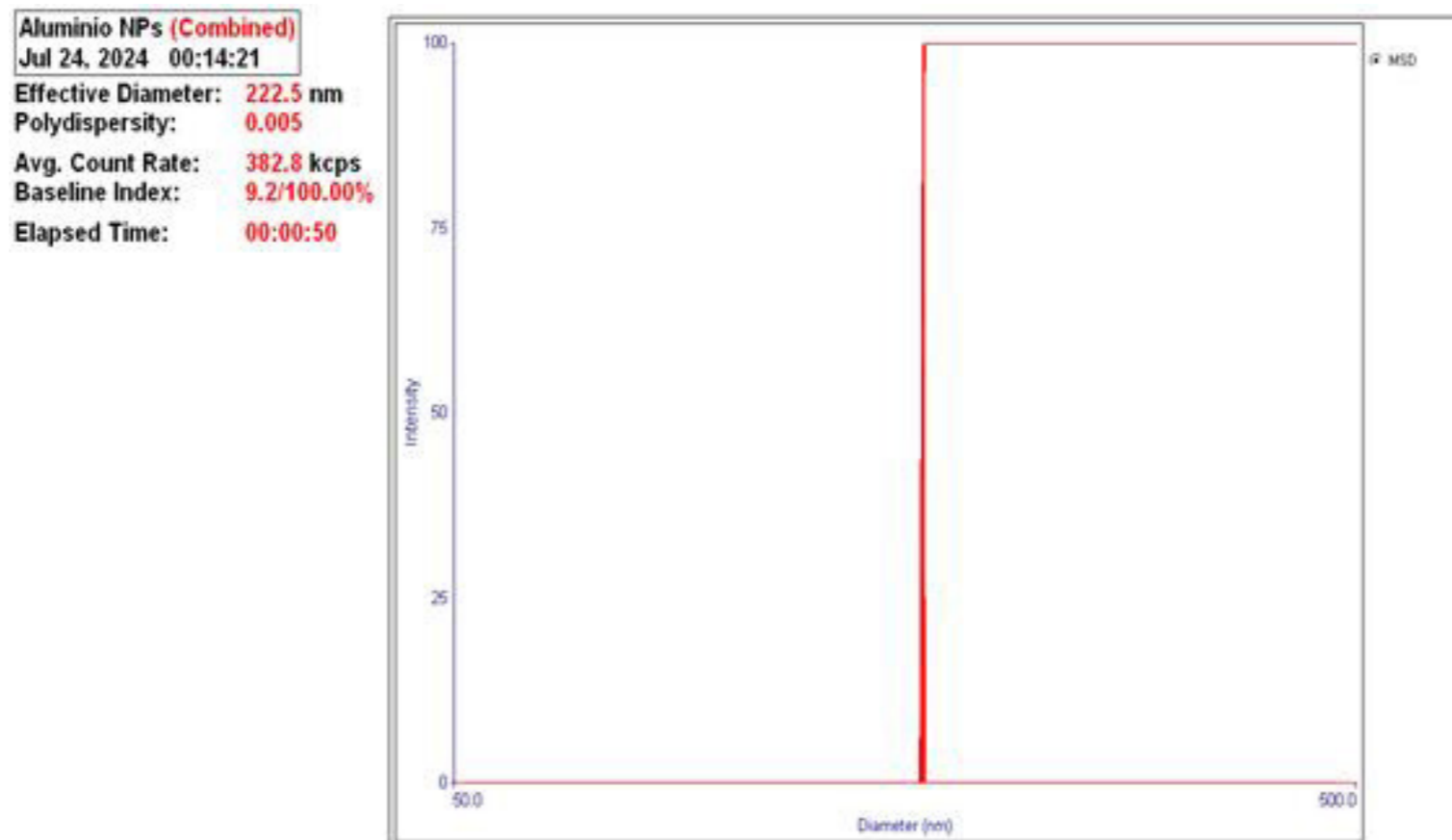


FIGURA 2

Análisis de difracción de luz dinámica de las partículas de aluminio

### Análisis de difracción de luz dinámica de las partículas de aluminio

Modificación química superficial. Los espectros FT-IR (Figura 3 y 4) confirmaron la desestructuración química inducida por la hidrólisis (Tabla 2). La señal de elongación O-H ( $3255\text{ cm}^{-1}$ ) se desplazó a  $3317\text{ cm}^{-1}$  con menor intensidad, sugiriendo ruptura parcial de puentes de hidrógeno intermoleculares. La región carbonílica ( $1704\text{--}1650\text{ cm}^{-1}$ ) mostró desplazamiento hacia  $1608\text{ cm}^{-1}$ , indicando hidrólisis de grupos hemicelulósicos y lignina.

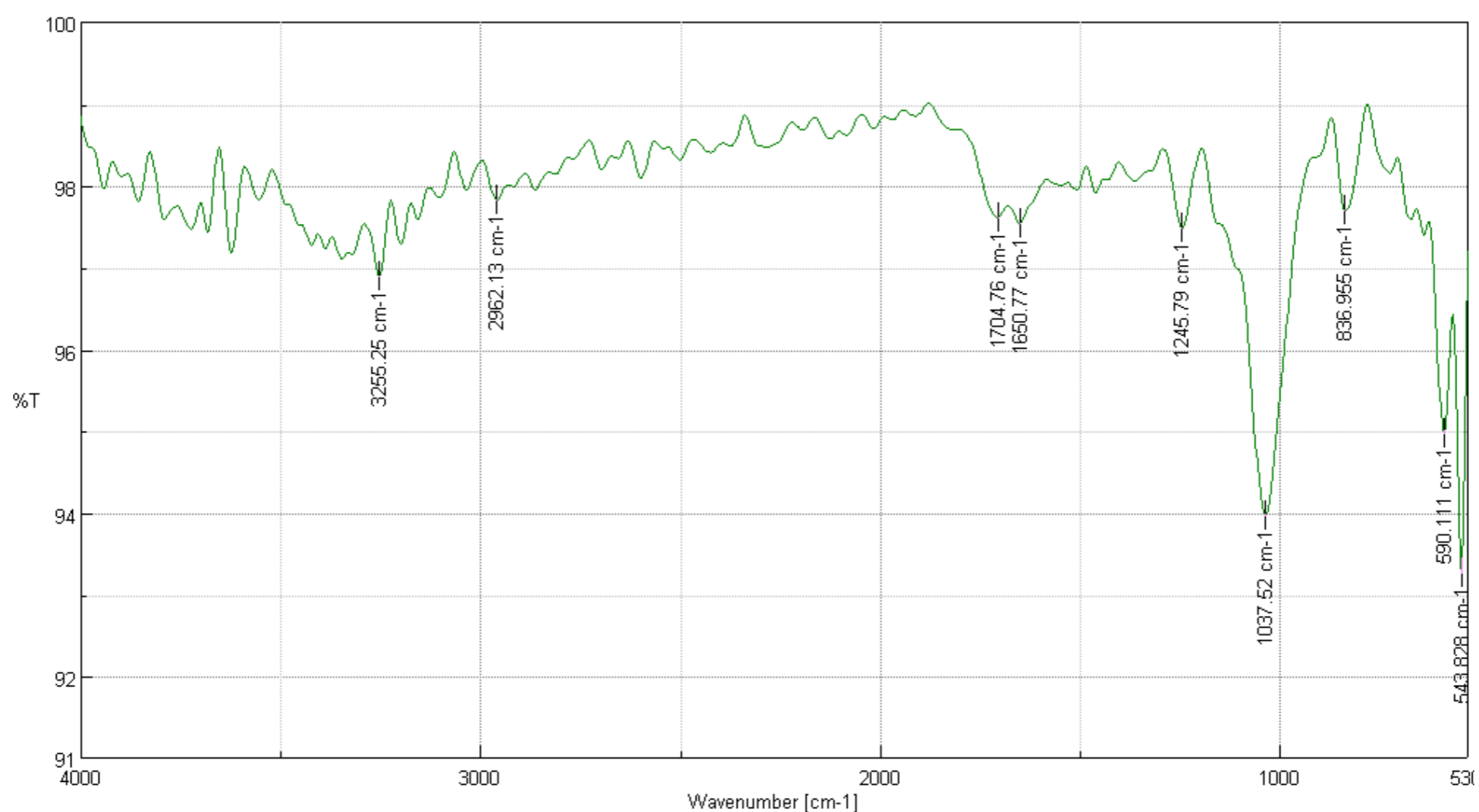


FIGURA 3

FT-IR del bagazo de caña de azúcar (B)



FIGURA 4  
FT-IR del bagazo de caña de azúcar hidrolizado (BH)

TABLA 2  
Bandas características FT-IR del bagazo de caña nativo e hidrolizado

Características	Espectro (B)	Espectro (BH)
Región OH ( $\sim 3300 \text{ cm}^{-1}$ )	3255,25	3316,96
Carbonilo C=O	1704,76-1650,77	1716,34-1608,34
Región de polisacáridos ( $1000\text{-}1200 \text{ cm}^{-1}$ )	1037,52	1037,52
(<math>900 \text{ cm}^{-1}</math>)	590,11-543,82	578,54

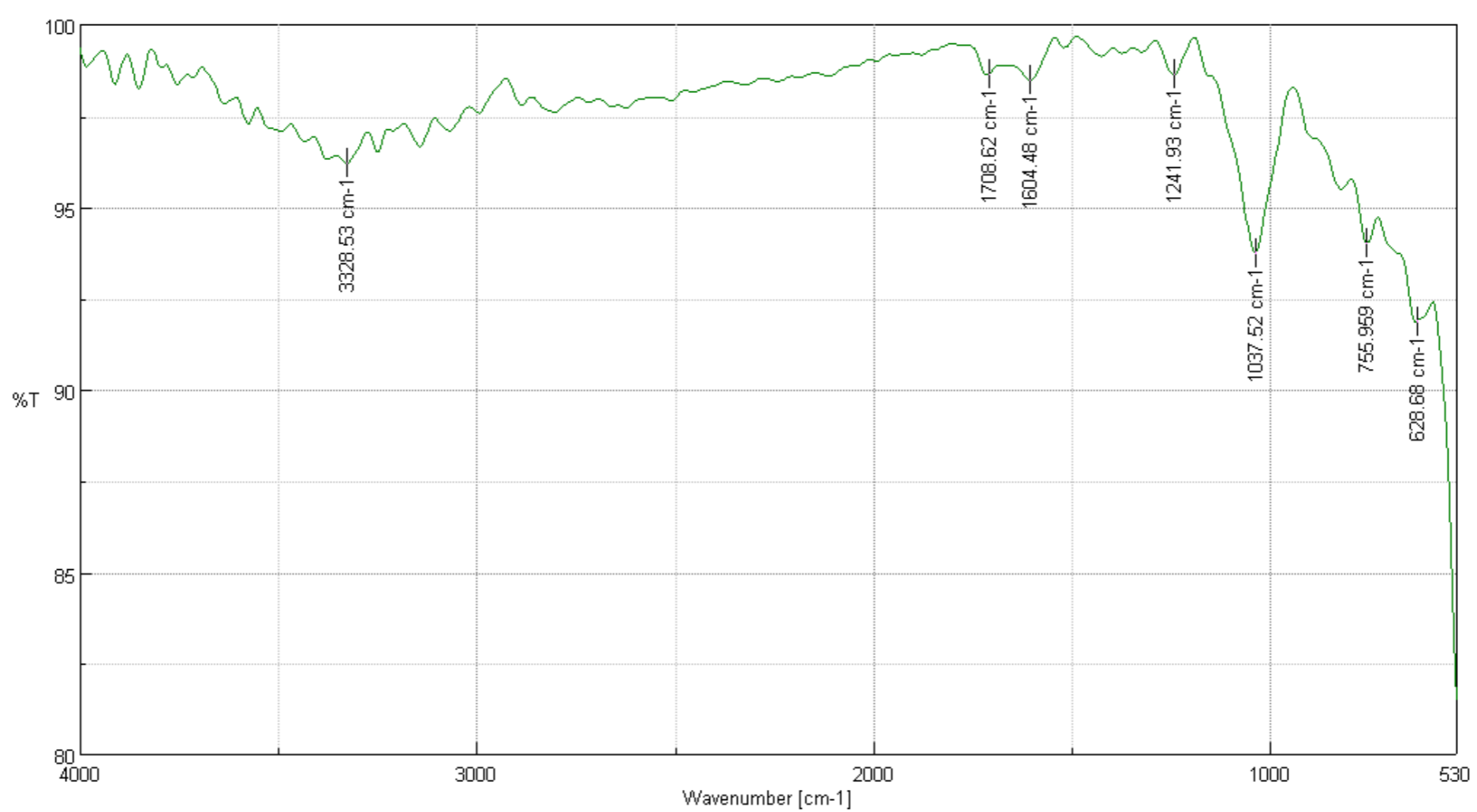


FIGURA 5  
FT-IR del bagazo de caña de azúcar dopado (BD)

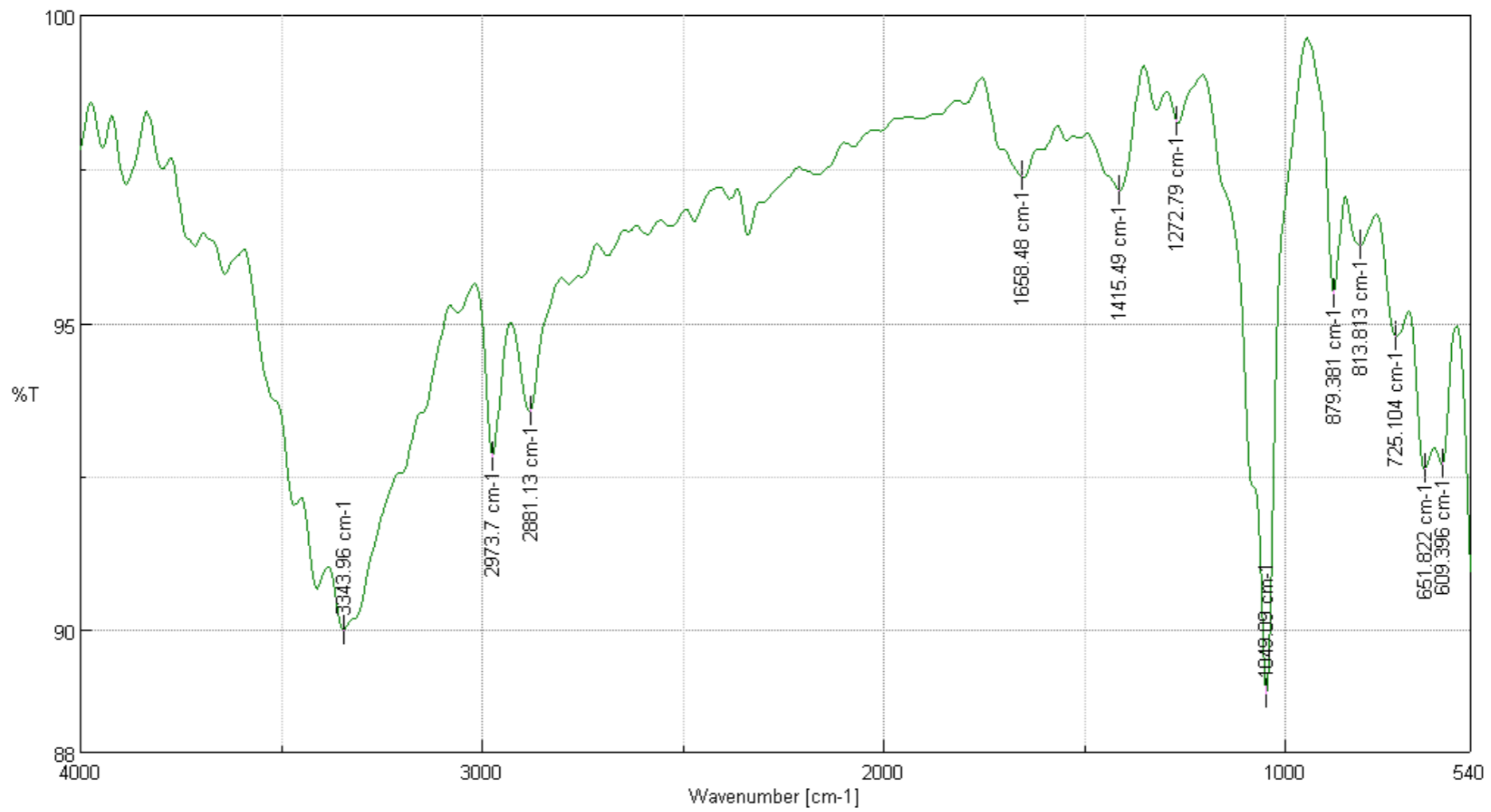


FIGURA 6  
FT-IR del bagazo de caña de azúcar hidrolizado y dopado (BHD)

Después del dopaje (Tabla 3), como se observa en las Figuras 5 y 6, aparecieron bandas características de vibración Al-O (755–628 cm<sup>-1</sup>) en BD y BHD, confirmando la interacción química entre el aluminio y los grupos hidroxilos de la celulosa, posiblemente mediante enlaces Al-O-C tipo aluminatos orgánicos (Yate et al., 2009, pp. 1904-1907).

TABLA 3  
Longitudes de onda de grupos funcionales significativos

Características	Espectro (BD)	Espectro (BHD)
Bandas de C–H alifático (~2900 cm <sup>-1</sup> )	-	2973,7-2881,13
Carbonilo C=O	1708,62-1604,48	1658,48
Al-O (1200–500 cm <sup>-1</sup> )	755,95-628,68	651,82-609,39

### Optimización del pH de operación

La evaluación del pH óptimo (3,5–8,0) reveló un comportamiento anfótero típico de adsorbentes lignocelulósicos modificados. A pH 6,5 se alcanzó la máxima eficiencia de remoción (83,14 ± 0,36%), mientras que a pH 3,5 y 8,0 los rendimientos cayeron a 53,94% y 62,62%, respectivamente (Tabla 4).

TABLA 4  
Resultados de remoción y determinación de pH óptimo

pH	Concentración de plomo (mg/L)		Promedio	% Remoción	
	[Pb] <sub>i</sub>	[Pb] <sub>f</sub>			
		R1			R2
3,5	49,018	23,4938	21,6578	22,5758	53,9439
5		28,0125	27,6193	27,8159	43,2537
6,5		8,1163	8,4124	8,2644	83,1402
8		17,7641	18,8810	18,3226	62,6208

Este perfil se explica por la especiación del plomo y la carga superficial del adsorbente: a pH < 5, la competencia entre H<sup>+</sup> y Pb<sup>2+</sup> por sitios activos reduce la adsorción; a pH > 7, la precipitación de Pb(OH)<sub>2</sub> y la repulsión electrostática con grupos carboxilatos ionizados disminuyen la adsorción efectiva (Ezeonuegbu *et al.*, 2021). Por tanto, pH 6,5 se estableció como condición óptima para estudios subsiguientes.

### Eficiencia de remoción y comportamiento isotérmico

Rendimientos diferenciales por tratamiento. El análisis factorial mostró efectos significativos tanto del tipo de tratamiento ( $p < 2 \times 10^{-16}$ ) como de la concentración inicial ( $p < 2 \times 10^{-16}$ ), con interacción significativa entre ambos factores ( $p < 4,82 \times 10^{-9}$ ) (Tabla 5).

TABLA 5  
Análisis de varianza (ANOVA)

Fuente de variación	DF	SC	SCM	F	Pr (>F)
Tratamiento	3	3,11	1,036	123,818	< 2e-16
Concentraciones	5	130,51	26,102	3116,852	< 2e-16
Tratamiento x Concentraciones	15	1,07	0,072	8,561	4,8210 <sup>-9</sup>
Error	48	0,40	0,008	-	-

A bajas concentraciones (10 ppm), todos los tratamientos alcanzaron eficiencias > 84%, siendo BHD el superior (92,85%), seguido de BH (91,67%), BD (90,46%) y B (84,95%) (Tabla 6). Sin embargo, a concentraciones elevadas (150 ppm), el dopaje con aluminio demostró un efecto protector contra la saturación: mientras B cayó a 20,26%, BHD mantuvo 44,86% de remoción, evidenciando una capacidad de saturación superior atribuible a los sitios de adsorción adicionales proporcionados por las partículas de aluminio.

La Tabla 6 presenta el porcentaje de remoción de Pb(II) a diferentes concentraciones iniciales, con un volumen de 100 mL, pH 6,5 y dosis de adsorbente de 0,3 g.

TABLA 6  
Porcentaje de remoción de Pb (II)

Tratamientos	Concentraciones de plomo (mg/L)					% Remoción
	[Pb] <sub>i</sub>	[Pb] <sub>f</sub>			Promedio	
		R1	R2	R3		
B	10 ppm	1,9321	1,1942	0,9434	1,357	84,952
	25 ppm	8,9467	10,0936	9,341	9,460	55,222
	50 ppm	24,2681	23,9878	24,8456	24,367	50,289
	75 ppm	50,263	46,5779	48,1769	48,339	47,651
	100 ppm	57,1446	71,9426	72,1808	67,089	40,984
	150 ppm	142,9473	125,5635	134,644	134,385	20,256
BD	10 ppm	0,8118	0,8788	0,8905	0,860	90,456
	25 ppm	4,812	3,5785	4,5007	4,297	79,661
	50 ppm	12,2252	13,5911	14,2825	13,366	72,732
	75 ppm	21,6252	26,9236	32,2206	26,923	70,844
	100 ppm	52,8798	51,4198	51,8873	52,062	54,203
	150 ppm	77,3029	95,1379	93,3518	88,598	47,426

Tratamientos	Concentraciones de plomo (mg/L)				Promedio	% Remoción
	[Pb] <sub>i</sub>	[Pb] <sub>f</sub>				
		R1	R2	R3		
BH	25 ppm	8,6163	10,0936	9,2494	9,320	55,887
	50 ppm	28,9217	32,1313	30,3057	30,453	37,874
	75 ppm	50,7546	50,6263	52,8543	51,412	44,324
	100 ppm	72,403	58,9587	74,2175	68,526	39,720
	150 ppm	12,0284	125,3941	116,6417	121,021	28,186
BHD	10 ppm	0,645	0,5912	0,6968	0,644	92,853
	25 ppm	7,2655	6,4479	6,7534	6,822	67,709
	50 ppm	11,3593	12,6059	14,0964	12,687	74,117
	75 ppm	32,0492	31,4476	33,6883	32,395	64,918
	100 ppm	42,886	51,422	49,322	47,877	57,885
	150 ppm	83,7048	93,9261	101,1245	92,918	44,862

**Mecanismos de adsorción: Modelos isotérmicos.** Los datos experimentales se ajustaron a modelos de Langmuir y Freundlich con correlaciones contrastantes según el pretratamiento (Figura 7):

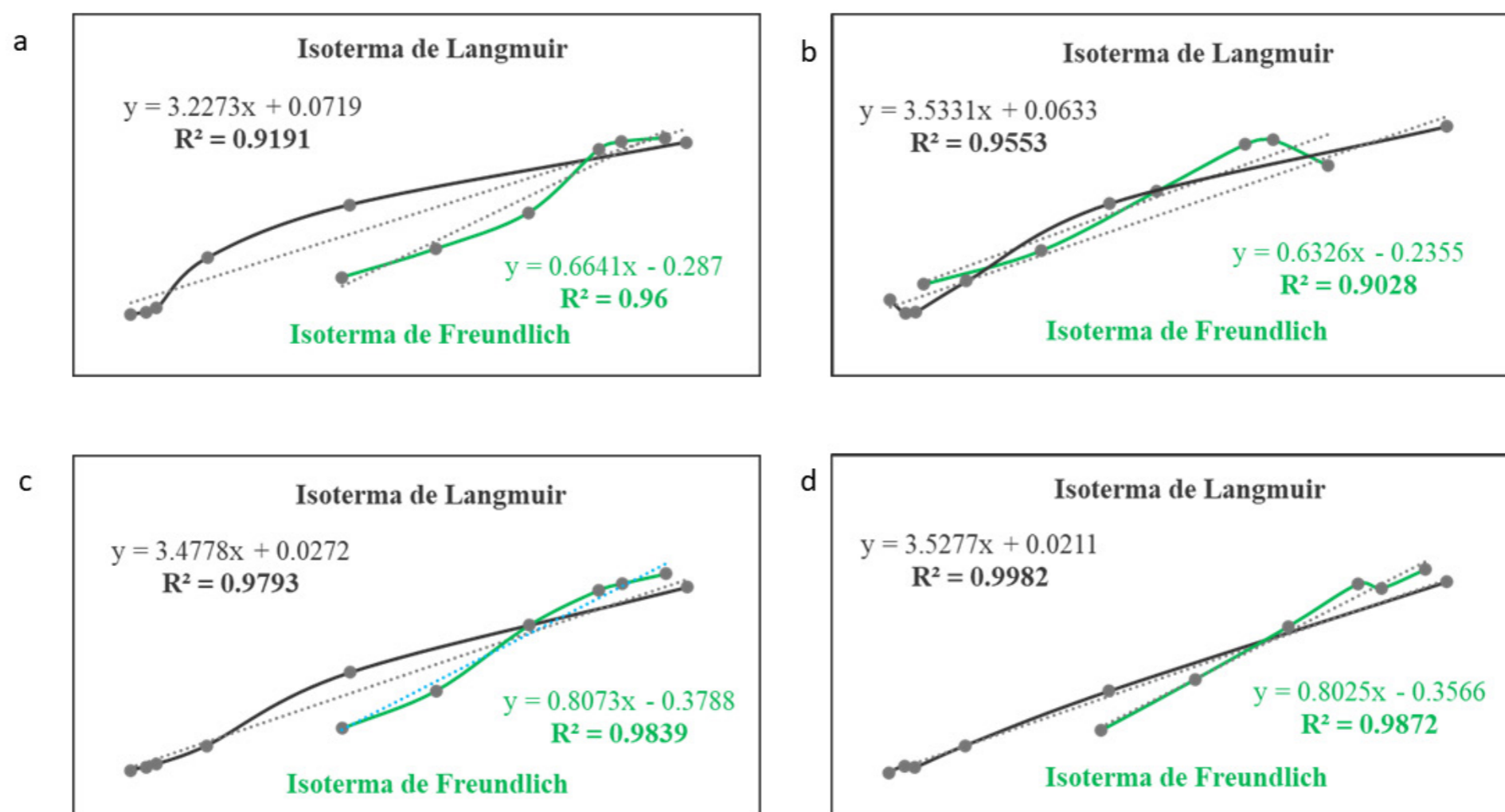


FIGURA 7  
Representación de las isotermas de Langmuir y Freundlich

En la Figura 7 se presenta: a) bagazo de caña de azúcar, b) bagazo de caña de azúcar hidrolizado, c) bagazo de caña de azúcar dopado y d) bagazo de caña de azúcar hidrolizado y dopado.

**Materiales sin hidrólisis (B y BD):** Ajuste preferencial al modelo de Langmuir ( $R^2 = 0,955$  y  $0,998$ , respectivamente), indicando adsorción en monocapa sobre superficies energéticamente homogéneas. La hidrólisis aparenta crear heterogeneidad superficial.

**Materiales hidrolizados (BH y BHD):** Ajuste superior al modelo de Freundlich ( $R^2 = 0,960$  y  $0,984$ ), con exponentes  $1/n < 1$  (0,34–0,42), sugiriendo adsorción multicapa favorable sobre superficies heterogéneas con distribución exponencial de sitios energéticos.

Este cambio de modelo (Langmuir→Freundlich) indica que la hidrólisis ácida genera una distribución heterogénea de sitios funcionales (fenoles, alcoholes, carbonilos expuestos), mientras que el dopaje incrementa la capacidad máxima sin alterar la naturaleza mono o multicapa predominante.

### Análisis estadístico de efectos principales

Los gráficos de efectos principales (Figuras 8 y 9) corroboraron la superioridad de BHD, con menor concentración residual de plomo en todo el rango ensayado. La interacción tratamiento-concentración evidenció que la ventaja de BHD se acentúa a medios y altas concentraciones (50–150 ppm), donde los materiales sin dopaje (B, BH) sufren saturación prematura. El análisis LSD ( $\alpha = 0,05$ ) confirmó diferencias significativas entre todos los pares de tratamientos, excepto entre B y BH a concentraciones  $> 100$  ppm, donde ambos alcanzan saturación.

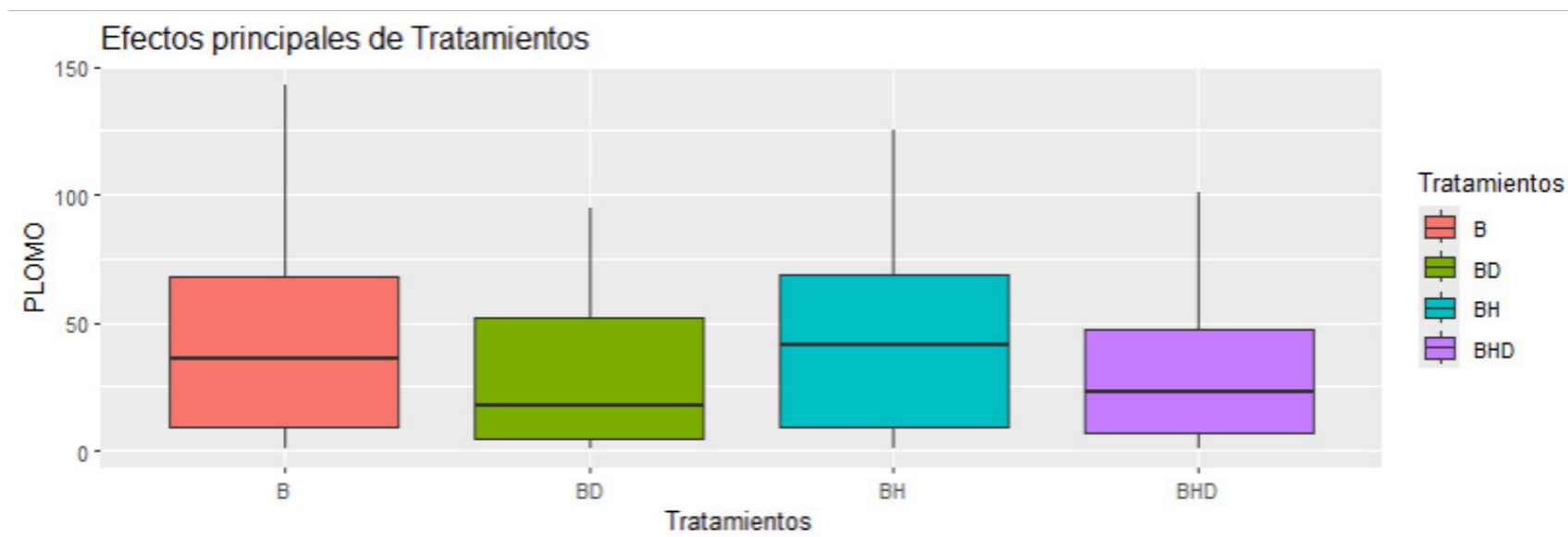


FIGURA 8  
Efectos principales de los tratamientos

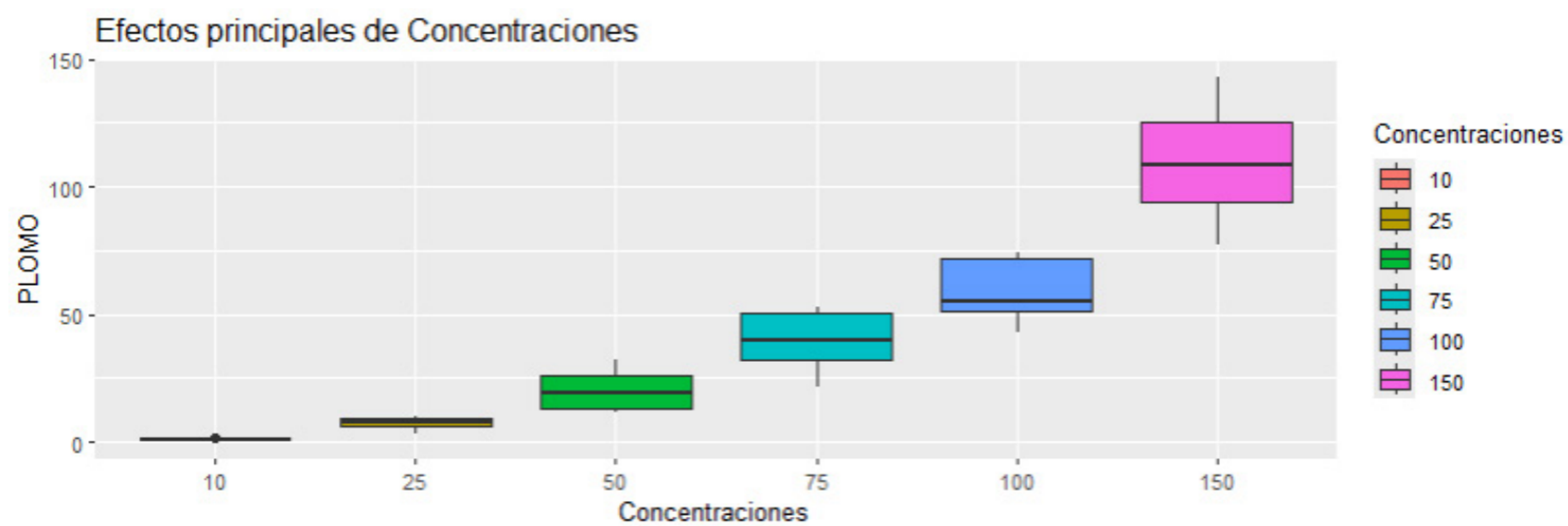


FIGURA 9  
Efectos principales de las concentraciones

### Validación en matriz real y mecanismo de retención

La aplicación de BHD a agua residual minera (concentración inicial  $0,449 \text{ mg Pb}^{2+} \cdot \text{L}^{-1}$ ) alcanzó remoción cuantitativa ( $> 99,9 \%$ ), reduciendo la concentración hasta trazas indetectables ( $< 0,01 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ), cumpliendo con los límites de calidad para vertido.

En la Tabla 7 se presentan los resultados de remoción en muestra real de agua minera con volumen de 100 mL, pH: 6,5, y dosis 0,3 g.

TABLA 7  
Resultados de remoción en muestra real de agua minera

Muestra	[Pb] <sub>i</sub>	[Pb] <sub>f</sub>	% Remoción
RSM6 (1)		0,0121	97,3045
RSM6 (2)	0,4489	Trazas	99,9
RSM6 (3)		Trazas	99,9

Los espectros FT-IR post-adsorción (Figura 10) evidenciaron los mecanismos de retención mediante desplazamientos específicos:

- **Región O-H (3328→3351 cm<sup>-1</sup>):** Desplazamiento y disminución de intensidad sugiere interacción Pb<sup>2+</sup> con grupos hidroxilo mediante enlace coordinativo o intercambio iónico.
- **Región C=O (1708→1720 cm<sup>-1</sup>):** Desplazamiento hacia mayores longitudes de onda indica coordinación de carbonilos con el metal.
- **Región Al-O (< 1000 cm<sup>-1</sup>):** Aparición de bandas nuevas (~617 cm<sup>-1</sup>) atribuibles a vibraciones Pb-O-Al, confirmando el papel activo del aluminio dopado como puente químico para la captación de plomo.

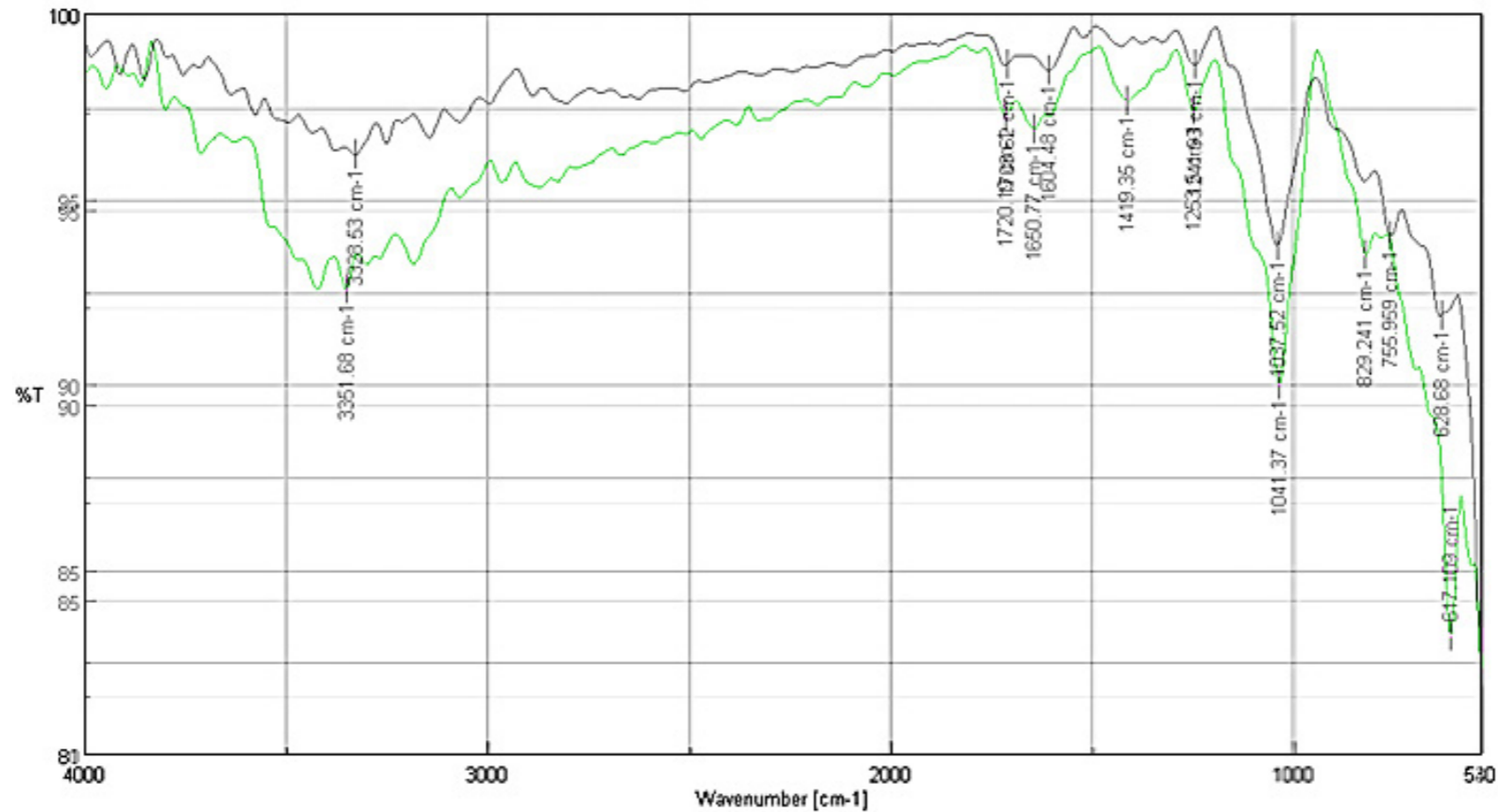


FIGURA 10

FT-IR del BHD antes y después del proceso de remoción de plomo

## DISCUSIÓN

### Modificación estructural del bagazo por hidrólisis ácida

Debido a su naturaleza poliprótica, el ácido cítrico permite una hidrólisis controlada que favorece la introducción de grupos carboxilo en la matriz lignocelulósica (Chie Wei, 2014; Huang *et al.*, 2025). Este fenómeno justifica la transición del modelo isotérmico observado: mientras el bagazo nativo (B) y el dopado sin hidrólisis (BD) se ajustaron al modelo de Langmuir ( $R^2 > 0,95$ ), indicando superficies homogéneas con sitios energéticamente equivalentes, los materiales hidrolizados (BH y BHD) exhibieron ajuste preferencial al modelo de Freundlich ( $R^2 > 0,96$ ) (Ezeonuegbu *et al.*, 2021).

### Heterogeneidad superficial y modelos isotérmicos

El parámetro  $1/n$  de Freundlich obtenido para BH y BHD ( $< 0,5$ ) indica adsorción favorable sobre superficies con distribución exponencial de sitios de energía variable (Kheradmand *et al.*, 2022). La hidrólisis ácida expone dominios amorfos de celulosa y hemicelulosa con diferentes entornos químicos (-OH alifáticos, fenólicos y carboxílicos), generando la heterogeneidad energética que justifica el modelo de Freundlich (Acosta-Pintor *et al.*, 2025).

La coexistencia de ambos comportamientos en el sistema (Langmuir para no hidrolizados, Freundlich para hidrolizados) evidencia que el ácido cítrico no solo incrementa el área superficial, sino que cualitativamente modifica la naturaleza química de los sitios activos.

### Mecanismo de acción del aluminio dopado: complejación superficial de esfera interna (inner-sphere)

El dopaje con partículas de aluminio (222,5 nm) introdujo sitios de coordinación específicos para Pb(II), evidenciados por las bandas Al-O (755–628 cm<sup>-1</sup>) en FT-IR y su desplazamiento post-adsorción ( $< 1000$  cm<sup>-1</sup>). (Chowdhury *et al.*, 2021) demostraron que los grupos hidroxilo asociados a aluminio ( $\equiv\text{Al-OH}$ ) en materiales lignocelulósicos modificados forman complejos de esfera interna (inner-sphere surface complexes) con Pb(II), predominando sobre la adsorción electrostática. Este mecanismo implica:

- Intercambio ligando: Pb<sup>2+</sup> reemplaza protones de grupos aluminol ( $\equiv\text{Al-OH} + \text{Pb}^{2+} \rightarrow \equiv\text{Al-OPb}^+ + \text{H}^+$ ).
- Formación de hidróxidos/óxidos superficiales: a pH cercano a 6,5, los iones Pb<sup>2+</sup> interactúan con grupos OH del Al formando especies Pb(OH)<sub>2</sub> y PbO adsorbidas, detectadas por desplazamientos en FT-IR (736–642 cm<sup>-1</sup>).

El efecto sinérgico hidrólisis-dopaje (BHD) se explica porque la hidrólisis previa genera una superficie con mayor densidad de grupos oxigenados que actúan como anclajes covalentes para las partículas de aluminio, previniendo su aglomeración y maximizando la exposición de sitios  $\equiv\text{Al-OH}$  activos (Thanh Tran *et al.*, 2025). Esto concuerda con estudios recientes en carbones activados modificados con Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>, donde la dispersión homogénea de fases aluminadas incrementa la hidrofiliidad y la capacidad de complejación específica para Pb(II) frente a iones competidores (Chowdhury *et al.*, 2021).

## Eficiencia comparativa y robustez del sistema

La estrategia de modificación química empleada en este estudio genera un material híbrido (BHD) cuya performance supera consistentemente la reportada para bagazo nativo sin tratar. (Praipipat *et al.*, 2023) determinaron que el bagazo de caña nativo presenta una capacidad máxima de adsorción ( $q_{max}$ ) de apenas 6,37 mg/g para Pb(II), atribuible a la recalcitrancia de la matriz lignina-hemicelulosa que limita la disponibilidad de grupos funcionales activos. Estos valores concuerdan con los reportados por (Alves-Gurgel *et al.*, 2008) quienes evidenciaron que la biomasa lignocelulósica cruda posee baja densidad de sitios activos para coordinación de metales pesados, requiriendo modificaciones químicas para incrementar significativamente su capacidad de retención, el BHD desarrollado supera ampliamente estas limitaciones estructurales alcanzando eficiencias >90% incluso a concentraciones bajas (10 ppm), donde el bagazo nativo apenas alcanza remociones del 20–30% bajo condiciones equivalentes.

Frente a biochars derivados de bagazo de caña producidos mediante pirólisis o carbonización hidrotermal, se observa una variabilidad significativa según la severidad del tratamiento térmico. (Acosta-Pintor *et al.*, 2025) reportaron valores de  $q_{max}$  de 12,74 mg/g para biochars de bagazo obtenidos a 200 °C, con eficiencias de remoción decrecientes a concentraciones elevadas debido a la saturación superficial. Por su parte (Malool *et al.*, 2021) alcanzaron valores superiores (92,24 mg/g) mediante hidrocarbón modificado alcalinamente, aunque requiriendo etapas de activación química intensivas. El BHD presenta una ventaja crítica sobre estas alternativas térmicas: opera eficientemente a temperatura ambiente (20 °C) y tiempo de contacto reducido (25 min), eliminando el consumo energético asociado a procesos piro-térmicos (400–850 °C) típicamente requeridos para desarrollar microporosidad en biochars.

En comparación con carbones activados derivados de bagazo, (Somyanonthanakun *et al.*, 2023) obtuvieron capacidades de 60,24 mg/g mediante activación física con CO<sub>2</sub> a 850 °C, mientras que materiales activados químicamente con ZnCl<sub>2</sub> o KOH pueden alcanzar valores de 90–158 mg/g según condiciones de carbonización. Sin embargo, el análisis costo-beneficio favorece al BHD: (El Gamal y Gomaa, 2025) determinaron que el carbón activado comercial (CAC) presenta costos de producción de 3,50 USD/kg, mientras que adsorbentes derivados de residuos agrícolas modificados químicamente sin etapas de carbonización pueden reducir costos hasta 1,25 USD/kg con eficiencias competitivas. El CAC presenta capacidades teóricas de 200–450 mg/g para Pb(II), pero su efectividad disminuye marcadamente en matrices complejas por competencia iónica y requerimientos estrictos de pH.

La mejora del 24% en remoción a alta concentración (150 ppm) atribuible al dopaje con aluminio en el BHD evidencia que las nanopartículas de Al (222,5 nm) operan como centros activos de alta afinidad mediante mecanismos de complejación inner-sphere, más resistentes a la competencia iónica (Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Fe<sup>3+</sup>) que la fisisorción dominante en carbones activados de bajo costo o biomasa no modificada. La validación en agua residual minera real (remoción >99,9%, de 0,449 ppm a trazas indetectables) confirma la robustez del BHD en condiciones de matriz compleja, donde el principio HSAB (Hard-Soft Acid-Base) predice la superior afinidad de Pb<sup>2+</sup> (ácido intermedio) por los ligandos oxigenados del BHD (bases duras: –OH, –COOH, Al–O) frente a iones alcalinotérreos presentes típicamente en drenaje ácido de mina.

En conjunto, los resultados sugieren que la combinación de hidrólisis ácida y dopaje con aluminio genera un material adsorbente multifuncional en el que coexisten mecanismos de adsorción electrostática, complejación superficial y adsorción química, lo que explica el desempeño superior observado frente al bagazo sin modificar.

## CONCLUSIONES

El presente estudio evidencia que el bagazo de caña de azúcar, previamente hidrolizado y dopado con partículas de aluminio, puede actuar como un biosorbente eficiente para la remoción de Pb(II) en aguas provenientes de actividades mineras. Estos hallazgos respaldan el desarrollo de una alternativa sostenible y de bajo costo para el tratamiento de efluentes contaminados. La modificación química mediante hidrólisis ácida permitió alterar la estructura superficial del material lignocelulósico, aumentando su porosidad y exponiendo una mayor cantidad de grupos funcionales oxigenados capaces de interactuar con cationes metálicos. De igual manera, la incorporación de partículas de aluminio aportó nuevos sitios de coordinación que favorecieron la retención del Pb(II), mejorando el desempeño del adsorbente incluso en condiciones de mayor concentración del contaminante.

El cambio observado del modelo isotérmico de Langmuir al de Freundlich sugiere que la hidrólisis ácida modifica la superficie del adsorbente, generando una estructura más heterogénea y con una mayor variedad de sitios activos capaces de interactuar con los iones metálicos. Este comportamiento ayuda a explicar por qué el material modificado, que combina hidrólisis y dopaje con aluminio, presenta un desempeño superior en comparación con el bagazo sin tratar. Además, cuando el adsorbente se aplicó a muestras reales de agua residual minera, se observó una alta eficiencia en la remoción de plomo, lo que refuerza el potencial de esta tecnología como una alternativa prometedora para reducir la contaminación por metales pesados en zonas impactadas por la minería artesanal e industrial.

En futuras investigaciones será importante evaluar la cinética de adsorción y la capacidad de regeneración del material, con el propósito de determinar su viabilidad en aplicaciones continuas. De igual manera, resultará pertinente analizar el desempeño del adsorbente en sistemas de flujo continuo a escala piloto que trabajen con volúmenes representativos de drenaje ácido de mina, considerando además la presencia de iones competidores y mezclas multimetálicas que suelen encontrarse en estos efluentes. De igual forma, se sugiere optimizar los parámetros de síntesis de las partículas de aluminio con el fin de reducir su tamaño y aumentar la relación superficie/volumen. Finalmente, sería conveniente realizar análisis de ciclo de vida que permitan estimar la huella ambiental del proceso y comparar su beneficio económico frente a otras tecnologías convencionales utilizadas en la remediación de aguas contaminadas.

## Agradecimientos

Se expresa un sincero agradecimiento a todos los participantes de este proyecto por su valiosa colaboración, compromiso y aporte en el desarrollo de la investigación “Desarrollo y evaluación de materiales emergentes para remoción de metales pesados en agua de mina por lotes y flujo continuo”. Su apoyo fue fundamental para el cumplimiento de los objetivos propuestos y para el fortalecimiento de esta iniciativa de impacto científico y ambiental.

## Contribución de los autores

Mabel Parada Rivera: Conceptualización, metodología, software, validación, análisis formal, investigación, recursos, curación de datos, escritura - borrador original, escritura - revisión y edición, visualización, supervisión, administración del proyecto, adquisición de financiamiento.

Camilo Haro Barroso: Conceptualización, metodología, investigación, curación de datos, escritura - borrador original, visualización, administración del proyecto.

Mateo Ortega Noboa: Conceptualización, metodología, software, validación, análisis formal, investigación, recursos, curación de datos, escritura - borrador original, escritura - revisión y edición, visualización, supervisión, administración del proyecto, adquisición de financiamiento.

Luis Añilema Buñay: Conceptualización, metodología, investigación, recursos, curación de datos, visualización, administración del proyecto.

## Cesión de derechos y declaración de conflicto de intereses

La revista FIGEMPA: Investigación y Desarrollo conserva los derechos patrimoniales (copyright) de la obra publicada, al mismo tiempo que promueve y permite su reutilización. La obra se publica en edición electrónica bajo la licencia Creative Commons CC-BY 4.0, que permite a los usuarios compartir, copiar y redistribuir el contenido, siempre que se dé el debido reconocimiento a los autores.

([https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.es\\_ES](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.es_ES))

Los autores declaran haber respetado los principios éticos de investigación y estar libre de cualquier conflicto de intereses.

## REFERENCIAS

- Acosta-Pintor, D.C., Carranza-Álvarez, C., Lorenzo-Márquez, H., Wong-Arguelles, C. y Mojica-Mesinas, C. (2025) "Hydrothermal Carbonization of Sugarcane Tip (*Saccharum officinarum* L.) for Pb (II) Removal: Synthesis, Characterization, and Adsorption Equilibrium", *AppliedChem*, 5(4). doi:10.3390/appliedchem5040024
- Adler Miserendino, R., Bergquist, B.A., Adler, S.E., Davée-Guimarães, J.R., Lees, P.S., Niquen, W. *et al.* (2013) "Challenges to measuring, monitoring, and addressing the cumulative impacts of artisanal and small-scale gold mining in Ecuador", *Resources Policy*, 38(4), pp. 713–22. doi:10.1016/j.resourpol.2013.03.007
- Almeida-Guerra, P., Escandón-Panchana, P., Briones-Bitar, J., Hernández, M.T. y Morante-Carballo, F. (2025) "Analysis of Heavy Metal Contamination in Surface Water Bodies in the Ponce Enriquez Mining District, Ecuador", *Challenges in Sustainability*, 13(2), pp. 160–76. doi:10.56578/cis130202
- Alves-Gurgel, L.V., Pereira-Freitas, R. y Frédéric-Gil, L. (2008) "Adsorption of Cu(II), Cd(II), and Pb(II) from aqueous single metal solutions by sugarcane bagasse and mercerized sugarcane bagasse chemically modified with succinic anhydride", *Carbohydrate Polymers*, 74(4), pp. 922-929. doi:10.1016/j.carbpol.2008.05.023
- Badawi, M.A., Negm, N.A., Abou Kana, M.T., Hefni, H.H. y Abdel Moneem, M.M. (2017) "Adsorption of aluminum and lead from wastewater by chitosan-tannic acid modified biopolymers: Isotherms, kinetics, thermodynamics and process mechanism", *International Journal of Biological Macromolecules*, 99, pp. 465–76. doi:10.1016/j.ijbiomac.2017.03.003
- Bharthasaradhi, R. y Nehru, L.C. (2015) "Preparation and characterisation of nanoscale  $\alpha$ -Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> by precipitation method", *AIP Conference Proceedings*, 1665(1). doi:10.1063/1.4917782
- Chie Wei, H. (2014) *Functional groups and morphological characteristics of sugarcane bagasse*. Tesis de licenciatura. Universiti Malaysia Sarawak. Disponible en: <https://ir.unimas.my/id/eprint/27319/1/Heng.pdf>
- Chowdhury, T., Zhang, L., Zhang, J. y Aggarwal, S. (2021) "Pb(II) adsorption from aqueous solution by an aluminum-based metal organic framework-graphene oxide nanocomposite", *Materials Advances*, 2, pp. 3051-3059. doi:10.1039/d1ma00046b
- Dos Santos, V. C., Tarley, C. R., Caetano, J., y Dragunski, D. C. (2010) "Assessment of chemically modified sugarcane bagasse for lead adsorption from aqueous medium", *Water Science and Technology*, 62(2), pp. 457-465. doi:10.2166/WST.2010.291
- El Gamal, G.A. y Gomaa, A.M. (2025) "Performance of maize tassel activated carbon for COD removal from industrial wastewater under optimized conditions", *Scientific Reports*, 15. doi:10.1038/s41598-025-24902-y
- Ezeonuegbu, B.A., Machido, D.A., Whong, C.M., Japhet, W.S., Alexiou, A., Elazab, S.T. *et al.* (2021) "Agricultural waste of sugarcane bagasse as efficient adsorbent for lead and nickel removal from untreated wastewater: Biosorption, equilibrium isotherms, kinetics and desorption studies", *Biotechnology Reports*, 30. doi:10.1016/j.btre.2021.e00614
- Huang, K., Su, K., Mohan, M., Chen, J., Xu, Y. y Zhou, X. (2025) "Research progress on organic acid pretreatment of lignocellulose", *International Journal of Biological Macromolecules*, 307. doi:10.1016/j.ijbiomac.2025.142325
- Ji, H., Xiang, Z., Qi, H., Han, T., Pranovich, A. y Song, T. (2019) "Strategy towards one-step preparation of carboxylic cellulose nanocrystals and nanofibrils with high yield, carboxylation and highly stable dispersibility using innocuous citric acid", *Green Chemistry*, 21(8), pp. 1956-1964. doi:10.1039/c8gc03493a
- Jiménez-Oyola, S., Valverde-Armas, P. E., Romero-Crespo, P., Capa, D., Valdívieso, A., Coronel-León, J., Guzmán-Martínez, F., y Chavez, E. (2023) "Heavy metal(loid)s contamination in water and sediments in a mining area in Ecuador: a comprehensive assessment for drinking water quality and human health risk", *Environmental Geochemistry and Health*, 45, pp. 4929-4949. doi:10.1007/S10653-023-01546-3

- Karnitz, O., Alves Gurgel, L. V., Perin de Melo, J. C., Botaro, V. R., Sacramento Melo, T. M., Freitas Gil, R. P., y Gil, L. F. (2007) "Adsorption of heavy metal ion from aqueous single metal solution by chemically modified sugarcane bagasse", *Bioresource Technology*, 98(6), pp. 1291-1297. doi:10.1016/J.BIORTECH.2006.05.013
- Kheradmand, A., Negarestani, M., Mollahosseini, A., Shayesteh, H., Farimaniraad, H. (2022) "Low-cost treated lignocellulosic biomass waste supported with FeCl<sub>3</sub>/Zn(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> for water decolorization", *Scientific Reports*, 12. doi:10.1038/s41598-022-20883-4
- Lacaran, J.V., Narceda, R.J., Bilo, J.A. y Leaño, J.L. (2021) "Citric acid crosslinked nanofibrillated cellulose from banana (*Musa acuminata* x *balbisiana*) pseudostem for adsorption of Pb<sup>2+</sup> and Cu<sup>2+</sup> in aqueous solutions", *Cellulose Chemistry and Technology*, 55, pp. 403-415. doi: 10.35812/CelluloseChemTechnol.2021.55.38
- Malool, M.E., Keshavarz Moraveji, M. y Shayegan, J. (2021) "Optimized production, Pb(II) adsorption and characterization of alkali modified hydrochar from sugarcane bagasse", *Scientific Reports*, 11. doi:10.1038/s41598-021-01825-y
- Praipipat, P., Ngamsurach, P. y Sanghuayprai, A. (2023) "Modification of sugarcane bagasse with iron(III) oxide-hydroxide to improve its adsorption property for removing lead(II) ions", *Scientific Reports*, 13. doi:10.1038/s41598-023-28654-5
- Simisterra Borja, J.P., Cervantes Proaño, R.E., Ona Yanez, L.E., Lajones Bone, D.A. (2022) "Impregnación de bórax y ácido bórico en caña *Guadua angustifolia* Kunth por el método de inmersión", *Manglar*, 19(1), pp. 91-98. doi:10.17268/manglar.2022.012
- Solano Reynoso, A.M., Quispe-Quispe, R.F., Choque-Quispe, Y., Taipe-Pardo, F., Flores-Ccorisapra, Y., Yauris-Silvera, C.R. et al. (2024) "Activated Nanocellulose from Corn Husk: Application to As and Pb Adsorption Kinetics in Batch Wastewater", *Polymers*, 16(24). doi:10.3390/polym16243515
- Somyanonthanakun, W., Greszta, A., Roberts, A. J., & Thongmee, S. (2023) "Sugarcane Bagasse-Derived Activated Carbon as a Potential Material for Lead Ions Removal from Aqueous Solution and Supercapacitor Energy Storage Application", *Sustainability*, 15(6). Doi:10.3390/su15065566
- Strawn, D.G., Scheidegger, A.M., Sparks, D.L. (1998) "Kinetics and Mechanisms of Pb(II) Sorption and Desorption at the Aluminum Oxide-Water Interface", *Environmental Science & Technology*, 32(17). doi: 10.1021/es980152i
- Thanh Tran, V.T., Nakagoe, O., Sano, H., Tanabe, S. y Kamada, K. (2025) "Optimized composition of banana peel-derived activated carbon modified with aluminum oxide and chitosan for enhanced adsorption of Pb(II), Cu(II), and Cd(II) in wastewater treatment", *Applied Water Science*, 15. doi:10.1007/s13201-025-02592-1
- Yate, L., Caicedo, J.C., Macias, A.H., Espinoza-Beltrán, F.J., Zambrano, G., Muñoz-Saldaña, J. et al. (2009) "Composition and mechanical properties of AlC, AlN and AlCN thin films obtained by r.f. magnetron sputtering", *Surface and Coatings Technology*, 203(13), pp. 1904-1907. doi:10.1016/j.surfcoat.2009.01.023
- Yoshida, T., Yamaguchi, T., Iida, Y., Nakayama, S. (2023) "XPS Study of Pb(II) Adsorption on  $\gamma$ -Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> surface at high pH conditions", *Journal of Nuclear Science and Technology*, 40(9), pp. 672-678. doi:10.1080/18811248.2003.9715405