

UNIVERSIDAD NACIONAL DE SAN ANTONIO ABAD DEL CUSCO

FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS

ESCUELA PROFESIONAL DE BIOLOGÍA



TESIS

**CAPACIDAD DE ADSORCIÓN DEL BIOCARBÓN Y LA LEONARDITA
PARA LA REMOCIÓN DE PLOMO EN AGUA, CUSCO-2024**

PRESENTADA POR:

Br. RUBY MILAGROS ZAFRA VERGARA

Br. LUZ ELVIRA ABARCA PILARES

**PARA OPTAR AL TÍTULO PROFESIONAL
DE BIÓLOGO**

ASESORA:

Dra. VERONIKA ISELA VERA
MARMANILLO

CUSCO – PERÚ

2025

INFORME DE ORIGINALIDAD

(Aprobado por Resolución Nro.CU-303-2020-UNSAAC)

El que suscribe, Asesor del trabajo de investigación/tesistitulada: CAPACIDAD DE ADSORCIÓN DEL BIOCARBÓN Y LA LEONARDITA PARA LA REMOCIÓN DE PLOMO EN AGUA, CUSCO-2024

Presentado por: RUBY MILAGROS ZAPPA VERGARA DNI N° 72639152

presentado por: LUZ ELVIRA ABARCA PILARES DNI N°: 72656401

Para optar el título profesional/grado académico de BIOLOGO

Informo que el trabajo de investigación ha sido sometido a revisión por 03 veces, mediante el Software Antiplagio, conforme al Art. 6° del **Reglamento para Uso de Sistema Antiplagio de la UNSAAC** y de la evaluación de originalidad se tiene un porcentaje de 2%.

Evaluación y acciones del reporte de coincidencia para trabajos de investigación conducentes a grado académico o título profesional, tesis

Porcentaje	Evaluación y Acciones	Marque con una (X)
Del 1 al 10%	No se considera plagio.	X
Del 11 al 30 %	Devolver al usuario para las correcciones.	
Mayor a 31%	El responsable de la revisión del documento emite un informe al inmediato jerárquico, quien a su vez eleva el informe a la autoridad académica para que tome las acciones correspondientes. Sin perjuicio de las sanciones administrativas que correspondan de acuerdo a Ley.	

Por tanto, en mi condición de asesor, firmo el presente informe en señal de conformidad y adjunto las primeras páginas del reporte del Sistema Antiplagio.

Cusco, 22 de Julio de 2025


Firma

Post firma VERONICA ISELA VERA MARMAMALLO

Nro. de DNI 40300765

ORCID del Asesor 0000-0002-2777-2874

Se adjunta:

1. Reporte generado por el Sistema Antiplagio.
2. Enlace del Reporte Generado por el Sistema Antiplagio: oid: 27259:475371127

CAPACIDAD DE ADSORCIÓN DEL BIOCARBÓN Y LA LEONARDITA PARA LA REMOCIÓN DEL PLOMO EN AGUA,CUS...

 Universidad Nacional San Antonio Abad del Cusco

Detalles del documento

Identificador de la entrega

trn:oid:::27259:475371127

Fecha de entrega

22 jul 2025, 12:46 a.m. GMT-5

Fecha de descarga

22 jul 2025, 12:57 a.m. GMT-5

Nombre de archivo

CAPACIDAD DE ADSORCIÓN DEL BIOCARBÓN Y LA LEONARDITA PARA LA REMOCIÓN DEL PLOMO....pdf

Tamaño de archivo

3.8 MB

108 Páginas

22.410 Palabras

124.191 Caracteres

2% 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 15 palabras)

Fuentes principales

- 1%  Fuentes de Internet
- 0%  Publicaciones
- 2%  Trabajos entregados (trabajos del estudiante)

Marcas de integridad

N.º de alertas de integridad para revisión

-  **Caracteres reemplazados**
54 caracteres sospechosos en N.º de páginas
Las letras son intercambiadas por caracteres similares de otro alfabeto.
-  **Texto oculto**
1 caracteres sospechosos en N.º de página
El texto es alterado para mezclarse con el fondo blanco del documento.

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.

AGRADECIMIENTOS

Culminar la tesis ha sido un proceso lleno de aprendizajes, desafíos y crecimiento personal. Por ello deseamos expresar nuestra gratitud a quienes nos acompañaron y apoyaron a lo largo de este camino.

A la Universidad Nacional de San Antonio Abad del Cusco, por brindarnos herramientas y el entorno académico necesarios para nuestra formación profesional.

Agradecemos de manera especial a nuestra asesora, Dra. Veronika Isela Vera Marmanillo, por su constante apoyo, disposición y paciencia durante el desarrollo de la tesis. Su confianza, sabiduría y compromiso fueron fundamentales para guiarnos en este proceso.

A nuestros padres por su amor, paciencia y apoyo incondicional a lo largo de toda nuestra formación académica.

A nuestros familiares y amigos por su motivación, compañía y palabras de aliento día tras día.

ÍNDICE

INTRODUCCIÓN.....	1
PROBLEMA.....	3
PROBLEMA GENERAL.....	3
PROBLEMAS ESPECÍFICOS	4
JUSTIFICACIÓN	5
OBJETIVOS	6
OBJETIVO GENERAL.....	6
OBJETIVOS ESPECÍFICOS	6
HIPOTESIS	7
HIPÓTESIS GENERAL	7
HIPÓTESIS ESPECÍFICAS	7
VARIABLES.....	8
<i>Variables independientes</i>	<i>8</i>
<i>Variable dependiente</i>	<i>8</i>
<i>Operacionalización de variables</i>	<i>8</i>
CAPITULO I: MARCO TEORICO.....	10
1.1 <i>Antecedentes.....</i>	<i>10</i>
1.2 <i>Marco teórico.....</i>	<i>13</i>
CAPÍTULO II: MATERIALES Y METODOLOGÍA	37
2.1 MATERIALES.....	37
2.1.1 <i>Área de procedencia y obtención de las muestras.....</i>	<i>37</i>
2.1.2 <i>Área de procesamiento de las muestras</i>	<i>38</i>

2.1.3	<i>Insumos y equipos</i>	38
2.2	METODOLOGÍA	39
2.2.1	<i>Tipo y línea de investigación</i>	39
2.2.2	<i>Métodos y fundamentos</i>	40
	<i>Cf: Concentracion final de Pb de cada tratamiento</i>	49
2.2.3	<i>Tratamiento estadístico</i>	49
CAPÍTULO III		50
RESULTADOS Y DISCUSIÓN		50
3.1	RESULTADOS	50
3.1.1	<i>Determinación de las características físicas y químicas del biocarbón y la leonardita</i>	50
3.1.2	<i>Análisis de la influencia del pH en la capacidad de adsorción del biocarbón y la leonardita</i>	56
3.1.3	<i>Determinación de la dosis, velocidad de agitación y tiempo de contacto óptimos del biocarbón y leonardita en la adsorción para la remoción de plomo en agua.</i>	60
3.2	DISCUSIÓN	68
CONCLUSIONES		70
RECOMENDACIONES		71
BIBLIOGRAFÍA		72
ANEXOS		83

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1 Operacionalización de las variables independientes	8
Tabla 2 Operacionalización de la variable dependiente	9
Tabla 3 Clasificación de técnicas para remoción de metales pesados	20
Tabla 4 Tipo de caracterizaciones químicas notables del biocarbón	25
Tabla 5 Composición de la leonardita.....	29
Tabla 6 Matriz de experimentos para la determinación de la eficacia de la leonardita activada ...	41
Tabla 7 Valores de gasto del sulfato ferroso heptahidratado (ml utilizado en la titulación en el método Walkley-Black	42
Tabla 8 Matriz de tratamientos para evaluar la influencia del pH en la capacidad de adsorción del biocarbón y la leonardita	44
Tabla 9 Condiciones experimentales para evaluar la influencia del pH en la capacidad de adsorción del biocarbón y la leonardita	46
Tabla 10 Diseño experimental	47
Tabla 11 Tratamientos para la determinación de la dosis, tiempo de contacto y velocidad de agitación óptimos del biocarbón y la leonardita.....	47
Tabla 12 Eficacia de leonardita activada.....	53
Tabla 13 Carbono total de la Leonardita	55
Tabla 14 Capacidad de adsorción del biocarbón y la leonardita en 2 diferentes pH	56
Tabla 15 Prueba de normalidad Shapiro-Wilk sobre la variable “capacidad de adsorción” para los tratamientos con biocarbón.	57
Tabla 16 Análisis de Varianza entre la capacidad de adsorción del biocarbón y el nivel de pH	58

Tabla 17 Prueba de normalidad de Shapiro-Wilk sobre la variable “capacidad de adsorción” para los tratamientos con leonardita.....	59
Tabla 18 Análisis de Varianza entre la capacidad de adsorción de la leonardita y el nivel de pH ...	59
Tabla 19 Resultados de la capacidad de adsorción para los tratamientos con biocarbón	60
Tabla 20 Prueba de normalidad de Shapiro-Wilk sobre la variable “capacidad de adsorción” para los tratamientos con biocarbón.	62
Tabla 21 Análisis de Varianza con interacciones para la capacidad de adsorción del biocarbón para la remoción de plomo.....	62
Tabla 22 Prueba de Tukey para las variables “dosis” y “velocidad de agitación” (biocarbón)	63
Tabla 23 Resultados de la capacidad de adsorción para los tratamientos con leonardita.....	64
Tabla 24 Prueba de normalidad de Shapiro-Wilk sobre la variable “capacidad de adsorción” para los tratamientos con leonardita.....	66
Tabla 25 Análisis de Varianza con interacciones para la capacidad de adsorción de la leonardita para la remoción de plomo.....	66
Tabla 26 Prueba de Tukey para las variables “dosis” y “velocidad de agitación” (leonardita).....	67

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 Distribución de las fuentes más peligrosas de toxinas ambientales.....	14
Figura 2 Descargas de aguas residuales mineras e industriales.	16
Figura 3 Contaminación de agua en Hualgayoc	18
Figura 4 Proceso de adsorción	21
Figura 5 Descripción general de las técnicas de caracterización propuestas para el biocarbón ..	23
Figura 6 Mecanismos de adsorción de contaminantes en aguas residuales por biocarbón	26
Figura 7 Planta de valorización de residuos sólidos orgánico del distrito de Machu Picchu	28
Figura 8 Micrografía SEM del biocarbón	50
Figura 9 Tamaño del diámetro los poros del biocarbón obtenidas mediante SEM.....	51
Figura 10 <i>Micrografía SEM de la leonardita</i>	52
Figura 11 Espectroscopia de Energía Dispersiva para la muestra del biocarbón	53
Figura 12 Espectroscopia de Energía Dispersiva para la muestra de la leonardita	54
Figura 13 Análisis de la influencia del pH en la capacidad de adsorción del biocarbón	57
Figura 14 Análisis de la influencia del pH en la capacidad de adsorción de la leonardita	58
Figura 15 Gráfico de la capacidad de adsorción para los tratamientos con biocarbón	61
Figura 16 Gráfico de la capacidad de adsorción para los tratamientos con leonardita.....	65

RESUMEN

La presente investigación evaluó la capacidad de adsorción del biocarbón y leonardita para la remoción de plomo en agua bajo condiciones controladas de laboratorio. Para ello se analizaron las características físicas y químicas de ambos materiales. La porosidad mediante Microscopía Electrónica de Barrido (SEM), el Carbono Orgánico Total (COT) mediante el método Walkley Black, y el Análisis químico elemental mediante el ensayo por Espectroscopia de Energía Dispersiva (EDS). También fueron determinados los factores óptimos (pH, dosis de adsorbente, velocidad de agitación y tiempo de contacto) aplicando un diseño experimental constituido por 4 tratamientos de doble repetición para la determinación del pH óptimo y 9 tratamientos de triple repetición para la determinación de la dosis, tiempo de contacto y velocidad de agitación. Las micrografías demostraron que el biocarbón presenta una estructura porosa con un tamaño del diámetro de poros entre 20.21 μm y 32.30 μm . El área superficial del biocarbón a un tamaño de partícula de 0.250 mm es de 28.85 m^2/g y su COT es de 35.295 g/Kg. Por otro lado, la leonardita, no presentó porosidad lo que indujo a realizar su activación con Cloruro de Calcio (CaCl_2), si bien la determinación de su COT fue nula, se realizó un análisis para determinar el Carbono total resultando ser de 31.1%. El análisis EDS reveló un alto contenido de carbono total para el biocarbón y la leonardita. El pH óptimo de adsorción fue 5 para ambos casos. La dosis óptima fue 100mg para el biocarbón y 75mg para la leonardita. El biocarbón tuvo mejores resultados a 50 rpm y 10min, mientras que la leonardita fue óptima a 100 rpm y 20min. El tratamiento estadístico reveló que tanto la dosis como la velocidad de agitación son factores significativos para la adsorción, mientras que el tiempo de contacto no tuvo una significancia, indicando que los tratamientos realizados no están condicionados a esta variable. La leonardita removió el 99.19% del plomo, siendo una opción altamente eficaz, mientras que el biocarbón alcanzó un 55.83% de remoción.

Palabras clave: Capacidad de adsorción, biocarbón, leonardita, plomo

ABSTRACT

This research evaluated the adsorption capacity of biochar, obtained from the pyrolysis pilot plant of organic waste from the district of Machu Picchu (Cusco), and leonardite, from the Toromocho Mining Unit (Junín), for its application in the removal of lead from water under controlled laboratory conditions. For this purpose, the physical and chemical characteristics of both materials were analyzed. Porosity by Scanning Electron Microscopy (SEM), Total Organic Carbon (TOC) using the Walkley Black method, and elemental chemical analysis by Energy Dispersive Spectroscopy (EDS). The optimum factors (pH, adsorbent dose, agitation speed and contact time) were also determined by means of an experimental design consisting of 4 double-repetition experiments for the determination of the optimum pH and 9 triple-repetition experiments for the determination of the other variables. The micrographs showed that the biochar presents a porous structure with a pore diameter size between 20.21 μm and 32.30 μm . At a particle size of 0.250 mm, the surface area of biochar is 28.85 m^2/g and its TOC is 35.295 g/Kg. On the other hand, leonardite did not present porosity, which led to its activation with calcium chloride (CaCl_2), although the TOC determination was null, an analysis was carried out to determine the total carbon, which was 31.1%. EDS analysis revealed a high concentration of total carbon for biochar and leonardite. The optimum adsorption pH was 5 for both cases. The optimum dose was 100mg (2 mg/ml) for biochar and 75mg (1.5 mg/ml) for leonardite. Biochar performed best at 50 rpm and 10min, while leonardite was optimal at 100 rpm and 20min. Statistical treatment revealed that both dose and agitation speed are significant factors for adsorption, while contact time had no significance, indicating that the experiments performed are not conditional on this variable. The leonardite removed 99.07% of the lead, being a highly effective option, while the biochar reached a 55.83% removal rate.

Key words: Adsorption capacity, biochar, leonardite, lead.

INTRODUCCIÓN

La creciente preocupación global por la presencia de contaminantes en los recursos hídricos, especialmente en los efluentes superficiales, ha generado una necesidad imperante de abordar los problemas de contaminación, como el contenido de plomo en dichos efluentes, que no solo afecta de manera perjudicial al ecosistema, sino también en la salud humana (Piñeiro et al., 2021).

El plomo (Pb), es un metal pesado, divalente, sumamente tóxico que se libera al ambiente mediante distintas actividades industriales y urbanas, como la minería, la combustión de combustibles fósiles y la producción de baterías. Este metal representa una grave amenaza para la salud humana y el equilibrio de los ecosistemas acuáticos (Londoño et al., 2016), La exposición al plomo, incluso a niveles bajos, puede afectar diversos procesos bioquímicos esenciales, siendo especialmente perjudicial para niños, quienes absorben mayores cantidades y presentan efectos más severos como discapacidad intelectual y anemia severa (OMS, 2016).

Ante el desafío de la contaminación por plomo en agua, la adsorción se ha posicionado como una estrategia efectiva para la eliminación de plomo, ya que es sabido que este metal pesado altamente tóxico, representa una serie amenaza para la salud humana, incluso en concentraciones bajas. La exploración de materiales innovadores como el biocarbón y la leonardita ha ganado prominencia debido a sus propiedades adsorbentes. La adsorción es un proceso físico-químico que permite la remoción de contaminantes al adherirse a la superficie de materiales sólidos, y ha demostrado ser eficaz en la eliminación de una amplia gama de contaminantes, incluyendo metales pesados como el plomo gracias a mecanismos como el intercambio iónico, la adsorción electrostática y la formación de enlaces químicos (Chang et al., 2016). Sin embargo, no existen opciones de tecnologías de bajo costo para la remoción de plomo, lo que subraya la necesidad de obtener materiales accesibles que puedan ser implementadas para la remoción de este metal altamente tóxico, como es el caso del biocarbón y la leonardita.

El biocarbón se obtiene mediante la descomposición de compuestos orgánicos (biomasa) sometido a calor y en condiciones de limitado suministro de oxígeno, conocido como pirólisis. Este proceso se lleva a cabo a temperaturas inferiores a los 700 °C (Escalante et al., 2016). Las materias primas empleadas en su fabricación provienen principalmente de biomasa agrícola (Tan et al., 2015), como es el caso de la planta de pirólisis del distrito de Machu Picchu cuyo biocarbón es elaborado a base de la materia orgánica que la población genera.

Por otro lado, la leonardita, un material negro, estable, inodoro y no tóxico, es una forma oxidada de lignito que se caracteriza por su riqueza en ácidos húmicos y fúlvicos, lo que le confiere propiedades únicas como adsorbente (Biojal, 2018). Su capacidad para mejorar la estructura del suelo, aumentar la retención de agua y promover la actividad microbiana, junto con su alta capacidad de adsorción de metales pesados y otros contaminantes, la hace ideal para la remediación de aguas y suelos contaminados (Lao et al., 2005).

Debido a que el biocarbón y la leonardita ofrecen superficies ricas en grupos funcionales que pueden interactuar con contaminantes (Beesley et al., 2010), esta investigación se enfocó en evaluar la capacidad de adsorción del biocarbón y de la leonardita para la remoción de plomo en agua contribuyendo así al desarrollo de soluciones ambientalmente responsables y económicamente viables para mitigar la contaminación de agua por metales pesados.

PROBLEMA

La presencia de plomo en agua debido a la descarga de aguas residuales de diversas industrias, como minería, fundición, producción de combustibles y energía, entre otras, representan una gran preocupación a nivel mundial por los efectos que puede causar en la salud humana y en el medio ambiente, al ser sus componentes altamente tóxicos, se degradan con dificultad y tienen la capacidad de acumularse en los organismos vivos, lo que lo convierte en un contaminante perjudicial (Zhou et al., 2022).

Por los diversos efectos negativos como discapacidad intelectual, cardiopatías isquémicas, accidentes cerebrovasculares, daño de órganos en madres embarazadas y problemas en el desarrollo fetal (OMS, 2016), que causa la presencia de plomo en distintos efluentes como aguas residuales industriales, lixiviados de vertederos, aguas domésticas contaminadas y escorrentías urbanas, surge la necesidad de aplicar métodos para su remoción, siendo la adsorción una de las técnicas más utilizadas por su alta eficacia, conveniencia, rentabilidad y beneficio ambiental (Singh et al., 2023). En este contexto, materiales como el biocarbón, derivado de fuentes orgánicas renovables, y la leonardita, un tipo de lignito de baja madurez, han mostrado potencial como adsorbentes accesibles. Si bien ambos han sido tradicionalmente empleados en la mejora de suelos agrícolas y proyectos de reforestación, su aplicación en la remoción de metales pesados en agua ha sido poco explorada, lo que limita el conocimiento sobre su capacidad de adsorción de plomo (Chianese et al., 2020). En ese sentido se plantean los siguientes problemas:

Problema general

¿Cuál es la capacidad de adsorción del biocarbón y la leonardita para la remoción de plomo en agua?

Problemas específicos

1. ¿Cuáles son las características físicas y químicas del biocarbón y de la leonardita?
2. ¿Cómo varía la eficiencia de adsorción del biocarbón y leonardita en función del pH durante la remoción de plomo en agua?
3. ¿Cuál es la dosis óptima del biocarbón y leonardita para la remoción de plomo en agua?
4. ¿Cuál es la velocidad de agitación y tiempo de contacto óptimos del biocarbón y la leonardita para la remoción de plomo en agua?

JUSTIFICACIÓN

La contaminación debido a los metales pesados, especialmente el plomo, representa una grave y persistente amenaza para la salud pública y los ecosistemas. A pesar de la gravedad de esta situación, en nuestro país, muchas regiones carecen de tecnologías accesibles y sostenibles para remediar el agua contaminada.

Ante esta necesidad, el presente estudio propone el uso de biocarbón, derivado de residuos orgánicos, y leonardita, un material natural y de bajo costo, como alternativas viables, sostenibles y de bajo impacto económico para la remoción de plomo en agua. Su implementación podría permitir desarrollar soluciones locales adaptables, reducir los costos de tratamiento de agua y contribuir al desarrollo sostenible de poblaciones vulnerables.

Asimismo, se promueve el aprovechamiento de residuos y materiales naturales disponibles, fortaleciendo un enfoque de economía circular con beneficios ambientales, sociales y económicos, en línea con los objetivos de sostenibilidad y gestión responsable de recursos.

OBJETIVOS

Objetivo general

- Evaluar la capacidad de adsorción del biocarbón y leonardita para la remoción de plomo en agua.

Objetivos específicos

1. Determinar las características físicas y químicas del biocarbón y leonardita mediante análisis físico-químicos.
2. Analizar la influencia del pH en la capacidad de adsorción del biocarbón y leonardita.
3. Establecer la dosis óptima del biocarbón y leonardita en la adsorción para la remoción de plomo en agua.
4. Comparar la efectividad en distintos tiempos de contacto y velocidades de agitación en la adsorción para la remoción de plomo en agua utilizando biocarbón y leonardita.

HIPOTESIS

Hipótesis general

El biocarbón y la leonardita presentan una elevada capacidad de adsorción que permite un porcentaje de remoción de plomo eficiente y mayor al 50%.

Hipótesis específicas

1. El biocarbón y la leonardita presentan diferencias en sus características físicas y químicas como la porosidad, composición química elemental y contenido de carbono orgánico total.
2. El pH de la solución influye en la capacidad de adsorción del biocarbón y la leonardita, favoreciendo la adsorción de plomo en condiciones ligeramente ácidas.
3. Una mayor dosis de biocarbón y leonardita incrementan su capacidad de adsorción para la remoción de plomo debido a la mayor disponibilidad de sitios activos con los iones metálicos.
4. Una mayor velocidad de agitación y mayor tiempo de contacto mejoran la eficiencia en la adsorción para la remoción de plomo, ya que optimizan el transporte de los iones de plomo hacia la superficie de los adsorbentes, mejorando la tasa de interacción.

VARIABLES

Variables independientes

1. Biocarbón y leonardita
2. pH
3. Velocidad de agitación
4. Tiempo de contacto

Variable dependiente

Remoción de plomo

Operacionalización de variables

Tabla 1 Operacionalización de las variables independientes

Variable	Definición conceptual	Dimensiones	Indicadores	Unidad de medida
Biocarbón y leonardita	El biocarbón, es un tipo de carbón obtenido de materiales orgánicos (Escalante et al., 2016). La leonardita es un mineraloide resultado de la oxidación natural del lignito (Chianese et al., 2020).	Características físicas	-Diámetro de poros	um
		Características químicas	-Área superficial específica	m ² /g
		Condiciones operacionales	-Porcentaje de carbono orgánico total (COT) -Composición elemental (C, H, O, N, S)	% K(conteos)
pH	El pH es una medida que indica el nivel de acidez o alcalinidad de una		-Cantidad del adsorbente (dosis)	Mg
			Valor numérico de pH utilizado	

	solución acuosa (Harris, 2015).		
Velocidad de agitación	Rapidez con la que un agitador, mezcla líquidos o sólidos en un medio líquido	Velocidad del agitador aplicada	RPM
Tiempo de contacto	El tiempo de contacto se refiere al lapso en el cual dos sustancias están en contacto directo y pueden interactuar entre sí (Tan et al., 2015).	Tiempo en minutos	Min

Tabla 2 Operacionalización de la variable dependiente

Variable	Definición conceptual	Dimensiones	Indicadores	Unidad de medida
Remoción de plomo en agua	La remoción de plomo consiste en retirar o desplazar el elemento de su ubicación original o lugar específico, en el contexto de agua, implica extraer el componente que se disuelve en agua, creando una mezcla uniforme, de manera que el plomo sea eliminado de la solución (Trujillo et al., 2021).	Capacidad de Adsorción (CA)	$CA = C_i - C_f$	mg/L
		Porcentaje de remoción (R)	$R = \left(\frac{C_i - C_f}{C_i}\right) \times 100$	%

Nota. Ci = concentración inicial de plomo. Cf = concentración final de plomo.

CAPITULO I: MARCO TEORICO

1.1 Antecedentes

1.1.1 Antecedentes Internacionales

Somyanonthanakun et al (2023) investigó la capacidad para remover plomo haciendo uso de carbón activado producido a partir del bagazo de la caña de azúcar de una refinería en Tailandia, el cual fue modificado con ácido nítrico en agua, se observaron los cambios mediante microscopía electrónica de barrido y se analizaron empleando isotermas de adsorción-desorción. Los resultados demostraron que el pH adecuado para remover Pb fue 5.0 en 120 minutos de contacto y 0.1 g de carbón activado, el porcentaje de remoción de Pb resultó ser 84% y la eficiencia de desorción fue de 95%, en conclusión, el uso de carbón activado elaborado por bagazo de caña de azúcar y modificado con ácido nítrico representó una elevada capacidad para la remoción de metales pesados, especialmente el plomo.

Albán & Ramírez (2022) realizó un estudio para remover metales pesados en agua empleando adsorbentes de desechos agrícolas, se preparó 4 litros de solución acuosa con 1000 mg/l de metales Cu, Pb, Zn y Cd, se aplicó material adsorbente de cuatro repeticiones con prueba de jarras. Los resultados mostraron que la humedad de la adsorbente cáscara de plátano verde fue 85% y adsorbente cáscara de papa fue 86%, el plátano verde evidencia una remoción de 100% de plomo a 25 g de adsorbente, 50 mg/l de concentración de metal durante 30 minutos de contacto, la cáscara de plátano verde logró una remoción del 100% de plomo, mientras que la cáscara de papa alcanzó un 97%. Estos resultados evidencian la eficacia de ambos adsorbentes en la remoción de metales pesados, dependiendo de variables como la cantidad de adsorbente, concentración de metal y el tiempo de contacto.

Wiśniewska et al. (2022) examinaron los residuos de pepas de ciruela, aserrín de pino y hierba de cola de caballo como materiales iniciales para la producción de adsorbentes a base de carbono afectaron las propiedades fisicoquímicas del biocarbón activado y su capacidad para adsorber los iones Pb y Cu, los estudios se basaron en la adsorción/desorción de nitrógeno a baja temperatura y microscopía electrónica

de barrido. Se encontró que el biocarbón activado a base de pepas de ciruela presentó la máxima capacidad de adsorción para los iones de cobre y plomo a 177.5 mg/g y 178.1 mg/g, respectivamente; la mayor adsorción de ambos iones de metales pesados ocurre en la superficie del biocarbón activado a base de pepas de ciruela con el área de superficie específica más desarrollada 2759 m²/g, alcanzando un nivel de alrededor de 180 mg/g.

Ahrouch et al. (2019) investigaron la capacidad de distintas arcillas de origen naturales marroquíes para emplearlos como biocarbón y leonardita y eliminar componentes de plomo de agua contaminadas, se realizó el experimento discontinuo mediante agitación constante y en un sistema con características de flujo recirculado que presenta diferentes factores que son: la cantidad de adsorbente, el pH, el tiempo de contacto con el adsorbato y la concentración de plomo inicial que influían en el proceso de adsorción. Los resultados obtenidos demostraron que las arcillas naturales marroquíes tenían una alta capacidad para adsorber plomo del agua, con una retención superior al 90% incluso para una concentración inicial de 30 mg/L, este alto rendimiento en la retención de plomo es significativo y sugiere un gran potencial para estas arcillas como biocarbón y leonardita efectivos en la remoción de contaminantes del agua, en la conclusión se respalda la viabilidad de estas arcillas como una opción efectiva y económicamente viable para abordar la contaminación del agua por plomo y posiblemente otros contaminantes similares.

1.1.2 Antecedentes Nacionales

Barrenechea & Román (2021) evaluaron la eficacia de carbones activados derivados de las plantas *Persea americana* y *Prunus persica* en la eliminación de plomo y arsénico en muestras obtenidas del río Mala, Cañete, se empleó la metodología Test de Jarras, se emplearon diferentes cantidades de carbón activado 3.5gr y 7 gr, y se variaron los tiempos de contacto con el agua contaminada 1, 15 y 30 minutos. Los hallazgos obtenidos demostraron que los biocarbón y leonardita empleados como carbón activado derivado de *Prunus persica* demostraron una eficacia destacada en la remoción de arsénico y plomo, logrando tasas de eliminación del 96.9% y 97% respectivamente, por otro lado, el adsorbente

transformado en carbón obtenido de *Persea americana* también mostró buenos resultados en la remoción de los metales, alcanzando tasas de remoción del 95.37% y 95.52% para arsénico y plomo respectivamente, en conclusión, este estudio subraya que los carbones activados estudiados tienen un potencial considerable en la eliminación de arsénico y plomo presentes en el agua contaminada.

Rosales & Quevedo (2019) realizaron un estudio para determinar la capacidad de adsorción del carbón activado elaborado a partir de semillas de aguaje en aguas contaminadas con Pb, la metodología se basó en el proceso de adsorción donde el carbón activado se activó mediante ácido fosfórico, el experimento involucró el uso de diferentes cantidades de carbón activado en medición de masas a 1.5g, 1.25g, 0.75g, 0.5g, 0.25g y el control de 0 g en un volumen de 500 ml de agua contaminada con Pb. Los resultados obtenidos demostraron la efectividad de la adsorción de plomo y cromo empleando carbón activado de semilla de aguaje, tras el análisis, se estableció que la cantidad óptima del carbón activado para la eliminación de cromo y plomo fue de 0.5 g; con esta cantidad, se logró un promedio de remoción del 80.22%, para la remoción óptima de plomo se determinó que la masa óptima fue exclusivamente 1.5 g (2mg/ml), logrando una remoción total de contaminante al 97.14%, en conclusión, este estudio demostró que el adsorbente empleando en el estudio como carbón activado elaborado de la semilla de aguaje tiene alta capacidad de adsorber eficazmente componentes de Pb y Cr presentes en el agua contaminada, en conclusión se estableció que la masa óptima de carbón activado para lograr una remoción efectiva de ambos metales es de 0.5 g.

1.1.3 Antecedente local

Garcés (2024), analizó la capacidad de adsorción del biocarbón producido en la planta pirolizadora de Machupicchu para tratar efluentes que contienen metales pesados. Se realizaron pruebas de adsorción para Pb^{2+} y Cu^{2+} a diferentes niveles de pH de las soluciones acuosas y a partir de esta evaluación previa se determinó el valor óptimo a pH 5. También se analizó cómo influye la dosis del biocarbón, el tiempo de contacto y la velocidad de agitación en la capacidad de adsorción de Pb^{2+} (37.86 mg/L) y Cu^{2+} (34.75 mg/L),

los cuales presentaron significancia en dicha capacidad. La optimización indicó que las condiciones óptimas son una dosis de biocarbón de 1.5 g/L, tiempo de contacto de 40 minutos y velocidad de agitación de 100 rpm. Además, se determinó que la capacidad máxima de adsorción del biocarbón para Pb fue de 52.28 ± 6.2 mg/g.

1.2 Marco teórico

1.2.1 Contaminación del recurso hídrico

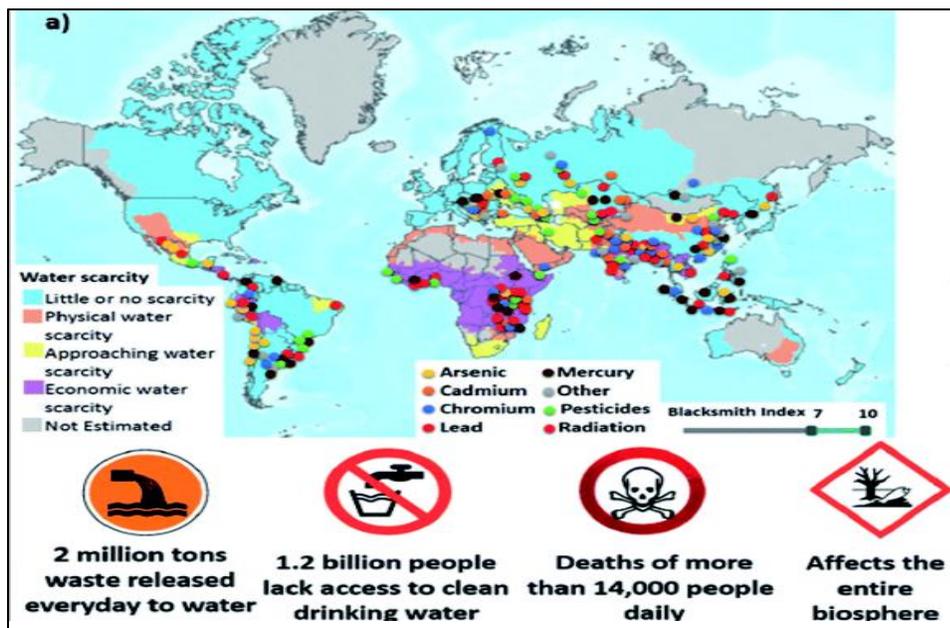
Los ecosistemas acuáticos proporcionan servicios esenciales para el bienestar de la humanidad. No obstante, el crecimiento acelerado de actividades humanas tiene un impacto negativo en estos ecosistemas. Los contaminantes pueden llegar a las aguas de manera directa, ya sea por vertidos legales o ilegales de industrias, plantas de tratamiento de agua con infraestructuras defectuosas, lixiviados de vertederos, actividades mineras y canteras, o escorrentías provenientes de la agricultura (Di Lorenzo et al., 2020).

Cada día, alrededor de 2 millones de toneladas de residuos industriales, cloacales y agrícolas son descargados en cuerpos de agua de todo el mundo, lo que provoca serios problemas de salud y la muerte de aproximadamente 14,000 personas diarias. Los contaminantes más comunes incluyen sustancias orgánicas, inorgánicas, biológicas y macroscópicas. Entre estos, los metales pesados liberados por actividades humanas e industriales representan una amenaza significativa, ya que se acumulan en los organismos y son difíciles de descomponer, afectando la salud humana a lo largo de la cadena alimenticia

(Bolisetty et al., 2019). Como se muestra en la figura 1, los metales pesados constituyen los principales contaminantes químicos presentes en los efluentes que son vertidos en los cuerpos de agua.

Figura 1

Distribución de las fuentes más peligrosas de toxinas ambientales



Nota. Distribución de las fuentes más peligrosas de toxinas ambientales, que consisten principalmente en metales pesados como el plomo. (Bolisetty et al., 2019).

1.2.2 Contaminación del agua por metales pesados

Los metales pesados son elementos químicos que poseen una densidad superior a 5 g/cm^3 y un peso atómico que varía entre 63.55 amu y 200.59 amu (Piñeiro et al., 2021). El término de metal pesado se emplea para describir a un grupo de metales y metaloides contaminantes que tienen potencial tóxico o características de ecotoxicidad. Los elementos que comúnmente se identifican como metales pesados incluyen el cadmio (Cd), el arsénico (As), el mercurio (Hg), el cobre (Cu), el cromo (Cr), el níquel (Ni) y el plomo (Pb). Las especies iónicas más tóxicas de estos metales corresponden a sus estados de oxidación más estables, como Cd^{2+} , Pb^{2+} , Hg^{2+} , los cuales tienen la capacidad de interactuar con moléculas biológicas en el organismo, formando compuestos biotóxicos altamente estables (Zamora-Ledezma et al., 2021).

La contaminación por metales pesados en cuerpos de agua es considerada una de las principales amenazas ambientales globales, su liberación en cuerpos de agua puede deberse tanto a actividades industriales como a procesos naturales de erosión de minerales. Estos metales, una vez liberados, pueden permanecer en el ambiente durante períodos de tiempo largos, afectando la calidad del agua y siendo absorbidos tanto por organismos acuáticos, como por el ser humano. La exposición a altos niveles de metales pesados mediante el agua contaminada tiene serias implicaciones para la salud humana debido a que tienden a alterar la homeostasis celular mediante la generación de radicales libres, que interactúan con otras moléculas y compuestos biológicos, causando daños en lípidos, proteínas y en el ADN. Dentro de los efectos se incluye erupciones cutáneas, problemas estomacales, úlceras, dificultades respiratorias, debilitamiento del sistema inmunológico, daño en los riñones y el hígado, cáncer, problemas cardíacos, óseos, testiculares, daños al sistema nervioso central y periférico, e incluso la muerte. (Jaishankar et al., 2014; Piñeiro et al., 2021).

La industria minera es la principal fuente de contaminación en los recursos hídricos debido a generación de drenajes ácidos y la dispersión de metales pesados en suelos aledaños a depósitos de residuos minerales. Este factor es especialmente crítico en áreas donde se encuentran instalaciones para el tratamiento de relaves y aguas residuales como se visualiza en la figura 2 (Ordóñez et al., 2023).

Figura 2

Descargas de aguas residuales mineras e industriales.



Nota. a) Instalación de tratamiento de efluentes mineros para remoción de metales pesados, b) adición de neutralizador para estabilización del drenaje ácido de mina en un efluente minero, c) descarga de aguas residuales en estanques y d) depósito de relaves. (Ordóñez et al.,2023)

1.2.3 Contaminación de agua por Plomo

La contaminación del agua por plomo es un problema ambiental y de salud pública significativo. Diversas actividades industriales como la fundición de metales, el reciclaje de baterías y la minería, constituyen las principales fuentes de contaminación por plomo. La Organización Mundial de la Salud (OMS) destaca que no hay un nivel seguro de exposición al plomo, y su presencia en el agua representa un riesgo significativo para la salud humana especialmente para las mujeres embarazadas y los niños pequeños, ya que produce daños irreversibles en el desarrollo del cerebro y el sistema nervioso.

En el Perú, aproximadamente el 31.15% de la población, está expuesta al plomo en el agua potable, principalmente debido a las operaciones mineras, especialmente en regiones donde dicha actividad se lleva a cabo de manera informal, lo que conlleva que este metal pesado altamente tóxico,

pueda infiltrarse en las fuentes de agua a través de desechos mineros e industriales. (ONU, 2022). El sector minero peruano ha experimentado un crecimiento constante, con la mayor parte de las actividades concentradas en las regiones centrales y del sur del país posicionándolo entre los cinco principales países productores mundiales de metales pesados, como Cobre (Cu), Plomo (Pb) y Zinc (Zn) (Zamora-Ledezma et al., 2021).

De acuerdo con el Decreto Supremo N.º 004-2017-MINAM, que establece los Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para agua en el Perú, el valor máximo permitido de plomo en aguas superficiales destinados a la producción de agua potable y para actividades recreativas es de 0.010 mg/L. Este límite busca proteger la salud humana y garantizar la calidad del recurso hídrico en sus diversos usos; sin embargo, existen estudios que demuestran que no se cumple con lo establecido. En Hualgayoc-Cajamarca, además de la inminente contaminación de fuentes de agua por metales pesados como se muestra en la figura 3, se evaluó el agua potable y se encontró que la concentración promedio de plomo es de 0,0564 mg/L, lo que representa seis veces el valor permitido, indicando un riesgo de intoxicación crónica y un grave problema de salud para la población (Afán & Flores, 2018).

En el río Chunya, ubicado en Ancash, las concentraciones de plomo llegaron a 0,015 mg/L, un dato alarmante considerando que los habitantes del caserío de Chunya consumen el agua de este río. En ese lugar, se encontró que el 32,1% de los niños entre 3 y 5 años sufrían de anemia, una condición que está directamente relacionada con la exposición al plomo, además se relaciona también con la desnutrición crónica que afecta gravemente a más de la mitad de los niños habitantes del caserío (Franco, 2017).

Figura 3

Contaminación de agua en Hualgayoc



Nota. (Valdivia, 2022). Tomado de <https://convoca.pe/agenda-propia/metales-pesados-comunidades-afectadas-de-hualgayoc-exigen-seguimiento-medico-hace-mas>

1.2.4 Plomo

El plomo (Pb) es un metal pesado de color gris plateado, no es elástico y tiene una excelente maleabilidad, es altamente resistente a la corrosión y se puede combinar fácilmente con otros metales para formar aleaciones, además, es un material dúctil y tiene una baja conductividad, su bajo punto de fusión ha favorecido su uso en diversas aplicaciones a lo largo de la historia en varias actividades humanas ya que se puede obtener mediante procesos de fundición o refinamiento de materiales inorgánicos provenientes de minas (Marín & Vásquez, 2019; Rodríguez et al., 2016).

Sus características químicas según (Prieto et al., 2021) son las siguientes: es un elemento químico con número atómico 82 y símbolo Pb, en su notación espectral, se representa como $6p^2$ y su estado de oxidación más estable es +2, lo que le convierte en divalente. Su comportamiento en agua varía significativamente según el pH del medio. En soluciones acuosas el catión plomo (Pb^{+2}) se mantiene estable, sin embargo, a medida que el pH aumenta, comienza a hidrolizarse parcialmente y puede llegar a precipitarse a valores mayores a 6.5 de pH (Burriel et al., 2006).

El plomo es un xenobiótico que, al estar presente en niveles bajos, resulta tóxico afectando diversos procesos bioquímicos fundamentales. En la actualidad su uso se encuentra prohibido, ya que se busca minimizar el efecto tóxico de este metal sobre la población humana, plantas y animales, así como el daño al medio ambiente (Rodríguez et al., 2016).

1.2.4.1 Principales efectos del plomo en el ser humano

Según la OMS (2016) población más vulnerable a la exposición de plomo son los niños, ellos presentan la mayor cantidad de efectos en la salud a comparación de adultos y embarazadas debido a que absorben cantidades superiores de plomo.

La exposición al plomo por encima de 30 $\mu\text{g}/\text{dL}$ durante un periodo breve está vinculada con alteraciones en la función del túbulo proximal, lo que puede derivar en condiciones como hiperfosfaturia, aminoaciduria y también glicosuria. Las exposiciones repetidas conllevan al desarrollo de nefropatía crónica, que suele ser irreversible. Además, puede causar una reducción en la función renal y en la excreción de ácido úrico, lo que genera hiperuricemia y posiblemente gota (Azcona et al., 2015; Rodríguez et al., 2016).

La exposición a concentraciones elevadas de plomo, comúnmente asociadas a actividades laborales, puede provocar hipertensión arterial y enfermedades cerebrovasculares, la presencia de este metal pesado en la sangre reduce la producción del grupo hemo, lo que conduce a una menor producción de hemoglobina y, en última instancia, provoca anemia severa (Rodríguez et al., 2016).

El plomo también afecta al aparato gastrointestinal, específicamente a las fibras del músculo liso intestinal, provocando dolores abdominales de tipo cólico saturnino que pueden llegar a ser bastante intenso seguido de parálisis y otras disfunciones del sistema nervioso central (Azcona et al., 2015).

1.2.5 Tratamientos para la remoción de metales pesados

Según Caviedes et al., (2015), la clasificación de las técnicas para tratar metales pesados en el agua se basa en diversos factores. Estas técnicas se dividen en dos categorías como se detallan en la tabla 3, convencionales, que abarcan los métodos habitualmente utilizados para eliminar estos contaminantes, y no convencionales, como la adsorción, que comprenden procesos innovadores.

Tabla 3

Clasificación de técnicas para remoción de metales pesados

Convencionales	No convencionales
Filtración por membrana	
Electrodialisis	
Osmosis inversa	
Nanofiltración	
Ultrafiltración	
Intercambio iónico	
Precipitación química	
Coagulación-floculación	
Electrofloculación	
Flotación	
Fotocatálisis en la degradación de metales pesados	
	Adsorbentes de bajo costo
	Adsorción por materiales naturales agrícolas e industriales
	Biopolímeros
	Fitorremediación
	Hidrogeles
	Ceniza volante

Nota. Adaptación de (Caviedes et al., 2015).

1.2.5.1 Adsorción

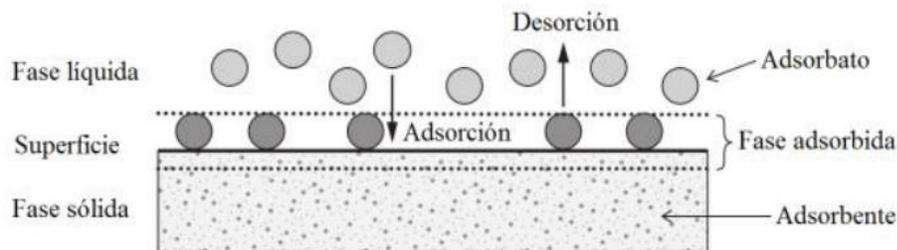
La adsorción es un fenómeno fisicoquímico donde una sustancia que se encuentra en una fase móvil, ya sea gaseosa o líquida, se adhiere a la superficie de un adsorbente (material sólido). Las razones que propician este proceso son variadas, abarcando desde interacciones electrostáticas, dispersivas o alifáticas, hasta fenómenos más selectivos como el intercambio iónico u otras formas de interacciones específicas. (Vázquez, 2021).

Jiménez y González (2014) sustenta que, en el proceso de adsorción, se establece una interacción entre los campos de fuerza presentes en la superficie del sólido y los del fluido. Como resultado de esta

interacción, algunas moléculas del fluido se adhieren a la superficie sólida, mientras que otras logran escapar. Este fenómeno surge debido al desequilibrio de fuerzas moleculares en la superficie del sólido.

Figura 4

Proceso de adsorción



Nota. (Jiménez & González, 2014).

En relación con otros métodos, la adsorción se considera la opción más favorable debido a su elevada eficiencia y bajo costo. No obstante, presenta ciertas limitaciones, como la necesidad de regeneración química, los elevados costos en la preparación de adsorbentes, como el carbón activado, y la disminución progresiva de la capacidad adsorbente tras cada ciclo de regeneración (Chakraborty et al., 2022).

1.2.6 Biocarbón

El biocarbón es un material rico en carbono, el cual se genera a partir de biomasa, como lodos, desechos animales y material vegetal mediante un proceso termoquímico con muy poco suministro de oxígeno (Sivaranjane et al., 2024), y a temperaturas relativamente bajas e inferiores a 700°C (Kwaku Armah et al., 2023). El biocarbón se produce principalmente mediante técnicas de conversión termoquímica, entre las que se incluyen: **pirólisis**, es la descomposición térmica de la biomasa en ausencia de oxígeno, entre 300 °C y 700 °C. Es el método más común y eficiente para obtener biocarbón con alto contenido de carbono y buena estabilidad; **gasificación**, es la conversión parcial de biomasa en un gas combustible a temperaturas superiores a 800 °C. El biocarbón es una fracción intermedia, con menor rendimiento en masa pero mayor porosidad; **torrefacción**, es un tratamiento térmico suave (200–300 °C)

que mejora la estabilidad y manejabilidad del residuo. Produce un biocarbón con menor contenido volátil, aunque menos poroso que el de pirólisis; **carbonización hidrotérmica (HTC)**, proceso en medio acuoso a baja temperatura (180–250 °C) y presión autógena. Ideal para biomasa húmeda, genera hidrochar, un biocarbón que requiere activación posterior; **licuefacción hidrotérmica (HTL)**, es similar a HTC pero a temperaturas y presiones más altas (250–350 °C y >10 MPa), enfocado en obtener biocombustibles líquidos, la fracción sólida también puede valorarse como biocarbón (Yaashikaa et al., 2020).

Para el biocarbón, las propiedades de la biomasa carbonizada y los parámetros operativos empleados en su producción estarán determinados por la materia prima utilizada para fabricar el biocarbón (Kwaku Armah et al., 2023). La naturaleza física del biocarbón está influenciada directamente por la composición química de la biomasa utilizada como materia prima. Esto se debe a que la materia orgánica comienza a descomponerse térmicamente a partir de los 120°C, mientras que la hemicelulosa lo hace entre 200 y 260°C, la celulosa entre 240 y 350°C, y la lignina entre 280 y 500°C. Por lo tanto, las proporciones de estos componentes afectaran al grado de reactividad y, en consecuencia, la modificación de la estructura física durante el proceso (Zhou et al., 2021).

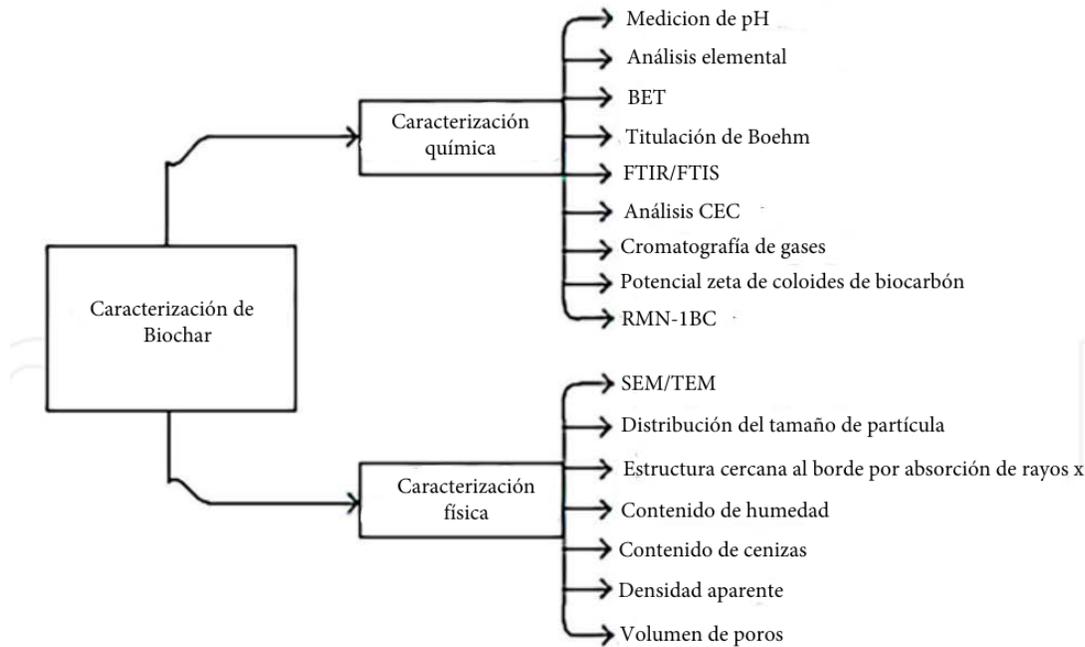
Cabe resaltar que el biocarbón utilizado en el presente estudio se obtuvo de la planta pirolizadora de Machu Picchu el cual se produce mediante la técnica termoquímica de pirólisis, que convierte la biomasa de residuos orgánicos generados por la población en biocarbón, donde se emplean temperaturas de hasta 500°C en ausencia de oxígeno, encontrándose entre el intervalo citado. Esta técnica permite valorizar la biomasa a través de mecanismos químicos como la despolimerización, fragmentación y reticulación en temperaturas específicas. Esto genera distintos productos a partir de los componentes lignocelulósicos, como la celulosa y hemicelulosa presentes en la biomasa. Estos productos incluyen sólidos como el biocarbón, líquidos como el bioaceite, y gases como el CO₂, CO y H₂ (Borel et al., 2020).

1.2.6.1 Características del biocarbón

Las propiedades del biocarbón están determinadas por la composición y el tipo de biomasa empleada, así como por los parámetros utilizados durante el proceso de pirólisis. Es fundamental realizar la caracterización física y química para identificar sus propiedades básicas y predecir los diversos usos y aplicaciones (Kwaku et al., 2023). En la figura 5 (Nartey & Zhao, 2014) se presenta los diferentes métodos físicos y químicos utilizados para su caracterización, destacando BET y FTIR como técnicas de caracterización química, y SEM para la caracterización física.

Figura 5

Descripción general de las técnicas de caracterización propuestas para el biocarbón



Nota. (Nartey & Zhao, 2014).

La porosidad y el área superficial como características físicas se evalúan para entender mejor el comportamiento y calidad del biocarbón, La producción de biocarbón se mide mediante cambios en las concentraciones de elementos como C, H, O, S y N, así como sus proporciones respectivas, como las relaciones H/C y O/C, que indican el grado de aromaticidad y madurez del material. Las proporciones O/C, O/H y C/H permiten evaluar el nivel de pirólisis y la oxidación del biocarbón. El área superficial BET y el

volumen de microporos aumentan a medida que se incrementa la quema de carbono y la temperatura del pirólisis. Se ha informado que el área BET del biocarbón (1057 m²/g) es ligeramente superior a la del carbón activado (970 m²/g), aunque su volumen de microporos es menor (Kwaku Armah et al., 2023).

En un estudio realizado por Amin (2016), se encontró que el biocarbón producido a partir de materiales vegetales ricos en celulosa presentaba un diámetro de poro de 1 μm, una característica que refleja la arquitectura intrínseca de la materia prima utilizada. Las imágenes obtenidas mediante microscopía electrónica de barrido (micrografías) revelaron que el biocarbón obtenido a diversas temperaturas de pirólisis exhibía una estructura distintiva similar a un panel, debido a las estructuras tubulares presentes en los materiales celulares de las plantas.

En términos generales, se puede afirmar que la presencia de lignina y el alto contenido de materia volátil en los residuos de biomasa influyen directamente en la formación de poros en el biocarbón (Kwaku Armah et al., 2023). Como se mencionó, las características van a depender del tipo de materia prima, la tecnología de producción y las condiciones del proceso, haciendo que la calidad, y el rendimiento del biocarbón difieran (Cha et al., 2016).

Tabla 4*Tipo de caracterizaciones químicas notables del biocarbón*

Tipo de caracterización	Método de determinación	Resultados y observaciones
Análisis elemental	Relaciones asociadas de C, H, O, S y N	Las relaciones H/C, O/C y N se utilizan para determinar la aromaticidad y la madurez del biocarbón
BET	Área superficial, estructura de poros, diámetro promedio de poros, volumen de poros y poros promedio del biocarbón	1057m ² g ⁻¹ ; macroporosidad y microporosidad ; 5.2nm; 0.24mLg ⁻¹ ; 3.3 nm. [71]
FTIR	Cambios que ocurren en las preparaciones de biocarbón, así como en sus grupos funcionales presentes del biocarbón original	Los cambios incluyen deshidratación, pirólisis, nucleación de grafeno y finalmente carbonización; O-H (3600-3100 cm ⁻¹), C=C and C=O estiramiento (1740-1600 cm ⁻¹) C-O-C estiramiento simétrico (1097 cm ⁻¹), -COOMe (1400-1500 cm ⁻¹), etc.

Nota. (Cha et al., 2016).

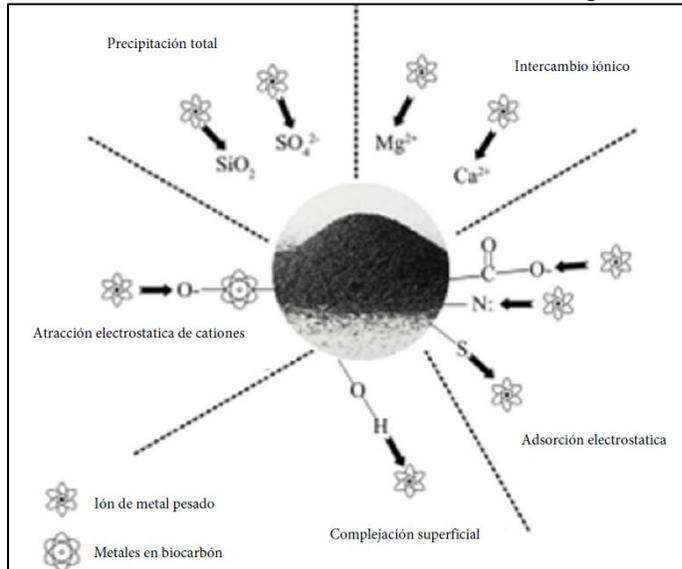
1.2.6.2 Aplicaciones del biocarbón

El biocarbón tiene múltiples aplicaciones, que van desde la adsorción de contaminantes del agua y del aire, como carbón activado, así como puede ser empleado como acondicionador de suelo y en el secuestro de carbono. De este modo, contribuye a la economía circular (Hu et al., 2021). En los últimos años, el biocarbón ha sido considerado como una de las soluciones más efectivas para adsorber contaminantes tóxicos, como metales pesados, metaloides e hidrocarburos aromáticos policíclicos, en suelos y agua. Estos contaminantes son persistentes, no biodegradables como en el caso de metales y metaloides, y tienen el potencial de acumularse (Ahmed, 2018) Esto se debe a las múltiples ventajas del biocarbón, como su sostenibilidad, bajos costos y su capacidad para capturar carbono (Anae et al., 2021) así como sus propiedades fisicoquímicas, como la estructura de poros, su área superficial los grupos funcionales que posee, lo que le dan la capacidad de adsorber diferentes contaminantes (Beesley et al., 2010). La adsorción de metales en el biocarbón se lleva a cabo principalmente mediante precipitación,

intercambio iónico, atracción electrostática y complejación en la superficie del adsorbente (Ambaye et al., 2021)

Figura 6

Mecanismos de adsorción de contaminantes en aguas residuales por biocarbón



Nota. (Wang et al., 2024).

La sorción superficial es un proceso físico que consiste en la formación de enlaces químicos a través de la difusión de iones metálicos en los poros del adsorbente, cuyo volumen y área superficial están influenciados por la temperatura de carbonización (Ambaye et al., 2021). Kumar et al., (2017) comprobaron que el biocarbón producido a temperaturas altas de 700 °C elimina por completo el uranio, mientras que el biocarbón generado a temperaturas bajas de 300°C resulta menos eficaz. Esto se debe a que un proceso de carbonización más elevado incrementa el volumen de los poros y el área superficial.

La interacción electrostática en el biocarbón se refiere a la atracción entre el biocarbón cargado y los iones metálicos, haciendo que esta interacción limite la movilidad de los metales tóxicos (Ambaye et al., 2021). En un estudio realizado por Qiu et al. (2009) se demostró que el biocarbón elaborado a partir de arroz y trigo elimina de manera efectiva el plomo (Pb) gracias a la atracción entre el Pb, que tiene carga positiva, y el biocarbón, que tiene carga negativa y elevar la temperatura de pirólisis por encima de 400

°C potencia esta interacción electrostática. Otros estudios también han confirmado que esta interacción es fundamental para la eliminación de metales tóxicos, aunque el proceso depende del pH y del punto de carga del biocarbón (Ambaye et al., 2021).

El intercambio iónico se refiere al intercambio de grupos funcionales orgánicos que contienen oxígeno, como los grupos hidroxilo y carboxilo, en la superficie del biocarbón con diferentes aniones y cationes para lograr el propósito de la adsorción de estos iones (Wang et al., 2024). Esta capacidad de adsorción de metales pesados va a depender del tamaño del contaminante y de los grupos funcionales del biocarbón, además de que con una mayor capacidad de intercambio catiónico se da una mayor adsorción de metales (Ambaye et al., 2021).

La precipitación es un mecanismo fundamental para eliminar contaminantes inorgánicos utilizando biocarbón, ya que se forman precipitados minerales en la solución o en la superficie del material adsorbente. Este proceso resulta eficaz biocarbón producido a partir de la degradación de celulosa y hemicelulosa a temperaturas superiores a 300 °C, otorgándole propiedades alcalinas (Ambaye et al., 2021).

La Complejación se refiere al proceso mediante el cual se forman complejos entre iones metálicos y grupos funcionales orgánicos en la superficie del biocarbón, incluyendo grupos funcionales que contiene oxígeno, como grupos hidroxilos, carbonilo y carboxilo (Wang et al., 2024). El biocarbón producido a bajas temperaturas puede unirse a metales pesados gracias a estos grupos funcionales. Estos grupos incrementan la oxidación superficial del biocarbón, lo que mejora su capacidad para complejar metales. Se ha demostrado que el biocarbón derivado de biomasa vegetal es altamente eficaz en la unión de metales como Cu, Cd, Ni y Pb, formando complejos con los grupos carboxílicos y fenólicos (Ambaye et al., 2021).

1.2.6.3 Producción de biocarbón en Machu Picchu

En el marco de las iniciativas para la protección y conservación del medio ambiente en el distrito de Machu Picchu, se ha inaugurado la primera planta de Tratamiento de Residuos Orgánicos. Con una capacidad para procesar hasta ocho toneladas de residuos, esta planta emplea el proceso de pirólisis, una descomposición química a altas temperaturas en ausencia de oxígeno, para convertir los desechos en biocarbón. Este fertilizante natural no solo favorece la reforestación del bosque de nubes andino, sino que también contribuye a la productividad agrícola en el distrito (Redacción EC, 2019).

Para la producción de biocarbón, se utiliza el principio de “economía circular”, que es una práctica ambientalmente sostenible en la que los productos que comúnmente se consideran desechos reciben una nueva función. El biocarbón se obtiene al someter desechos naturales orgánicos aprovechables crudos, tales como, cáscara de verduras y frutas, que genera la población de Machupicchu a temperaturas de hasta 500° C durante 2 a 3 horas en el pirolizador. Actualmente es usado como material de enmienda de suelo, ajustando sus nutrientes u otros elementos, permitiendo así una mejora en su calidad. Así mismo, cumple la función de capturar emisiones de carbono, el cual queda atrapado en el biocarbón siendo muy importante para la recuperación de suelos degradados (Redacción RPP, 2022).

Figura 7

Planta de valorización de residuos sólidos orgánico del distrito de Machu Picchu



1.2.7 Leonardita

La leonardita tiene un color negro, es estable, no posee olor y no es tóxico. Es una forma oxidada de lignito; se encuentra en una etapa incompleta de su transformación en carbón. Es rico en ácidos húmicos y fúlvicos, los cuales se liberan lentamente, lo que le confiere propiedades únicas como adsorbente. La leonardita es capaz de mejorar la estructura del suelo, aumentar la capacidad de retención de agua y promover la actividad microbiana (Biojal, 2018).

Además, como indica Lao et al. (2005), su alta capacidad de adsorción de metales pesados y otros contaminantes la hace ideal para la remediación de aguas y suelos contaminados.

Tabla 5

Composición de la leonardita

Compuesto	Porcentaje (%)	Componentes	Concentración (ppm)
Ácidos húmicos	12.58	Hierro	9.052
Ácidos fúlvicos	18.27	Zinc	263
Materia orgánica	30.86	Manganeso	328
Nitrógeno total	0.67	Cobre	380
Nitrógeno amoniacal	0.17	Boro	241
Fósforo	0.62		
Potasio	1.25		
Magnesio	0.05		
Calcio	1.38		
Azufre	1.28		

Nota. extraído de (Biojal, 2018)

De acuerdo a (Vargas, 2016), las sustancias húmicas desempeñan un papel crucial en el comportamiento y transporte de los iones metálicos en los suelos y el agua, ya sean iones tóxicos (Pb, As, Cd) o nutrientes (Ca, Na, Mg, etc.). La presencia de estas sustancias húmicas controla la disponibilidad de estos iones, incluso en concentraciones bajas, las sustancias húmicas tienen un impacto significativo en la cantidad de metales libres y compleja solución, lo que las convierte en elementos de suma importancia en el transporte de los iones.

1.2.7.1 Aplicaciones de la leonardita

La leonardita, formada a partir de la oxidación atmosférica del lignito, es una fuente excepcionalmente rica en ácidos húmicos, compuestos orgánicos que han demostrado ser altamente beneficiosos en la agricultura. Su uso contribuye de manera significativa a la mejora en la absorción de nutrientes esenciales como hierro, nitrógeno y potasio, lo que se refleja en una mayor calidad y rendimiento en los cultivos. Estos efectos positivos la han convertido en un acondicionador de suelos muy valorado, ya que mejora la permeabilidad celular y optimiza la absorción de nutrientes, aspectos que influyen directamente en la calidad de los frutos y el éxito de los cultivos. En el contexto de los fertilizantes orgánicos, la leonardita ha ganado protagonismo como una herramienta eficaz para aumentar la cantidad de materia orgánica en la zona de raíces, esencial para el desarrollo sostenible de los suelos agrícolas. Con un contenido de sustancias húmicas que varía entre el 20% y más del 70%, la aplicación de la leonardita no solo favorece el crecimiento vegetal al estimular la producción de compuestos bioquímicos esenciales como ácidos nucleicos, vitaminas y aminoácidos, sino que también mejora significativamente las propiedades químicas del suelo. Entre estas mejoras se encuentran la regulación del pH y el incremento de la capacidad de intercambio catiónico, creando un ambiente más propicio para el desarrollo óptimo de los cultivos. Diversos estudios han demostrado que la leonardita es especialmente eficaz en el tratamiento de cultivos como cerezas, patatas, maíz y plantas ornamentales, lo que subraya su importancia en la agricultura moderna (Della et al., 2021; Kaya et al., 2020).

1.2.8 Factores que influyen en la adsorción del biocarbón y la leonardita

1.2.8.1 Características del biocarbón y la leonardita

Durante la pirólisis, la temperatura es un factor que influye considerablemente en las propiedades del biocarbón. Esta temperatura según (Chen et al., 2008) tiene un mayor efecto en las características estructurales ya que medida que aumenta la temperatura de pirólisis, la capacidad de adsorción también se incrementa. Las propiedades químicas del biocarbón dependen del contenido de C, H, N, S y O así como

de la naturaleza de la biomasa y el proceso de carbonización. Estos elementos se encuentran en la biomasa en forma de biomoléculas complejas (hemicelulosa, lignina y celulosa) y aniones inorgánicos (Zornoza et al., 2016), que, durante el proceso de pirólisis, estos aniones se descomponen, liberando gases como CH₄ y CO₂, lo que resulta en un biocarbón rico en carbono.

La leonardita se forma por la oxidación del lignito y varía en composición según el contenido de sustancias húmicas y las condiciones del proceso. Su estructura mineralógica, rica en SiO₂ y Al₂O₃, y su contenido de impurezas (Fe, Ca, K, Mg, Na, Ti, S), influyen en su capacidad como adsorbente. Su alto contenido de materia volátil (40%) la hace ideal para ser activada. Durante la activación, los hidrocarburos aromáticos policíclicos en la leonardita se carbonizan, lo que mejora su capacidad de adsorción, influenciada tanto por la porosidad como por su composición química (Ausavasukhi et al., 2016).

1.2.8.2 Dosis del biocarbón y la leonardita

La dosis de adsorbentes, como el biocarbón y la leonardita, influye en su capacidad de adsorción principalmente porque, al incrementarse, se dispone de una mayor superficie y más sitios activos donde las moléculas de plomo pueden adherirse. No obstante, una cantidad excesiva puede provocar la saturación de esos sitios y la formación de aglomerados que limiten la eficacia del proceso. Por ello, es importante encontrar un equilibrio que optimice la cantidad empleada. Además, el nivel de dosificación puede modificar condiciones del medio, como el pH o la concentración de otros iones, lo que afecta la solubilidad y disponibilidad del plomo para ser adsorbido. En consecuencia, resulta esencial realizar ensayos controlados para determinar la dosis óptima que maximice la remoción del contaminante (Khoshsang & Ghaffarinejad, 2018).

1.2.8.3 pH de la solución

El pH cuantifica el nivel de alcalinidad o acidez de una solución acuosa, y se calcula como el logaritmo negativo de la concentración de iones de hidrógeno. Su escala, que va de 0 a 14, indica neutralidad en un valor de 7, mientras que valores menores a 7 señalan acidez y los mayores a 7,

alcalinidad (Harris, 2015). El pH es un factor crucial en la optimización del proceso de adsorción, ya que su influencia está condicionada tanto por el tipo de biocarbón empleado como por las características de los contaminantes a remover (Meng et al., 2014). En medios alcalinos, los metales pesados pueden formarse precipitados de estos cationes. Cada metal pesado tiene un rango de pH óptimo para su adsorción, como es en el caso de plomo que tolera hasta 6.5 de pH antes de que se precipite (Al-Ghouti & Da'ana, 2020).

A pH bajos, los grupos funcionales presentes en la superficie del biocarbón, como el carboxilato (-COOH) y el hidroxilo (-OH), se asocian con los iones H^+ , lo que disminuye la carga negativa y reduce la capacidad del biocarbón para adsorber cationes de metales pesados. A medida que el pH de la solución aumenta, estos grupos funcionales pierden protones, incrementando la carga negativa y, por lo tanto, mejorando la capacidad de adsorción de los cationes de metales pesados (Tan et al., 2015).

En la leonardita las sustancias húmicas incluyen componentes hidrófobos e hidrófilos, así como muchos grupos químicos funcionales, como grupos carboxílicos, lactónicos y fenólicos. La existencia de grupos de oxígeno en la superficie hace que las sustancias húmicas tengan carga positiva o negativa en soluciones acuosas; por lo tanto, un adsorbato que posee la carga opuesta puede unirse al adsorbente. La capacidad de adsorción de la leonardita está influenciada por la interacción electrostática entre la carga de los grupos de oxígeno superficial y el grado de ionización del adsorbato. Sin embargo, la carga de la sustancia húmica contenida en la leonardita cambia con el pH de la solución debido a la disociación de los grupos funcionales (por ejemplo, el grupo carboxílico sufre disociación a un pH mayor de 5. Por lo tanto, la adsorción de la leonardita está influenciada por el pH de la solución (Ausavasukhi et al., 2016).

1.2.2.9 Métodos para la determinación de las características físicas y químicas del biocarbón y la leonardita; y para la determinación de plomo en agua.

1.2.2.9.1 Microscopía Electrónica de Barrido (SEM) para la determinación de la porosidad

La porosidad se define como la relación entre el volumen de los poros y el volumen total de un material, los cuales pueden estar presentes tanto en la superficie como en el interior del material. La presencia de porosidad está vinculada a la densidad del material, así como a la composición de sus componentes y a la presencia de espacios vacíos entre ellos (Atria Innovation, 2021).

La porosidad del biocarbón y la leonardita puede ser determinada mediante Microscopía Electrónica de Barrido (SEM), la cual permite estudiar la morfología obteniendo imágenes de alta resolución de la superficie de una muestra al utilizar un haz de electrones en lugar de luz, funciona escaneando la superficie con electrones, que interactúan con los átomos de la muestra y generan diferentes señales, como electrones retrodispersados y secundarios, las cuales son captadas y traducidas en imágenes. Ofrece una excelente profundidad de campo, proporcionando imágenes con apariencia tridimensional. Las muestras deben ser conductoras o recubiertas con un material conductor para evitar la acumulación de carga. Además, el SEM puede combinarse con Espectroscopía de Energía Dispersiva (EDS), lo que permite analizar la composición elemental de la muestra (CME-UNSA).

1.2.2.9.2 Walkley-Black como método para la determinación de Carbono Orgánico Total

Según Baird et al. (2017) el carbono orgánico total (COT) es una medida que indica la cantidad total de carbono presente en los compuestos orgánicos de una muestra o material. Estos compuestos pueden abarcar desde materia orgánica disuelta hasta materia orgánica particulada y otros componentes orgánicos presentes en el material bajo análisis. La determinación del COT es crucial en varios campos, incluyendo la ciencia ambiental, la química del suelo y la biología, ya que ofrece información sobre la cantidad y calidad de la materia orgánica que está presente en un sistema específico.

El método de Walkley y Black, usado para estimación de carbono orgánico total, está basada en la oxidación húmeda con ácido crómico, descrito en el Procedimiento Operativo Estándar para el análisis de carbono orgánico del suelo de la FAO (2019). Para la determinación se produce una reacción química entre el carbono orgánico oxidable de la muestra con la solución de dicromato de potasio ($K_2Cr_2O_7$) en presencia de ácido sulfúrico hidratado, lo que genera un incremento de la temperatura para incitar la oxidación. Presentando la siguiente reacción química:



Durante la reacción se reduce el dicromato ($Cr_2O_7^{2-}$) el cual es equivalente al carbono orgánico oxidable de la muestra. Posteriormente el carbono orgánico es determinado midiendo el dicromato no reducido mediante retro-titulacion utilizando sulfato ferroso de amonio o sulfato ferroso, empleando como indicador a la difenilamina o al complejo o-fenantrolina-ferroso.

1.2.2.9.3 Análisis químico elemental

El Análisis Elemental permite determinar cuantitativamente la composición de elementos como (C, H, N, S y O) en diversos tipos de muestras, ya sean orgánicas o inorgánicas, sólidas, líquidas o viscosas, y que sean homogéneas o se puedan homogeneizar fácilmente. Este procedimiento se realiza mediante Espectroscopia de Energía Dispersiva (EDS), funciona midiendo la energía de los rayos X emitidos por una muestra, y luego un software realiza un análisis de la composición elemental a partir de esos datos (CME-UNSA).

1.2.2.9.4 Espectrofotometría de absorción atómica de llama aire-acetileno como método para la determinación de la concentración de plomo en agua

Con el fin de determinar la concentración de plomo en agua es recomendable recurrir a la espectroscopia. Para esta investigación es crucial enfocarse en la espectroscopia atómica porque esta técnica permite medir con gran precisión la concentración de metales pesados en soluciones acuosas

proporcionando resultados rápidos y confiables. El Laboratorio de cromatografía y espectrometría de la Universidad Nacional San Antonio Abad del Cusco cuenta con el Espectrofotómetro de absorción atómica marca Varian, modelo AA240FS, este equipo funciona mediante una llama de aire-acetileno y es capaz de proporcionar datos de la concentración de plomo en muestras líquidas.

Un espectrofotómetro de absorción atómica de llama de aire-acetileno funciona introduciendo una muestra líquida en una llama generada por la combustión de una mezcla de aire y acetileno. Al calentarse, la muestra se atomiza, liberando átomos en estado gaseoso. La energía de la llama excita estos átomos, lo que les permite absorber radiación electromagnética en específicas longitudes de onda que son correspondientes a los elementos presentes en la muestra a analizar. Un haz de luz, generado por una lámpara que emite a la longitud de onda característica del elemento a analizar, pasa a través de la nube de átomos. La medición de la cantidad de luz absorbida permite establecer una relación directa con la concentración del elemento presente en la muestra. Así, el espectrofotómetro proporciona información cuantitativa sobre la concentración de metales pesados en soluciones, siendo una herramienta crucial en el análisis químico para diversas aplicaciones (Agilent Technologies, 2016).

1.2.2.10 Activación del carbón

De acuerdo a Jiménez & González (2014), el carbón activado es un material que implica el uso de técnicas tanto físicas como químicas, las características del carbón activado influyen en cómo funciona como adsorbente, y estas características también determinan en qué situaciones se debe aplicar, es conveniente que contenga microporos y mesoporos.

1.2.2.10.1 Activación del carbón con Cloruro de Calcio (CaCl₂)

El cloruro de calcio se destaca por su capacidad para mejorar significativamente la eficiencia de adsorción, favoreciendo la creación de una estructura porosa más adecuada para la captura de sustancias en agua, se puede optimizar la superficie específica y la distribución de los poros del carbón activado, lo que resulta en un material con propiedades superiores para la adsorción de gases y líquidos. Este método

se presenta como una alternativa eficaz y ecológica en comparación con otros agentes de activación, ofreciendo una vía para la producción de carbón activado de alta calidad (Yuan et al., 2021).

CAPÍTULO II: MATERIALES Y METODOLOGÍA

2.1 Materiales

2.1.1 *Área de procedencia y obtención de las muestras*

Biocarbón: Se tomaron 2kg de biocarbón de la Planta de Valorización de Residuos Sólidos de Machupicchu. Este biocarbón se produce a base de residuos orgánicos aprovechables crudos, tales como, cáscara de verduras y frutas, que genera la población de Machupicchu. Estos residuos al llegar a la planta pasan por el cortador como primer paso con el objetivo de obtener fracciones más pequeñas de los mismos. Seguidamente se dirigen al tambor de secado para disminuir la humedad que presentan, y por último son llevados al pirolizador que cuenta con una capacidad de 300 kg. Para la obtención del biocarbón, el pirolizador funciona a una temperatura de 500 °C durante 2 a 3 horas. Finalizado el proceso, se deja enfriar el biocarbón para luego almacenarlos.

Leonardita: La muestra fue enviada de la mina Chinalco, Unidad Minera Toromocho ubicada en Junín. Es una mina de tajo abierto cuya principal producción es el concentrado de cobre. Su proceso operativo incluye las etapas de trituración, molienda, flotación, concentración y espesado. Durante la explotación minera, se encuentra de forma natural la leonardita, un subproducto que no es de interés comercial para la mina, ya que no forma parte de su objetivo principal de extracción. Esto la convierte en un recurso accesible con potencial para ser aprovechado.

2.1.2 Área de procesamiento de las muestras

La investigación se ejecutó en los siguientes ambientes:

- Laboratorio C-333 de la facultad de Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional San Antonio Abad del Cusco.
- Laboratorio de cromatografía y espectrometría de la Facultad de Ciencias Químicas, Físicas y Matemáticas de la Universidad Nacional San Antonio Abad del Cusco.
- Centro de Microscopía Electrónica de la Facultad de Ingeniería de Procesos de la Universidad Nacional de San Agustín CME-UNSA.
- Laboratorio de Calidad Ambiental VVM, Cusco.

2.1.3 Insumos y equipos

Los materiales de laboratorio a emplear en esta investigación son los siguientes:

- Varilla
- Vasos de precipitado
- Matracas de Erlenmeyer
- Embudos de vidrio
- Probeta
- Pipeta graduada
- Propipeta
- Tubos Falcon
- Papel filtro de paso lento
- Papel aluminio
- Papel film

Los insumos son los siguientes:

- Solución Estándar de Plomo 1000mg/L
- Cloruro de Calcio (CaCl_2)
- Solución de hidróxido de potasio (KOH)
- Ácido sulfúrico (H_2SO_4)
- Dicromato de potasio ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$)
- Difenilamina ($\text{C}_{12}\text{H}_{11}\text{N}$)
- Sulfato ferroso heptahidratado ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$)
- Ácido acético (CH_3COOH)
- Hidróxido de potasio (KOH)

Los equipos empleados en la investigación son los siguientes:

- Balanza de grado analítico: Marca H.W. Kassel / SHS inside, serie HR-150AZ
- Agitador magnético INTLLAB MS-500
- Orbital Shacker: Marca JoanLab OEM, Mod. OS-20Pro, serie SN22AAS0000962
- Potenciómetro: Marca JoanLab PHS-3C, serie 23A-1 PH144
- Espectrofotómetro de absorción atómica marca Varian, modelo AA240FS
- Microscopio electrónico de barrido modelo Scios 2 Dualbeam marca Thermo Scientific

2.2 Metodología

2.2.1 Tipo y línea de investigación

La investigación es de tipo experimental y tiene un enfoque cuantitativo.

Según la resolución D-2205-2022-FC UNSAAC, emitida por la dirección de gestión de la investigación de la UNSAAC, el presente trabajo tiene como línea de investigación: Calidad y conservación de recursos naturales. (CTA-02)

2.2.2 Métodos y fundamentos

2.2.2.1 Determinación de las características físicas y químicas del biocarbón y la leonardita

2.2.2.1.1 Determinación de la porosidad y Análisis químico elemental

Para la determinación de la porosidad y el análisis químico elemental del biocarbón y la leonardita, se prepararon 2 muestras con 20mg de cada tipo de adsorbente. Estas fueron previamente trituradas, tamizadas y almacenadas en tubos Falcon de 50 ml, debidamente rotulados y sellados. Posteriormente, las muestras fueron enviadas en un cooler de Tecnopor al Centro de Microscopía Electrónica de la Facultad de Ingeniería de Procesos de la Universidad Nacional de San Agustín (CME-UNSA).

El informe emitido por el CME-UNSA señala que:

Una vez ingresadas las muestras se realizó la preparación para su correspondiente caracterización morfológica (porosidad) y análisis químico elemental, para lo cual se procedió a habilitar Stup de aluminio o (soporte) recubriéndolos con una cinta doble cara de carbono para fijar muestras. Luego se agregó la muestra que se analizara en la cinta de carbono del stup (eso se realizó para cada muestra) y finalmente se recubrieron las muestras con oro por pulverización catódica con el equipo metalizador modelo Q150 R ES Plus marca Quarom, durante el tiempo de 2 minutos

Para evaluar la morfología, se utilizó un microscopio electrónico de barrido marca Thermo Scientific, modelo Scios 2 Dualbeam del CME-UNSA. Se realizó el ensayo utilizando una distancia de trabajo entre 9 y 12 mm. el análisis se efectuó a 15,00 kV y se aplicaron magnificaciones que oscilaron entre 150x y 50 000x. En análisis químico elemental, se realizó mediante espectroscopía de rayos x de dispersión de energía (EDS), que funciona midiendo la energía de los rayos X emitidos por una muestra, y luego el software realiza un análisis de la composición elemental a partir de los datos obtenidos (CME-UNSA).

Activación de la leonardita y evaluación de su eficacia

Debido a la ausencia de poros observada en la leonardita (ver sección 3.1.1.1) se determinó que era necesario un proceso de activación para mejorar su potencial adsorbente. Para ello se realizó una activación química utilizando cloruro de calcio (CaCl_2) siguiendo el procedimiento propuesto por Yuan et al. (2021). La activación se realizó disolviendo 100gr de cloruro de calcio en 300ml de agua, y posteriormente se incorporaron 200gr de leonardita a la solución. La mezcla se dejó en reposo durante 24 horas. Transcurrido ese tiempo, el material fue filtrado, lavado con agua destilada y finalmente secado en un horno de calor seco a 100 °C.

Con el propósito de verificar la eficacia de la activación, se realizaron experimentos comparativos entre la leonardita activada y sin activar (tabla 9), bajo condiciones idénticas de ensayo. Se adoptó el mismo procedimiento descrito para la evaluación de la influencia del pH (ver sección 2.2.2.2), utilizando dosis de 50 mg de leonardita activada y pH ajustado a 3 y 5. Las mezclas fueron sometidas a una velocidad de agitación de 175 rpm durante 1 hora y luego filtradas.

Posteriormente, se determinaron las concentraciones finales de plomo mediante espectrofotometría de absorción atómica con llama aire-acetileno, y se calculó la capacidad de adsorción resultado de la diferencia entre las concentraciones de plomo inicial y final.

Tabla 6

Matriz de experimentos para la determinación de la eficacia de la leonardita activada

	Leonardita sin activar	Leonardita activada
pH 3	Experimento 1	Experimento 2
pH 5	Experimento 3	Experimento 4

2.2.2.1.2 Determinación de Carbono Orgánico Total (COT)

Para la determinación de carbono orgánico total (COT) del biocarbón y de la leonardita se realizaron tratamientos por duplicado para cada adsorbente, con sus respectivos blancos. El método utilizado fue de Walkley-Black para analizar el contenido de carbono orgánico total tanto en la muestra de biocarbón como en la muestra de leonardita según lo establecido por la FAO (2019).

Para ello se pesó 0.5g de biocarbón y 0.5g de leonardita, se colocó cada muestra pesada en un Erlenmeyer con 20ml de dicromato de potasio ($K_2Cr_2O_7$) y 200 ml de agua destilada, se adicionò respectivamente 20 ml de ácido sulfúrico (H_2SO_4) concentrado. Inmediatamente se agito el Erlenmeyer suavemente hasta mezclar las muestras, posteriormente se tapó con papel aluminio y se dejó reposar 30min. Después se filtró para evitar que haya residuos de leonardita y biocarbón.

A ello, se adicionó 4 gotas de difenilamina($C_{12}H_{11}N$) como indicador, y con ayuda de un agitador magnético se procedió a titular con sulfato ferroso heptahidratado, se recopilaron los datos mostrados en la tabla 7, los cuales indican los valores de gasto del sulfato ferroso heptahidratado ($FeSO_4 \cdot 7H_2O$) que utilizaron tanto los blancos como el biocarbón y la leonardita.

Tabla 7

Valores de gasto del sulfato ferroso heptahidratado (ml utilizado en la titulación en el método Walkley-Black)

	Blancos	Biocarbón	Leonardita
	10ml	4.2ml	No reaccionó a la titulación
	10.1ml	4.8ml	No reaccionó a la titulación
	16.1ml		
	18ml		
Prom	13.55ml	4.5ml	

La tabla 11 muestra los valores de gasto del sulfato ferroso heptahidratado de los blancos con un promedio de 13.55ml y para el caso del biocarbón un promedio de gasto de 4.5ml. Sin embargo, la

leonardita no alcanzó el punto de titulación en el método Walkley-Black, ya que no presentó el cambio de color esperado, a diferencia del biocarbón, que mostró la transición de color típica al finalizar la titulación.

Por último, para determinar el Carbono Orgánico Total (COT) en las muestras del biocarbón y la leonardita se utiliza la siguiente fórmula:

$$\text{Carbono orgánico total (g/Kg)} = \frac{(\text{ml blanco} - \text{ml muestra})(M\text{Fe}^{+2})(0.003)(1000)}{\text{Peso de la muestra}} \times 1.30$$

Donde:

ml muestra = gasto del sulfato ferroso muestra

ml blanco = gasto del sulfato ferroso blanco

MFe⁺² Molaridad del sulfato ferroso = 0.5

0.003 = peso miliequivalente a 1000g de suelo

1.30 = factor de corrección del carbono total

Determinación del carbono total presente en la leonardita

El resultado de la aplicación del método de Walkley-Black para la determinación de carbono orgánico total (COT), se observó que la muestra de leonardita no reaccionó a la titulación (ver sección 3.1.1.3), lo que impidió obtener un valor confiable mediante este procedimiento. Esta falta de reacción sugiere que el carbono presente en la leonardita podría ser predominantemente de origen inorgánico. Es por ello que se optó por evaluar el carbono total presente en la leonardita, para tal fin, se envió una muestra al laboratorio Mc Químicallab donde se realizó el análisis correspondiente siguiendo los procedimientos descritos en los "Manuales de Análisis Químico-Agrícola" de Nigel T. Faithfull (Institute of Rural Studies, University of Wales, UK, 2005), los cuales se basan en el manual "The Analysis of Agricultural Materials" (MAFF/ADAS).

2.2.2.2 Análisis de la influencia del pH en la capacidad de adsorción del biocarbón y la leonardita

Para analizar la influencia del pH en la capacidad de adsorción del biocarbón y la leonardita, primero se prepararon soluciones de plomo. Para ello se tomó un volumen de 15 mL de la solución patrón de plomo y se añadió en 500 mL de agua destilada, obteniendo así una solución de plomo con la concentración deseada (30mg/L), dicha solución se obtuvo mediante la siguiente formula.

$$C1V1 = C2V2$$

C1: Concentración de la solución patrón = 1000mg/L

V1: Volumen inicial de la solución= X

C2: Concentración deseada de la solución = 30 mg/L

V2: Volumen final de la solución= 500ml

$$1000mg/L * X = 30mg/L * 500ml$$

$$X = 15ml$$

Tabla 8

Matriz de tratamientos para evaluar la influencia del pH en la capacidad de adsorción del biocarbón y la leonardita

	Biocarbón	Leonardita
pH 3 *	Tratamiento 1	Tratamiento 3
pH 5 *	Tratamiento 2	Tratamiento 4

En la tabla 6 se muestran los 4 tratamientos que se realizaron por duplicado teniendo un total de 8 tratamientos.

*Se seleccionaron los valores de pH 3 y pH 5, debido a su relevancia en estudios previos y a su influencia comprobada en la eficiencia del proceso de adsorción. Investigaciones realizadas por Somyanonthanakun et al. (2023), Wiśniewska et al. (2022) y Garcés (2024), evaluaron rangos de pH comprendidos entre 2 y 5.5, reportando una mayor eficiencia de adsorción en condiciones de pH 5.

Además, se debe considerar que cada metal pesado presenta un intervalo específico de pH óptimo para su remoción, y en el caso del plomo, este se mantiene en forma soluble en agua hasta un pH aproximado de 6.5, antes de que comience a precipitar (Al-Ghouti & Daána, 2020). Por estas razones y con el objetivo de evaluar la eficiencia del proceso dentro del rango efectivo, se optó por trabajar con pH 3 como valor ácido representativo, y pH 5 como el nivel más frecuentemente reportado en la literatura para la adsorción de plomo.

El procedimiento que se siguió para evaluar el pH y su influencia fue colocar 50ml de la solución de plomo en cada Erlenmeyer de los 8 tratamientos, se pesó 50mg de cada adsorbente (biocarbón o leonardita) y se añadió a la solución. Seguidamente, se ajustó el pH a 3 y 5 con ácido acético (CH_3COOH) y/o hidróxido de potasio (KOH) haciendo uso del potenciómetro. Se taparon los Erlenmeyer con papel aluminio y fueron llevados al shaker a una velocidad de 175 RPM durante 1h. Pasado el tiempo, mediante filtración se separó el sobrenadante con papel filtro de paso lento, y se traspasaron a tubos falcon.

Las muestras, junto con el control, debidamente rotuladas y selladas, fueron trasladadas al laboratorio de cromatografía y espectrometría de la Universidad Nacional San Antonio Abad del Cusco. Allí, se llevó a cabo la determinación de la concentración final de plomo mediante un espectrofotómetro de absorción atómica con llama de aire-acetileno. Por último, se calculó la capacidad de adsorción para determinar el pH óptimo mediante la siguiente fórmula:

$$CA = C_i - C_f$$

Donde:

CA: Capacidad de adsorción

C_i: Concentración inicial de Pb, el cual corresponde a la concentración de Pb control

C_f: Concentración final de Pb de cada tratamiento

Tabla 9

Condiciones experimentales para evaluar la influencia del pH en la capacidad de adsorción del biocarbón y la leonardita

Parámetros		
pH 3	Volumen de la solución	50 ml
	Dosis biocarbón/leonardita	50mg
	Velocidad de agitación	175 rpm
	Tiempo	1 hora
pH 5	Volumen de la solución	50 ml
	Dosis biocarbón/leonardita	50mg
	Velocidad de agitación	175rpm
	Tiempo	1 hora

En la tabla 7 se muestran las condiciones experimentales a las que fueron expuestas el biocarbón y la leonardita para evaluar la influencia del pH en la capacidad de adsorción del biocarbón y la leonardita.

2.1.1.1 Determinación de la dosis, velocidad de agitación y tiempo de contacto óptimos del biocarbón y de la leonardita para la remoción de plomo en agua

Para determinar los parámetros óptimos para el biocarbón y la leonardita se prepararon soluciones de plomo a partir de una solución patrón (1000mg/L), para ello se tomó un volumen de 15 mL de la solución patrón, el cual fue incorporado en 500 mL de agua destilada., obteniendo así una solución de plomo con la concentración deseada (30mg/L).

Se aplicó se aplicó un diseño factorial 2³ con punto central, el cual presenta dos niveles por factor (bajo y alto), más un punto central adicional, lo que da un total de 9 tratamientos (tabla 10). Cada tratamiento fue replicado tres veces, y se aplicó un diseño completamente aleatorizado para el orden de

ejecución. Este enfoque permitió evaluar los efectos principales de cada variable, así como sus interacciones. Los factores y niveles evaluados fueron los siguientes:

Tabla 10

Diseño experimental

Factor	Nivel bajo	Punto central	Nivel alto
Dosis del adsorbente	50 mg	75 mg	100 mg
Velocidad de agitación	50 rpm	100 rpm	150 rpm
Tiempo de contacto	10 min	20 min	30 min

Tabla 11

Tratamientos para la determinación de la dosis, tiempo de contacto y velocidad de agitación óptimos del biocarbón y la leonardita.

TRATAMIENTO	DOSIS DEL ADSORBENTE (Biocarbón / Leonardita)	VELOCIDAD DE AGITACIÓN	TIEMPO DE CONTACTO
P1	50mg	50 rpm	10min
P2	100mg	50 rpm	10min
P3	50mg	50 rpm	30min
P4	100mg	50 rpm	30min
P5	50mg	150 rpm	10min
P6	100mg	150 rpm	10min
P7	50mg	150 rpm	30min
P8	100mg	150 rpm	30min
P9	75mg	100 rpm	20min

La tabla 8 detalla los 9 tratamientos que se realizaron por triplicado tanto para el biocarbón como para la leonardita, obteniéndose en total 54 unidades experimentales. El tratamiento denotado como P9

representa al punto central del diseño experimental. El punto central es crucial porque referencia el valor intermedio de la dosis, velocidad de agitación y tiempo de contacto, lo que proporciona una verificación tanto de la estabilidad del proceso y la variabilidad inherente.

Parámetros óptimos: para determinar los parámetros óptimos (dosis, velocidad de agitación y tiempo de contacto) se realizaron los tratamientos empezando por el tamizado del biocarbón y la leonardita para estandarizar el tamaño de las partículas y garantizar una distribución homogénea en los tratamientos. Se colocó 50ml de la solución de plomo en cada Erlenmeyer de las 54 unidades experimentales, solución que fue preparada a partir de la solución patrón de 1000mg/L, tomando 15ml que fueron añadidos a 500ml de agua destilada para la obtención de la solución de plomo a la concentración deseada de 30 mg/L. Seguidamente se pesó cada adsorbente, 50mg; 100 mg; y 75mg (biocarbón o leonardita) y se añadió a la solución de plomo. Se ajustó el pH de las soluciones con ácido acético y/o hidróxido de potasio a pH 5 el cual fue determinado como óptimo previamente. Los Erlenmeyer fueron tapados con papel aluminio y llevados al shaker a las velocidades establecidas en la matriz de tratamientos, 50 rpm, 150rpm, 100rpm, y durante los tiempos establecidos de 10, 20 y 30 minutos. El sobrenadante fue separado mediante filtración lenta y colocados a tubos falcón, los cuales fueron rotulados y sellados según los tratamientos realizados, para ser llevados al laboratorio de cromatografía y espectrometría de la Universidad Nacional San Antonio Abad del Cusco, para determinar la concentración final de plomo vía espectroscopia de absorción atómica utilizando llama de aire-acetileno. Se calculó la capacidad de adsorción del biocarbón y la leonardita mediante la siguiente fórmula:

$$CA = C_i - C_f$$

Donde:

CA: Capacidad de adsorción

C_i: Concentración inicial de Pb, el cual corresponde a la concentración de Pb control

C_f: Concentración final de Pb de cada tratamiento

Y, por último, se determinó el porcentaje de remoción tanto para el biocarbón y la leonardita mediante la siguiente fórmula:

$$R = \left(\frac{C_i - C_f}{C_i} \right) \times 100$$

Donde:

R: Porcentaje de remoción %

C_i: Concentración inicial de Pb, el cual corresponde a la concentración de Pb control

C_f: Concentración final de Pb de cada tratamiento

2.2.3 Tratamiento estadístico

Para el procesamiento y análisis de los datos experimentales, se utilizó el software IBM SPSS (Statistical Package for the Social Sciences) versión 29.0. Dado que el tamaño muestral era inferior a 50, se aplicó la prueba de Shapiro-Wilk para evaluar la normalidad en la distribución de los datos. Posteriormente, para evaluar la influencia del pH en la capacidad de adsorción del biocarbón y leonardita, se empleó un ANOVA de un solo factor; considerando a los dos niveles de pH (3 y 5) como variable independiente. También se realizó un análisis de varianza (ANOVA) multifactorial con interacciones, adecuado para el diseño factorial completo 2³ con punto central, con el objetivo de evaluar la influencia de los factores independientes (dosis, velocidad de agitación y tiempo de contacto) y sus interacciones sobre la capacidad de adsorción. Cuando se comprobó diferencias significativas ($p < .05$), se aplicó la prueba de comparaciones múltiples de Tukey para identificar entre qué niveles de los factores se presentaban dichas diferencias.

CAPÍTULO III

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Resultados

3.1.1 Determinación de las características físicas y químicas del biocarbón y la leonardita

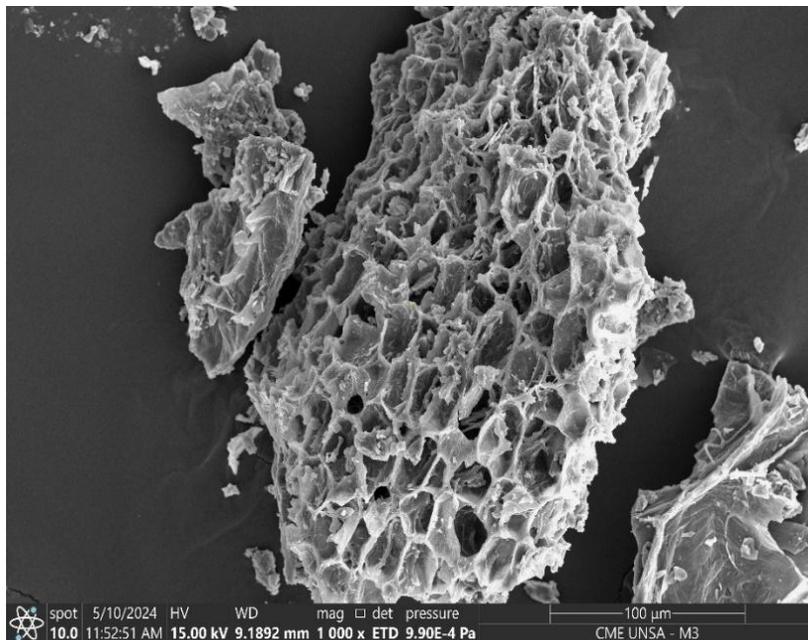
En esta sección se detallan los resultados obtenidos en la caracterización física y química del biocarbón y la leonardita. Los análisis realizados incluyen la determinación de la porosidad, el análisis elemental de su composición química y la determinación del Carbono Orgánico Total (COT) de ambos materiales.

3.1.1.1 Porosidad

Los resultados de porosidad mediante la técnica de Microscopía Electrónica de Barrido realizado en el Centro de Microscopía Electrónica de la Facultad de Ingeniería de Procesos de la Universidad Nacional de San Agustín se muestran en las figuras 8 y 10 donde se visualiza una morfología altamente porosa para el biocarbón y una morfología con ausencia de poros para la leonardita.

Figura 8

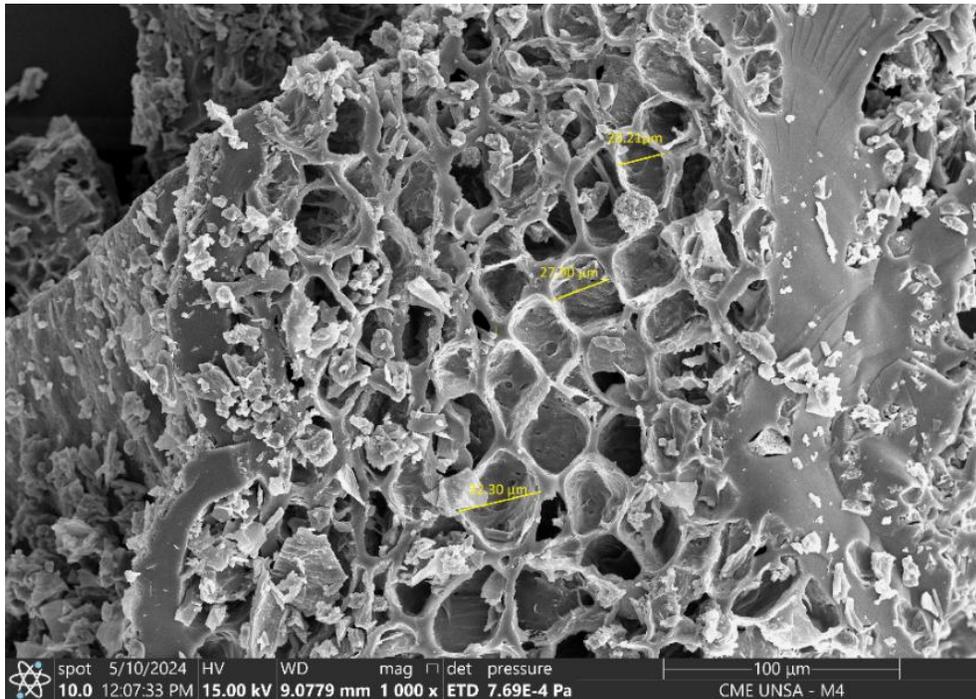
Micrografía SEM del biocarbón



La micrografía del biocarbón mostrada en la figura 8 es de 100 μm , fue tomada a una distancia de trabajo de 9.1892mm, realizado a 15kv y con una magnificación de 1000x. Esta micrografía revela una estructura del biocarbón que es altamente porosa y presenta una notable diversidad en los tamaños de los poros. Esta visualización detallada permite observar la topografía superficial del biocarbón, donde se aprecian los poros distribuidos de manera heterogénea, lo que contribuye a su amplia superficie específica.

Figura 9

Tamaño del diámetro los poros del biocarbón obtenidas mediante SEM



La micrografía del biocarbón mostrada en la figura 9 es de 100 μm , fue tomada a una distancia de trabajo de 9.0779mm, realizado a 15kv y con una magnificación de 1000x. La micrografía ilustra el tamaño del diámetro de los poros del biocarbón, que varía de 20.21 μm a 32.30 μm , el área superficial del biocarbón a un tamaño de partícula de 0.250 mm es de 28.85 m^2/g de acuerdo al reporte de CME-UNSA.

Figura 10

Micrografía SEM de la leonardita



La micrografía de la leonardita mostrada en la figura 10 es de 100um, fue tomada a una distancia de trabajo de 9.3277mm, realizado a 15kv y con una magnificación de 5000x. En la micrografía se observa una superficie densa y compacta lo que revela que la leonardita presenta una estructura que carece de porosidad, en contraste a la del biocarbón.

De acuerdo a las imágenes obtenidas mediante microscopía electrónica de barrido, el biocarbón mostró una superficie notablemente porosa, mientras que la leonardita presentó una estructura más compacta y sin poros visibles. Debido a esta diferencia, se decidió activar la leonardita con el propósito de mejorar su textura superficial y compararla con el desempeño del biocarbón. A continuación, en la Tabla 12, se presentan los resultados de la eficiencia de la leonardita activada.

Tabla 12

Eficacia de leonardita activada

Experimento	Condición de la leonardita	Nivel de pH	Control Pb (mg/L)	Concentración de Pb (mg/L)	Capacidad de adsorción (mg/L)
1	Sin activar	3	31.2602	0.8655	30.394
2	Activada	3	31.2602	0.3792	30.861
3	Sin activar	5	31.2602	0.5062	30.754
4	Activada	5	31.2602	0.2756	30.985

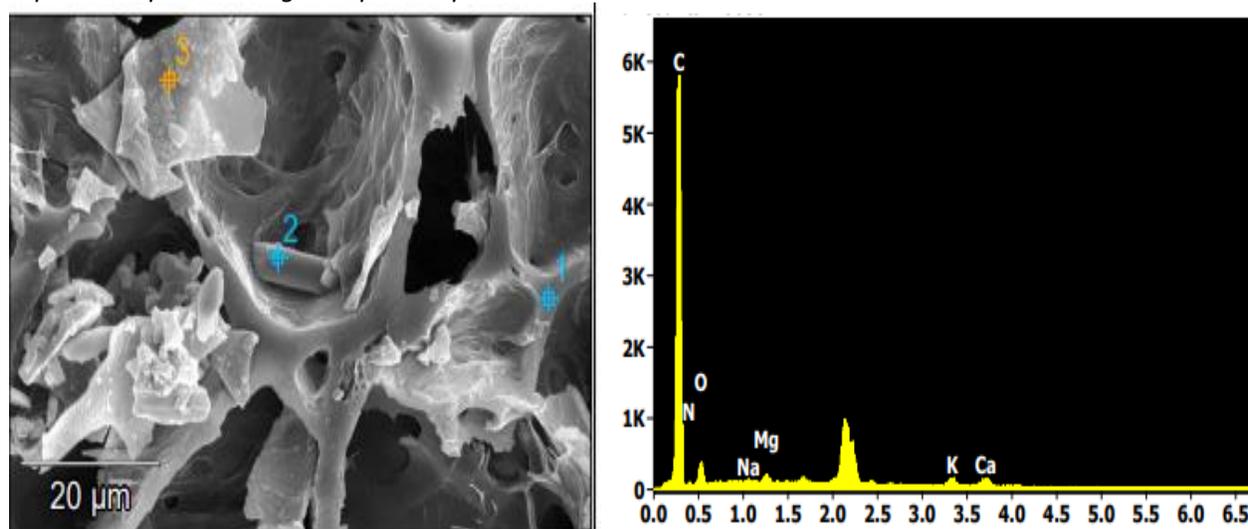
En la tabla 12 se evidencia que los tratamientos 2 y 4 donde se utilizaron leonardita activada fueron los que mayor capacidad de adsorción presentan, por ende, se comprueba que la activación dio mejores resultados.

3.1.1.2 Análisis químico elemental

Los resultados obtenidos del análisis químico elemental realizados mediante Espectroscopia de Energía Dispersiva (EDS) a las muestras de biocarbón y leonardita, por medio de microscopía electrónica de barrido, muestran una alta cantidad de carbono para ambas muestras, como se muestran en las figuras 11 y 12.

Figura 11

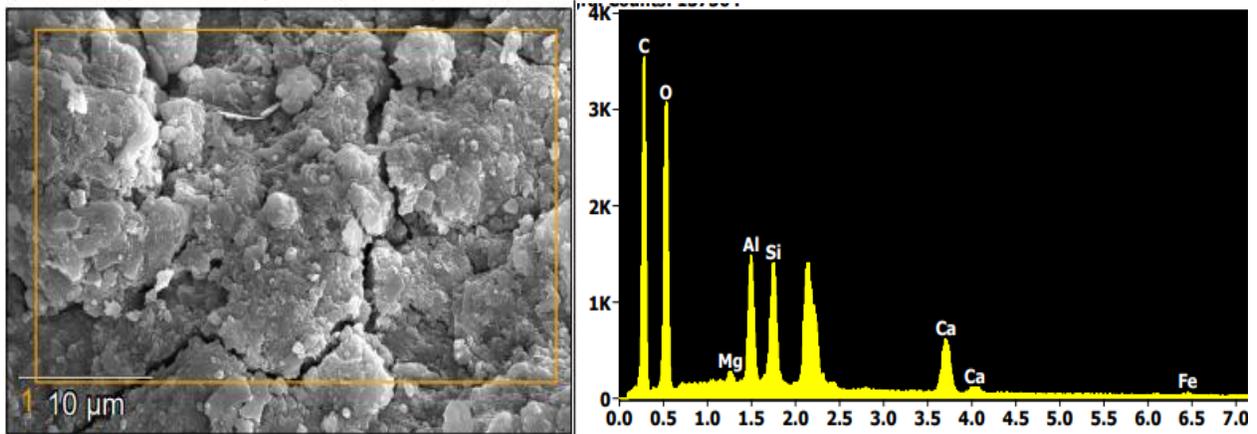
Espectroscopia de Energía Dispersiva para la muestra del biocarbón



El análisis EDS para el biocarbón (figura 11), evidenció una composición elemental que incluye oxígeno (O), nitrógeno (N), sodio (Na), magnesio (Mg), potasio (K) y calcio (Ca). Sin embargo, destacó un pico de alta intensidad para el carbono (C), que llega aproximadamente a los 6000 conteos(6k), indicando que el material está compuesto predominantemente por este elemento.

Figura 12

Espectroscopia de Energía Dispersiva para la muestra de la leonardita



El análisis EDS para la leonardita (Figura 12) mostró una composición elemental dominada por carbono (C) y oxígeno (O), cuyos picos alcanzaron intensidades cercanas a los 4000 (4k) y 3000 (3k) conteos, respectivamente. Además, se identificaron otros elementos como magnesio (Mg), aluminio (Al), silicio (Si), calcio (Ca) y hierro (Fe), presentes en menor proporción. La elevada señal de carbono refleja el carácter orgánico del material, mientras que la presencia de minerales indica una composición más compleja en comparación con el biocarbón.

3.1.1.3 Carbono orgánico total (COT)

Se determinó un contenido de 35.295 g/Kg (3.53%) de Carbono Orgánico Total para el biocarbón. En el caso de la leonardita, no fue posible completar la titulación del método Walkley-Black debido a la ausencia de reacción observable; sin embargo, el análisis complementario de carbono total reveló una proporción del 31.3 % (tabla 13), lo que sugiere que, aunque el contenido de carbono es elevado, este corresponde principalmente a carbono de carácter inorgánico, lo cual es consistente con su naturaleza húmica y mineralizada.

Tabla 13

Carbono total de la Leonardita

Determinación	Unidad	Leonardita
Carbono total	%	31.3

Nota. Resultado emitido por MC QuimicaLab

En conjunto, los análisis realizados evidencian diferencias relevantes en la naturaleza del carbono presente en ambos adsorbentes. Mientras el biocarbón mostró un predominio de carbono orgánico asociado a su origen vegetal, la leonardita presentó un alto contenido de carbono total, presumiblemente de carácter inorgánico, lo que sugiere estructuras y mecanismos de adsorción distintos entre ambos materiales.

3.1.2 Análisis de la influencia del pH en la capacidad de adsorción del biocarbón y la leonardita

Los pH evaluados tanto para el biocarbón como para la leonardita fueron de 3 y 5. En la tabla 14 se muestra los resultados de la capacidad de adsorción a los dos niveles de pH para el biocarbón y la leonardita.

Tabla 14

Capacidad de adsorción del biocarbón y la leonardita en 2 diferentes pH

Tratamiento	Nivel de pH	Control Pb (mg/L)	Concentración de Pb (mg/L)	Capacidad de adsorción (mg/L)
B1	3	32.2597	22.6872	9.573
B2		32.2597	23.3022	8.958
B1	5	32.2597	16.6716	15.588
B2		32.2597	15.377	16.883
L1	3	32.2597	0.6587	31.601
L2		32.2597	0.6386	31.621
L1	5	32.2597	0.1017	32.158
L2		32.2597	0.1948	32.065

Nota. Los tratamientos denotados con una B al inicio corresponden al biocarbón y los denotados con L a la leonardita.

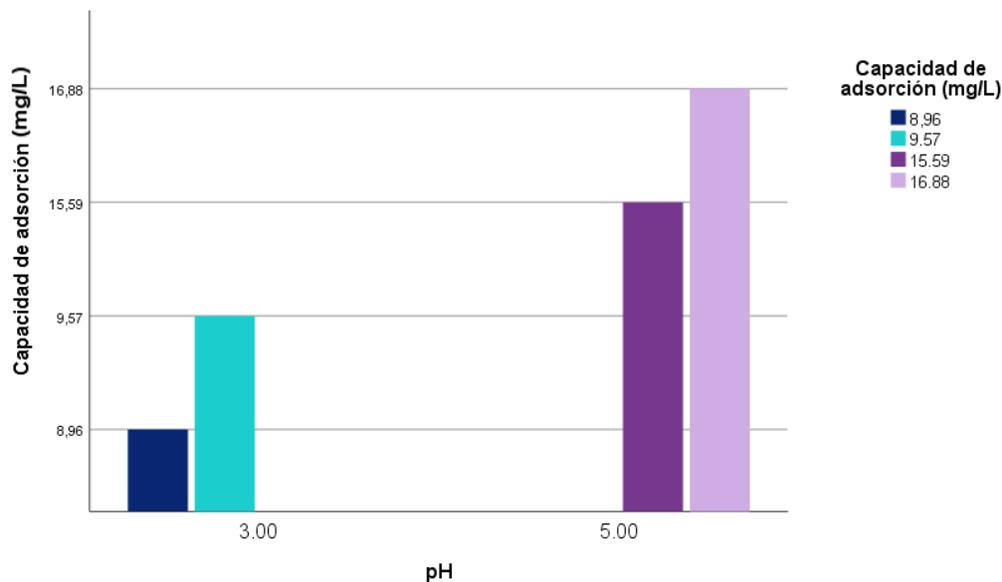
En la tabla 14 se muestran resultados de los tratamientos realizados con biocarbón y leonardita a pH 3 y 5, efectuados por duplicado para ambos casos, y con un control de 32.2597 mg/L de concentración inicial de plomo. El pH óptimo para la adsorción es 5, ya que el biocarbón alcanza la mayor capacidad de adsorción en este pH, con valores de 15.588 mg/L y 16.883 mg/L. En el caso de la leonardita, se observa una capacidad mayor de adsorción de 32.065 mg/L y 32.158 mg/L también a pH 5.

Con el pH 3 en la solución es posible que la superficie de los biocarbón y leonardita esté cargada negativamente, lo que provoca una fuerte competencia entre los iones de hidrógeno (H⁺) e iones de plomo

(Pb²⁺) por los lugares de adsorción. Sin embargo, cuando el pH es de 5 se presume que la competencia de los iones se reduce, y esto permite que una mayor cantidad de plomo se adsorba.

Figura 13

Análisis de la influencia del pH en la capacidad de adsorción del biocarbón



La figura 13 evidencia que el pH influye en la capacidad de adsorción, resultando ser 5 el pH óptimo, este resultado se ve respaldado con el análisis estadístico que se presenta a continuación:

Prueba de Normalidad

Tabla 15

Prueba de normalidad Shapiro-Wilk sobre la variable “capacidad de adsorción” para los tratamientos con biocarbón.

Variable	N	Estadístico	p-valor	Normalidad
Capacidad de adsorción (Biocarbón)	4	0.837	0.189	Si

La tabla 15 presenta el resultado de la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk aplicada a la variable “capacidad de adsorción” en los tratamientos con biocarbón. Dado que el valor de p fue superior a 0.05, se consideró que los datos siguen una distribución normal, lo que permitió la aplicación de pruebas paramétricas.

Tabla 16

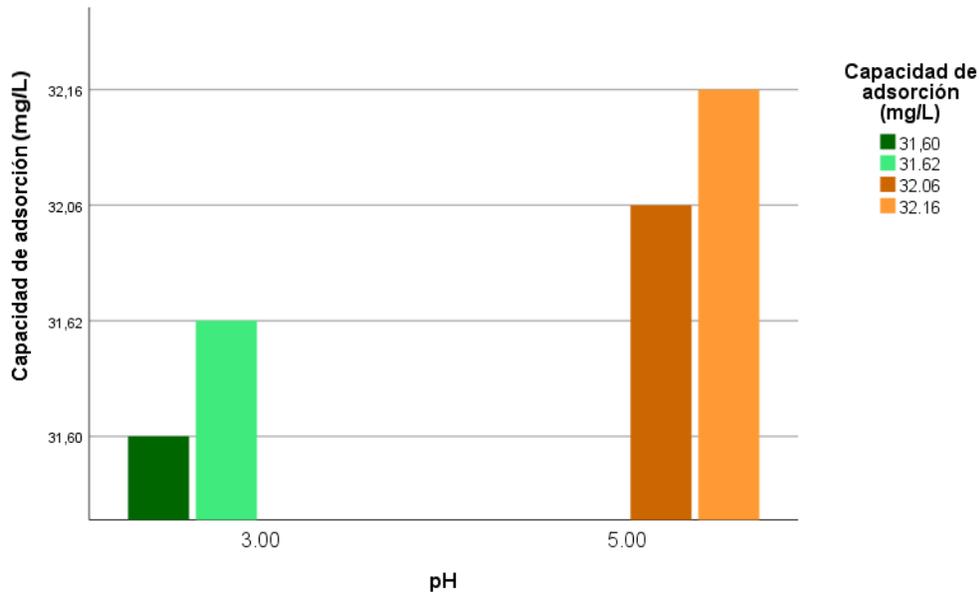
Análisis de Varianza entre la capacidad de adsorción del biocarbón y el nivel de pH

	N	Estadístico	p-valor
Entre grupos	1	94,550	0,010
Dentro de grupos	2		
Total	3		

En la tabla 16 se presenta el resultado del análisis de varianza (ANOVA) realizado para evaluar la capacidad de adsorción del biocarbón en función del nivel de pH. El análisis revela un valor p de 0.010, el cual es menor a 0.05. Esto indica que hay una diferencia significativa entre los niveles de pH evaluados, lo que sugiere que la capacidad de adsorción del biocarbón para el plomo varía en función del pH.

Figura 14

Análisis de la influencia del pH en la capacidad de adsorción de la leonardita



La figura 14 evidencia que el pH influye en la capacidad de adsorción de la leonardita, resultando ser 5 el pH óptimo, este resultado se ve respaldado con el análisis estadístico que se presenta a continuación:

Prueba de Normalidad

Tabla 17

Prueba de normalidad de Shapiro-Wilk sobre la variable “capacidad de adsorción” para los tratamientos con leonardita.

Variable	N	Estadístico	p-valor	Normalidad
Capacidad de adsorción (Leonardita)	4	0.817	0.137	Si

La tabla 17 presenta el resultado de la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk aplicada a la variable “capacidad de adsorción” en los tratamientos con leonardita. Dado que el valor de p fue superior a 0.05, se consideró que los datos siguen una distribución normal, lo que permitió la aplicación de pruebas paramétricas.

Tabla 18

Análisis de Varianza entre la capacidad de adsorción de la leonardita y el nivel de pH

	N	Estadístico	p-valor
Entre grupos	1	110,731	0,009
Dentro de grupos	2		
Total	3		

En la tabla 18 se presenta el resultado del análisis de varianza (ANOVA) realizado para evaluar la capacidad de adsorción de la leonardita en función del nivel de pH. El análisis revela un valor p de 0.009, el cual es menor a 0.05. Esto indica que hay una diferencia significativa entre los niveles de pH evaluados, lo que sugiere que la capacidad de adsorción de la leonardita para el plomo varía en función del pH.

3.1.3 Determinación de la dosis, velocidad de agitación y tiempo de contacto óptimos del biocarbón y leonardita en la adsorción para la remoción de plomo en agua.

3.1.3.1 Biocarbón

Para la determinación de la dosis, la velocidad de agitación y el tiempo de contacto óptimos del biocarbón para la remoción de plomo en agua, se realizaron ensayos según el diseño descrito en la tabla 10. En la tabla 19 se muestran los resultados conseguidos.

Tabla 19

Resultados de la capacidad de adsorción para los tratamientos con biocarbón

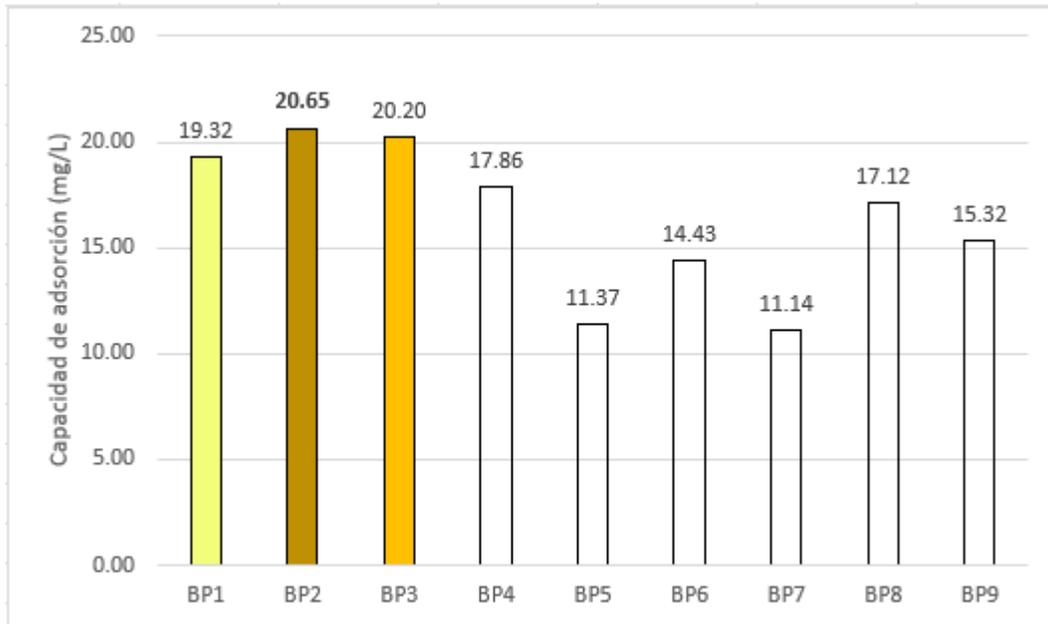
Tratamiento	Control Pb (mg/L)	Concentración de Pb después de la adsorción (mg/L)			Promedio de repeticiones (mg/L)	Capacidad de adsorción (mg/L)	Porcentaje de remoción de Pb (%)
		Repetición 1	Repetición 2	Repetición 3			
BP1	29,3384	11,272	10,423	8,360	10,018	19,320	65.85
BP2	29,3384	6,858	7,569	11,632	8,686	20,652	70.39
BP3	29,3384	9,043	9,558	8,806	9,136	20,203	68.86
BP4	29,3384	10,289	13,027	11,126	11,481	17,858	60.87
BP5	29,3384	17,967	17,740	18,190	17,966	11,373	38.76
BP6	29,3384	14,617	15,772	14,330	14,906	14,432	49.19
BP7	29,3384	19,363	20,301	14,927	18,197	11,141	37.98
BP8	29,3384	13,529	10,117	13,024	12,223	17,115	58.34
BP9	29,3384	14,306	11,181	16,563	14,017	15,322	52.22

En la tabla 19 se presentan los resultados de la capacidad de adsorción de plomo en los nueve tratamientos realizados con biocarbón. Los tratamientos se llevaron a cabo variando la dosis de

biocarbón, el tiempo de contacto y la velocidad de agitación, ajustando todas las soluciones al pH óptimo de 5 que fue previamente determinado. Los datos muestran que el tratamiento BP2 alcanzó la mayor capacidad de adsorción con 20.652 mg/L, utilizando una dosis de 100mg de biocarbón, con un tiempo de contacto 10 minutos y una velocidad de agitación de 50 rpm.

Figura 15

Gráfico de la capacidad de adsorción para los tratamientos con biocarbón



La figura 15 muestra que el tratamiento BP2 tiene mayor capacidad de adsorción en comparación con los otros tratamientos. Estos resultados indican que las condiciones operacionales descritas en el tratamiento BP2 (dosis=100mg, tiempo de contacto=10min, velocidad de agitación=50rpm) son las óptimas para la remoción de plomo en agua usando el biocarbón como adsorbente.

Prueba de Normalidad

Tabla 20

Prueba de normalidad de Shapiro-Wilk sobre la variable “capacidad de adsorción” para los tratamientos con biocarbón.

Variable	N	Estadístico	p-valor	Normalidad
Capacidad de adsorción (Biocarbón)	9	0.920	0.392	Si

En la tabla 20 se presenta el resultado de la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk sobre la variable “capacidad de adsorción” para los tratamientos con biocarbón, dado que el valor p fue mayor a 0.05, se asume que los datos presentan una distribución normal, lo que permitió la aplicación de pruebas paramétricas.

Tabla 21

Análisis de Varianza con interacciones para la capacidad de adsorción del biocarbón para la remoción de plomo

	Tipo III de suma de cuadrados	GI	Media cuadrática	F	Sig.
Modelo corregido	304,989 ^a	8	38,124	11,227	,000
Intersección	5888,926	1	5888,926	1734,173	,000
Dosis	24,123	1	24,123	7,104	,016
Velocidad	215,481	1	215,481	63,455	,000
Tiempo	,109	1	,109	,032	,860
Dosis * Velocidad	37,847	1	37,847	11,145	,004
Dosis * Tiempo	,218	1	,218	,064	,803
Velocidad * Tiempo	7,140	1	7,140	2,103	,164
Dosis * Velocidad * Tiempo	16,294	1	16,294	4,798	,042
Error	61,125	18	3,396		
Total	7610,014	27			
Total corregido	366,113	26			

a. R al cuadrado = .833 (R al cuadrado ajustada = .759)

En la tabla 21 se presentan los resultados del análisis de varianza (ANOVA) para evaluar la capacidad de adsorción del biocarbón para la remoción de plomo en agua en función a la dosis, velocidad de agitación y tiempo de contacto. El análisis revela que:

- La capacidad de adsorción del biocarbón para la remoción de plomo está significativamente influenciada por la dosis ($p = 0.016$) y la velocidad de agitación ($p = 0.000$), mientras que el tiempo de contacto no tiene un efecto significativo ($p = 0.860$).
- Se observa una interacción significativa entre la dosis y la velocidad de agitación ($p = 0.004$), lo que indica que el efecto de una de estas variables está condicionado por la otra. Por otro lado, no se detectan interacciones significativas entre dosis y tiempo ($p = 0.803$), ni entre velocidad y tiempo ($p = 0.164$). Sin embargo, la interacción entre las tres variables (dosis, velocidad de agitación y tiempo) es significativa ($p = 0.042$), lo que indica que la combinación de estos tres factores influye conjuntamente en la capacidad de adsorción.

Posterior al análisis de varianza (ANOVA), se aplicó la prueba post hoc de Tukey para identificar diferencias específicas entre los niveles de dosis y velocidad de agitación, los resultados se presentan en la siguiente tabla:

Tabla 22

Prueba de Tukey para las variables "dosis" y "velocidad de agitación" (biocarbón)

Comparación	p valor
50 mg vs. 75 mg	0.986
50 mg vs. 100 mg	0.040
75 mg vs. 100 mg	0.184
50 rpm vs. 100 rpm	0.007
50 rpm vs. 150 rpm	0.000
100 rpm vs. 150 rpm	0.305

En cuanto a la dosis, se evidenció una diferencia significativa entre 50 mg y 100 mg ($p = .040$), mientras que las comparaciones entre 50 mg y 75 mg ($p = .986$), y entre 75 mg y 100 mg ($p = .184$) no mostraron diferencias estadísticamente significativas. Para la velocidad de agitación, se observaron diferencias estadísticamente significativas entre 50 rpm y 100 rpm ($p = .007$) y entre 50 rpm y 150 rpm ($p < .001$). No hubo diferencias significativas entre 100 rpm y 150 rpm ($p = .305$), como se muestra en la Tabla 22.

3.1.3.2 Leonardita

Para la determinación de la dosis, la velocidad de agitación y el tiempo de contacto óptimos de la leonardita para la remoción de plomo en agua, se realizaron las experimentaciones según el diseño experimental descrito en la tabla 10, utilizando leonardita previamente activada con cloruro de calcio (CaCl_2). A continuación, en la tabla 23 se detallan los resultados obtenidos.

Tabla 23

Resultados de la capacidad de adsorción para los tratamientos con leonardita

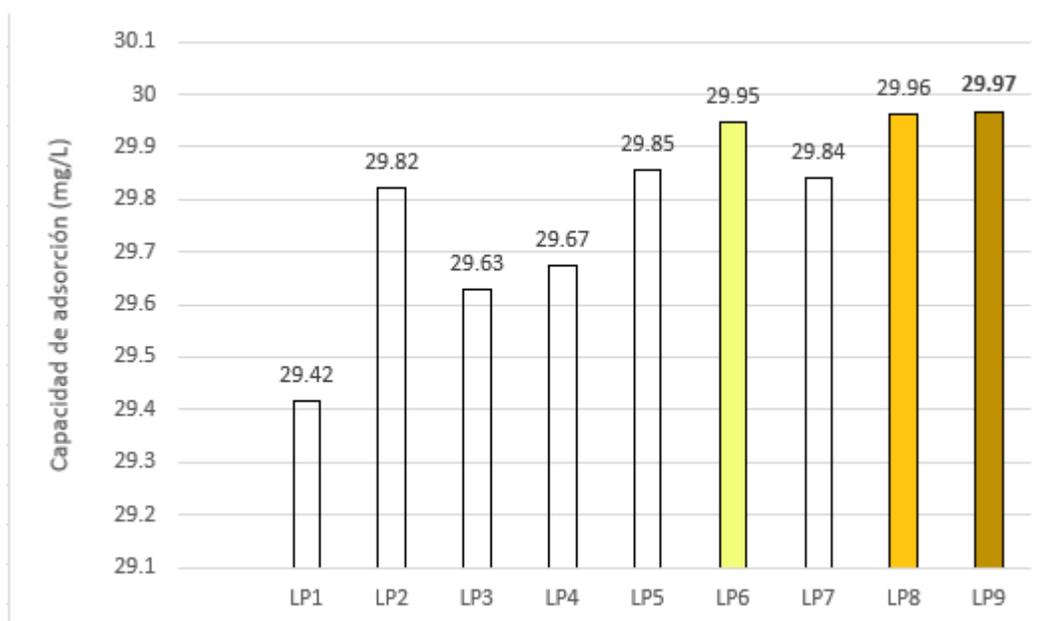
Tratamiento	Control Pb (mg/L)	Concentración de Pb después de la adsorción (mg/L)			Promedio de repeticiones (mg/L)	Capacidad de adsorción (mg/L)	Porcentaje de remoción de Pb (%)
		Repetición 1	Repetición 2	Repetición 3			
LP1	30,032	0,722	0,446	0,682	0,6167	29,4156	97.95
LP2	30,032	0,170	0,188	0,276	0,2109	29,8214	99.30
LP3	30,032	0,273	0,790	0,150	0,3597	29,6281	98.65
LP4	30,032	0,381	0,271	0,427	0,3597	29,6726	98.80
LP5	30,032	0,173	0,151	0,210	0,1780	29,8543	99.41
LP6	30,032	0,097	0,086	0,079	0,0872	29,9451	99.71

LP7	30,032	0,238	0,162	0,179	0,1927	29,8396	99.36
LP8	30,032	0,078	0,061	0,071	0,0697	29,9626	99.77
LP9	30,032	0,050	0,083	0,062	0,0649	29,9674	99.78

La tabla 23 contiene los resultados de la capacidad de adsorción de plomo en los nueve tratamientos realizados con leonardita. Los tratamientos se llevaron a cabo variando la dosis de biocarbón, el tiempo de contacto y la velocidad de agitación, ajustando todas las soluciones al pH óptimo de 5 que fue previamente determinado. Los datos indican que el tratamiento LP9, correspondiente al punto central del diseño experimental, muestra la mayor capacidad de adsorción con 29.9674 mg/L, utilizando una dosis de 75mg leonardita, con un tiempo de contacto de 20 minutos y una velocidad de agitación de 100 rpm.

Figura 16

Gráfico de la capacidad de adsorción para los tratamientos con leonardita



En la figura 16 se puede evidenciar que el tratamiento LP9 presenta la mayor capacidad de adsorción en comparación a los demás tratamientos. Estos resultados indican que las condiciones

operacionales descritas en el tratamiento LP9 (dosis= 75mg, tiempo de contacto=20min, velocidad de agitación=100rpm) son las óptimas para la remoción de plomo en agua usando a la leonardita como adsorbente.

Prueba de Normalidad

Tabla 24

Prueba de normalidad de Shapiro-Wilk sobre la variable “capacidad de adsorción” para los tratamientos con leonardita

Variable	N	Estadístico	p-valor	Normalidad
Capacidad de adsorción (Leonardita)	9	0.833	0.171	Si

En la tabla 24 se presenta el resultado de la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk aplicada a la variable “capacidad de adsorción” en los tratamientos con la leonardita. Dado que el valor p fue superior a 0.05, se considera que los datos tienen una distribución normal, lo que permitió la utilización de pruebas paramétricas.

Tabla 25

Análisis de Varianza con interacciones para la capacidad de adsorción de la leonardita para la remoción de plomo

	Tipo III de suma de cuadrados	Gl	Media cuadrática	F	Sig.
Modelo corregido	1,438 ^a	8	,180	7,067	,000
Intersección	19883,941	1	19883,941	781929,694	,000
Dosis	,373	1	,373	14,657	,001
Velocidad	,732	1	,732	28,776	,000
Tiempo	,027	1	,027	1,048	,320
Dosis * Velocidad	,122	1	,122	4,783	,042
Dosis * Tiempo	5,900E-6	1	5,900E-6	,000	,988
Velocidad * Tiempo	,028	1	,028	1,091	,310
Dosis * Velocidad * Tiempo	,001	1	,001	,054	,819
Error	,458	18	,025		
Total	23902,819	27			
Total corregido	1,895	26			

a. R al cuadrado = .758 (R al cuadrado ajustada = .651)

En la tabla 25 se observan los resultados obtenidos del análisis de varianza (ANOVA) para evaluar la capacidad de adsorción de la leonardita para la remoción de plomo en agua en función a la dosis, velocidad de agitación y tiempo de contacto. El análisis revela que:

- La capacidad de adsorción de la leonardita para la remoción de plomo está significativamente influenciada por la dosis ($p = 0.001$) y la velocidad de agitación ($p = 0.000$), mientras que el tiempo de contacto no tiene un efecto significativo ($p = 0.320$).
- Además, se observa una interacción significativa entre la dosis y la velocidad ($p = 0.042$). Sin embargo, no se detectan interacciones significativas entre dosis y tiempo ($p = 0.988$), ni entre velocidad y tiempo ($p = 0.310$). La interacción de las tres variables es también no significativa ($p = 0.819$), lo que sugiere que su efecto combinado no impacta la capacidad de adsorción.

Posterior al análisis de varianza (ANOVA), se aplicó la prueba post hoc de Tukey para identificar diferencias específicas entre los niveles de dosis y velocidad de agitación, los resultados se muestran en la siguiente tabla:

Tabla 26

Prueba de Tukey para las variables "dosis" y "velocidad de agitación" (leonardita)

Comparación	p valor
50 mg vs. 75 mg	0.009
50 mg vs. 100 mg	0.015
75 mg vs. 100 mg	0.360
50 rpm vs. 100 rpm	0.002
50 rpm vs. 150 rpm	0.000
100 rpm vs. 150 rpm	0.704

Para la dosis, se reportaron diferencias significativas entre 50 mg y 75 mg ($p = .009$), y entre 50 mg y 100 mg ($p = .015$). No hubo diferencia significativa entre 75 mg y 100 mg ($p = .360$). En el caso de la velocidad, se encontraron diferencias significativas entre 50 rpm y 100 rpm ($p = .002$) y entre 50 rpm y 150 rpm ($p < .001$), pero no entre 100 rpm y 150 rpm ($p = .704$) (Tabla 26).

3.2 Discusión

Los resultados obtenidos en este estudio demuestran que tanto el biocarbón como la leonardita son eficaces para la remoción de plomo en agua, lo que coincide con los hallazgos de otros autores (Somyanonthanakun et al., 2023; Ahrouch et al., 2019). Sin embargo, la leonardita mostró un porcentaje mayor de remoción (99.07%) en comparación con el biocarbón (55.83%). Esto sugiere que la leonardita puede ser considerada una alternativa más viable y altamente eficaz para la remoción de plomo, similar a lo reportado por Barrenechea y Román (2021) quienes encontraron que el carbón activado derivado de *Persea americana* y *Prunus pérsica* puede alcanzar tasas de remoción de hasta 97%.

La caracterización físico-química de los materiales reveló que el biocarbón tiene una estructura muy porosa con un alto contenido de carbono orgánico total (5.295 g/kg), lo que explica su capacidad de adsorción. Esto es consistente con los resultados obtenidos por Wiśniewska et al. (2022) quienes encontraron que el biocarbón activado a base de pepas de ciruela presenta una alta superficie específica y porosidad que influye en su capacidad de adsorción. Por otro lado, la leonardita no presenta poros en su estructura, lo que requirió su activación para mejorar su capacidad de adsorción.

El pH óptimo de adsorción para el biocarbón y la leonardita fue de 5, lo que coincide con los resultados obtenidos por otros autores (Garcés, 2024; Somyanonthanakun et al., 2023; Ahrouch et al., 2019). Esto sugiere que el pH 5 es un valor crítico para la adsorción de plomo en agua utilizando materiales de similar composición, como el biocarbón y la leonardita.

La dosis determinada como óptima para la remoción de plomo en agua fue de 100mg para el biocarbón y 75mg para la leonardita, lo que indica que la leonardita es más eficiente en términos de cantidad de material necesario. Esto es similar a lo reportado por Rosales y Quevedo (2019) quienes encontraron que la masa óptima de carbón activado en base a semillas de aguaje para la remoción de plomo es de 0.5g.

Los parámetros óptimos de velocidad de agitación y tiempo de contacto variaron significativamente entre los dos materiales. La velocidad de agitación óptima resultó ser 100 rpm, con 20 minutos como tiempo de contacto para la leonardita, mientras que el biocarbón requirió una velocidad de 50 rpm y un tiempo de contacto de solo 10 minutos. Es relevante señalar que los resultados para el biocarbón difieren con los hallazgos de Garcés (2024), quien determinó una velocidad de agitación óptima de 100 rpm y un tiempo de contacto de 40 minutos al utilizar el mismo biocarbón que esta investigación. En este estudio, el biocarbón logró una mayor eficiencia de remoción del 55.83% con un tiempo de contacto 30 minutos menor y una velocidad de agitación de 50 rpm, en comparación con el 52.28% de remoción reportado por Garcés. Estas discrepancias pueden atribuirse a variaciones en las condiciones experimentales. Sin embargo, ambos estudios coinciden en que el biocarbón procedente de la planta de valorización de residuos sólidos de Machu Picchu es un adsorbente prometedor, sugiriendo que su capacidad de adsorción podría mejorarse mediante tratamientos adicionales o ajustes en las variables operativas.

CONCLUSIONES

- La capacidad de adsorción del biocarbón y la leonardita fue elevada en todos los tratamientos. Sin embargo, al considerar el promedio general de remoción de plomo, se observa que la leonardita alcanzó un mayor porcentaje (99.19 %) en comparación con el biocarbón (55.83 %). Esto indica que la leonardita podría considerarse una opción más viable y altamente eficiente para la remoción de plomo.
- La determinación de las características físicas y químicas mostraron que el biocarbón cuenta con una estructura muy porosa con el tamaño del diámetro de poros que oscilan entre 20.21um y 32.30um y un alto contenido de carbono, demostrando que presenta 35.295 g/Kg (3.53%) de carbono orgánico total; mientras que la leonardita no presenta poros dentro de su estructura por lo que se requirió su activación, y en cuanto a su contenido de carbono total presenta un 31.3%.
- La influencia del pH afecta significativamente en la capacidad de adsorción. Se determinó que el pH 5 es el valor óptimo para ambos adsorbentes.
- La dosis afecta significativamente en la capacidad de adsorción para la remoción de plomo. Una dosis de 100mg para el biocarbón y 75mg para la leonardita garantizaron un rendimiento óptimo para cada material, con la leonardita alcanzando una mayor eficiencia con una menor dosis, lo que resalta su mayor capacidad adsorbente en comparación con el biocarbón.
- La velocidad de agitación afecta significativamente en la capacidad de adsorción para la remoción de plomo; sin embargo, el tiempo de contacto no es significativo estadísticamente. Una velocidad de agitación de 50 rpm para el biocarbón y 100 rpm para leonardita, se confirmaron como los valores más óptimos.

RECOMENDACIONES

- Realizar estudios en condiciones de campo para evaluar la viabilidad del uso del biocarbón y la leonardita en sistemas de tratamiento de aguas residuales a escala industrial, ya que los resultados experimentales mostraron que ambos materiales tienen potencial para ser utilizados en la remoción de plomo.
- Ampliar los estudios de capacidad de adsorción para otros metales pesados como el cadmio, mercurio y cromo; además, de investigar la aplicación de biocarbón y leonardita no solo en agua, sino también en suelos contaminados. Esto permitiría evaluar su capacidad para remediar terrenos afectados por actividades industriales o mineras, ampliando su campo de aplicación en el tratamiento ambiental.
- Estudiar métodos de regeneración y reutilización tanto del biocarbón como de la leonardita, para reducir los costos de operación y mejorar la sostenibilidad de estos materiales como adsorbentes en sistemas de remoción de metales pesados en agua.

BIBLIOGRAFÍA

- Afán, K. & Flores, R. (2018). Determinación por absorción atómica de plomo y arsénico en agua potable de viviendas del distrito Hualgayoc, Cajamarca. [Tesis de grado, Universidad Privada Norbert Wiener] <https://repositorio.uwiener.edu.pe/bitstream/handle/20.500.13053/1854/TITULO%20-%20Afan%20Rojas%2c%20%20Karina.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Agilent Technologies. (2016) Fundamentos de Espectroscopia Atómica: Hardware https://www.agilent.com/cs/library/eseminars/public/5991-6593_Agilent_Atomic_Spectroscopy_Hardware_ES.pdf
- Ahmed, A. (2018). Heavy metal pollution – A mini review. Journal of Bacteriology & Mycology: Open Access, 6(3). <https://doi.org/10.15406/jbmoa.2018.06.00199>
- Ahrouch, M., Gatica, J. M., Draoui, K., Bellido, D., & Vidal, H. (2019). Lead removal from aqueous solution by means of integral natural clays honeycomb monoliths. Journal of Hazardous Materials, 365, 519–530. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.11.037>
- Albán, T., & Ramírez, J. (2022). Remoción de metales pesados a partir de soluciones acuosas mediante bioadsorbentes renovables de bajo costo. Universidad Central Del Ecuador. [Tesis de grado, Universidad Central Del Ecuador]
- Al-Ghouti, M. A., & Da'ana, D. A. (2020). Guidelines for the use and interpretation of adsorption isotherm models: A review. Journal of Hazardous Materials, 393, 122383. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122383>
- Al-Ghouti, M. A., & Da'ana, D. A. (2020). Guidelines for the use and interpretation of adsorption isotherm models: A review. Journal of Hazardous Materials, 393, 122383. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122383>

- Ambaye, T., Vaccari, M., Van Hullebusch, E., Amrane, A., & Rtimi, S. (2021). Mechanisms and adsorption capacities of biochar for the removal of organic and inorganic pollutants from industrial wastewater. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 18(10), 3273–3294. <https://doi.org/10.1007/s13762-020-03060-w>
- Amin, F., Huang, Y., He, Y., Zhang, R., Liu, G., & Chen, C. (2016). Biochar applications and modern techniques for characterization. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 18(5), 1457–1473. <https://doi.org/10.1007/s10098-016-1218-8>
- Anae, J., Ahmad, N., Kumar, V., Thakur, V. K., Gutierrez, T., Yang, X., Cai, C., Yang, Z., & Coulon, F. (2021). Recent advances in biochar engineering for soil contaminated with complex chemical mixtures: Remediation strategies and future perspectives. *Science of The Total Environment*, 767. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144351>
- Atria Innovation. (2021). How to measure the materials porosity. <https://www.atriainnovation.com/en/how-to-measure-the-materials>
- Ausavasukhi, A., Kamposoen, C., & Kengnok, O. (2015). Adsorption characteristics of Congo red on carbonized leonardite. *Journal Of Cleaner Production*, 134, 506–514. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.10.034>
- Azcona Cruz, M., Ramírez y Ayala, R., Flores, V. G. (2015) Efectos tóxicos del plomo. *Rev.Esp Med Quir.* 20:72-77. <https://www.redalyc.org/pdf/473/47345916012.pdf>
- Baird R. B., Eaton A.D., Rice E.W. (2017) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 23rd Edition,
- Barrenechea, R., & Román, H. (2021). Uso del carbón activado de *Prunus persica* y *Persea americana* para la remoción de arsénico y plomo. [Tesis de grado, Universidad Cesar Vallejo]

- Beesley, L., Moreno, E., & Gomez, J. (2010). Effects of biochar and greenwaste compost amendments on mobility, bioavailability and toxicity of inorganic and organic contaminants in a multi-element polluted soil. *Environmental Pollution*, 158(6), 2282–2287. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.02.003>
- Biojal. (2018). Ficha técnica de leonardita. Nutriendo Tierras.
- Borel, L., Reis, A., Xavier, T., Lira, T., & Barrozo, M. (2020). An investigation on the pyrolysis of the main residue of the brewing industry. *Biomass and Bioenergy*, 140, 105698. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2020.105698>
- Burriel, F., Lucena Conde F., Arribas Jimeno S. & Hernández Méndez J. (2006). *Química analítica cualitativa*, 8va edición.
- Caviedes Rubio, D. I., Muñoz Calderón, R. A., Perdomo Gualtero, A., Rodríguez Acosta, D., & Sandoval Rojas, I. J. (2015). Tratamientos para la remoción de metales pesados comúnmente presentes en aguas residuales industriales: Una revisión. *Ingeniería y Región*. <https://doi.org/10.25054/22161325.710>
- Cha, J., Park, S., Jung, S., Ryu, C., Jeon, J., Shin, M., & Park, Y. (2016). Production and utilization of biochar: A review. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 40, 1–15. <https://doi.org/10.1016/j.jiec.2016.06.002>
- Chakraborty, R., Asthana, A., Singh, A. K., Jain, B., & Susan, A. B. H. (2022). Adsorption of heavy metal ions by various low-cost adsorbents: A review. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 102(2), 342–379. <https://doi.org/10.1080/03067319.2020.1722811>
- Chang, Y., Lai, J. Y., & Lee, D. J. (2016). Thermodynamic parameters for adsorption equilibrium of heavy metals and dyes from wastewaters: Research updated. *Bioresource Technology*, 222, 513–516. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2016.09.125>

Chen, B., Zhou, D., & Zhu, L. (2008). Transitional Adsorption and Partition of Nonpolar and Polar Aromatic Contaminants by Biochars of Pine Needles with Different Pyrolytic Temperatures. *Environmental Science & Technology*, 42(14), 5137–5143. <https://doi.org/10.1021/es8002684>

Chianese, S., Fenti, A., Iovino, P., Musmarra, D., & Salvestrini, S. (2020). Sorption of organic pollutants by humic acids: A review. In *Molecules* (Vol. 25, Issue 4). MDPI AG. <https://doi.org/10.3390/molecules25040918>

Chianese, S., Fenti, A., Iovino, P., Musmarra, D., & Salvestrini, S. (2020). Sorption of organic pollutants by humic acids: A review. In *Molecules* (Vol. 25, Issue 4). MDPI AG. <https://doi.org/10.3390/molecules25040918>

Della Lucia, M. C., Bertoldo, G., Broccanello, C., Maretto, L., Ravi, S., Marinello, F., Sartori, L., Marsilio, G., Baglieri, A., Romano, A., Colombo, M., Magro, F., Campagna, G., Concheri, G., Squartini, A., & Stevanato, P. (2021). Novel effects of leonardite-based applications on sugar beet. *Frontiers in plant science*, 12. <https://doi.org/10.3389/fpls.2021.646025>

Escalante Rebolledo, A., Pérez López, G., Hidalgo Moreno, C., López Collado, J., Campo Alves, J., Valtierra Pacheco, E., Etchevers Barra, J. D., Rebolledo, E., Pérez López, G., Hidalgo Moreno, C., López Collado, J., Campo Alves, J., & Valtierra Pacheco D Etchevers Barra, E. J. (2016). Biocarbón (biochar) I: Naturaleza, historia, fabricación y uso en el suelo. <https://www.terralatinoamericana.org.mx/index.php/terra/article/view/155>

FAO. (2019) Procedimiento operativo estándar para el análisis de carbono orgánico del suelo - Walkley-black, Método de titulación y colorimétrico.

- Fernández, J. (2019). Nivel de contaminación por metales pesados: Hg, Pb, As y cianuro (Cn-), en el naciente río binacional Puyango –Tumbes (Perú –Ecuador). [Tesis de maestría, Universidad Nacional de Trujillo]<http://dspace.unitru.edu.pe/handle/UNITRU/13007>
- Franco, M. (2017). Riesgo de la ingesta de agua potable contaminada con plomo en la salud de la población de 3 a 5 años del caserío de Chunya (distrito de Pamparomás, provincia de Huaylas, departamento de Ancash, Perú). [Tesis de Maestría, Universidad Nacional del Santa].<http://repositorio.uns.edu.pe/bitstream/handle/UNS/3110/42824.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Garcés Porras, K. M. (2024). Evaluación de la capacidad de adsorción del biochar de la planta pirolizadora de residuos orgánicos de Machupichu para tratamiento de efluentes con metales pesados. [Tesis de doctorado, Universidad Andina del Cusco] <https://repositorio.uandina.edu.pe/item/4e604157-77b5-45ec-9fb5-25718ba90411>
- Gavilánez, E. (2016). Estudio de la concentración del plomo en el agua del Río Tumbes Periodo 2012-2015 como causa de la minería aurífera y su relación con la salud de los pobladores del caserío de Rica Playa-Tumbes-2016. [Tesis de doctorado, Universidad Nacional de Tumbes].<http://repositorio.untumbes.edu.pe/handle/UNITUMBES/272>
- Harris, D. C. (2015). Quantitative Chemical Analysis. W.H. Freeman and Company.
- Hu, Q., Jung, J., Chen, D., Leong, K., Song, S., Li, F., Mohan, B., Yao, Z., Prabhakar, A., Lin, X., Lim, E., Zhang, L., Souradeep, G., Sik, Y., Kua, H., Li, S., Tan, H., Dai, Y., Tong, Y. W., Wang, C. (2021). Biochar industry to circular economy. Science of The Total Environment, 757.<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143820>

- Jaishankar, M., Tseten, T., Anbalagan, N., Mathew, B. B., & Beeregowda, K. N. (2014). Toxicity, mechanism and health effects of some heavy metals. *Interdisciplinary Toxicology*, 7(2), 60–72. <https://doi.org/10.2478/intox-2014-0009>
- Jiménez, J., & González, D. (2014). Producción de carbón activado y físicamente a escala laboratorio a partir de carbón mineral y su aplicación en la adsorción de oro de soluciones cianuradas sintéticas. [Tesis de grado, Universidad Del Valle-Colombia] <https://bibliotecadigital.univalle.edu.co/server/api/core/bitstreams/c294e9ea-6007-4675-8862-15643757879b/content>
- Kaya, C., Şenbayram, M., Akram, N. A., Ashraf, M., Alyemeni, M. N., & Ahmad, P. (2020). Sulfur-enriched leonardite and humic acid soil amendments enhance tolerance to drought and phosphorus deficiency stress in maize (*Zea mays* L.). *Scientific Reports*, 10(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-020-62669-6>
- Khoshsang, H., & Ghaffarinejad, A. (2018). Rapid removal of lead (II) ions from aqueous solutions by saffron flower waste as a green biosorbent. *Journal Of Environmental Chemical Engineering*, 6(5), 6021-6027. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2018.09.020>
- Kumar, A., Kumar, A., Sharma, G., Naushad, M., Stadler, F., Ghfar, A., Dhiman, P., & Saini, R. (2017). Sustainable nano-hybrids of magnetic biochar supported g-C₃N₄/FeVO₄ for solar powered degradation of noxious pollutants- Synergism of adsorption, photocatalysis & photo-ozonation. *Journal of Cleaner Production*, 165, 431–451. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.07.117>
- Kwaku, E., Chetty, M., Adebisi, J., Erwin, D., Mutsvene, B., Singh, N., & Tshemese, Z. (2023). Biochar: Production, Application and the Future. In *Biochar - Productive Technologies, Properties and Applications*. IntechOpen. <https://doi.org/10.5772/intechopen.105070>

- Lao, C., Zeledón, Z, Gamisans, X., Solé, M., & de las Heras, F. X. C. (2005). Sorption of Cd(II) and Pb(II) from aqueous solutions by a low-rank coal (leonardite). <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2005.02.006>
- Londoño, L. F., Londoño, P. T., & Muñoz, F. G. (2016). Los riesgos de los metales pesado en la salud humana y animal. *Biotecnología En El Sector Agropecuario y Agroindustrial*, 14(2), 145. [https://doi.org/10.18684/bsaa\(14\)145-153](https://doi.org/10.18684/bsaa(14)145-153)
- Marín, N., & Vásquez, Y. (2019). Evaluación de la capacidad de remoción de plomo y cadmio en soluciones acuosas utilizando resinas de carbón mineral. [Tesis de grado, Corporación Universidad de la Costa] <https://repositorio.cuc.edu.co/handle/11323/5558>
- Meng, J., Feng, X., Dai, Z., Liu, X., Wu, J., & Xu, J. (2014). Adsorption characteristics of Cu(II) from aqueous solution onto biochar derived from swine manure. *Environmental Science and Pollution Research*, 21(11), 7035–7046. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-2627-z>
- Meng, J., Feng, X., Dai, Z., Liu, X., Wu, J., & Xu, J. (2014). Adsorption characteristics of Cu(II) from aqueous solution onto biochar derived from swine manure. *Environmental Science and Pollution Research*, 21(11), 7035–7046. <https://doi.org/10.1021/es8002684>
- Ministerio de Salud, Gobierno del Perú (2010). Decreto Supremo N° 031-2010-SA. Reglamento de la Calidad del Agua para Consumo Humano. <https://www.gob.pe/institucion/minsa/normas-legales/244805-031-2010-sa>
- Nartey, O., & Zhao, B. (2014). Biochar Preparation, Characterization, and Adsorptive Capacity and Its Effect on Bioavailability of Contaminants: An Overview. *Advances in Materials Science and Engineering*, 2014, 1–12. <https://doi.org/10.1155/2014/715398>

- Ordóñez, J. I., Cortés, S., Maluenda, P., & Soto, I. (2023). Biosorption of Heavy Metals with Algae: Critical Review of Its Application in Real Effluents. *Sustainability*, 15(6), Article 6. <https://doi.org/10.3390/su15065521>
- Organización de las Naciones Unidas. (2022). La salud de diez millones de peruanos está en riesgo por el envenenamiento del agua con sustancias tóxicas. <https://news.un.org/es/story/2022/12/1517512>
- Organización Mundial de la Salud (2016). El plomo es tóxico. <https://www.paho.org/es/documentos/pack-3-infografias-plomo-es-toxico-2016>
- Piñeiro, X. F., Ave, M. T., Mallah, N., Caamaño-Isorna, F., Jiménez, A. N. G., Vieira, D. N., Bianchini, F., & Muñoz-Barús, J. I. (2021). Heavy metal contamination in Peru: Implications on children's health. *Scientific Reports*, 11(1), Article 1. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-02163-9>
- Qiu, Y., Zheng, Z., Zhou, Z., & Sheng, G. D. (2009). Effectiveness and mechanisms of dye adsorption on a straw-based biochar. *Bioresource Technology*, 100(21), 5348–5351. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.05.054>
- Rodríguez, A., Cuéllar, L., Maldonado, G., & Suardiaz, M. E. (2016). Efectos nocivos del plomo para la salud del hombre. *Revista Cubana de Investigaciones Biomedicas*, 35(3), 251–271. <https://www.medigraphic.com/cgi-bin/new/resumen.cgi?IDARTICULO=70505>
- Rosales, D., & Quevedo, A. (2019). Adsorción con carbón activado obtenido de la semilla de aguaje para la remoción de plomo y cromo en aguas contaminadas. [Tesis de grado, Universidad Nacional Del Callao] <https://repositorio.unac.edu.pe/handle/20.500.12952/5114>
- Shen, Z., Hou, D., Jin, F., Shi, J., Fan, X., Tsang, D. C. W., & Alessi, D. S. (2019). Effect of production temperature on lead removal mechanisms by rice straw biochars. *Science of the Total Environment*, 655, 751–758. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.282>

- Singh, V., Pant, N., Sharma, R. K., Padalia, D., & Rawat, P. S. (2023). Adsorption Studies of Pb (II) and Cd (II) Heavy Metal Ions from Aqueous Solutions Using a Magnetic Biochar Composite Material.<https://doi.org/10.3390/separations10070389>
- Sivaranjane, R., Senthil, P., Chitra, B., & Rangasamy, G. (2024). A critical review on biochar for the removal of toxic pollutants from water environment. *Chemosphere*, 360, 142382.<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.142382>
- Somyanonthanakun, W., Ahmed, R., Krongtong, V., & Thongmee, S. (2023). Studies on the adsorption of Pb (II) from aqueous solutions using sugarcane bagasse-based modified activated carbon with nitric acid: Kinetic, isotherm and desorption. *Chemical Physics Impact*, 6(February), 100181.<https://doi.org/10.1016/j.chphi.2023.100181>
- Tan, X., Liu, Y., Zeng, G., Wang, X., Hu, X., Gu, Y., & Yang, Z. (2015). Application of biochar for the removal of pollutants from aqueous solutions. In *Chemosphere* (Vol. 125, pp. 70–85). Elsevier Ltd.<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.12.058>
- Tan, X., Liu, Y., Zeng, G., Wang, X., Hu, X., Gu, Y., & Yang, Z. (2015). Application of biochar for the removal of pollutants from aqueous solutions. In *Chemosphere*.<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.12.058>
- Trujillo, A., Dopico, D., León, V., & Díaz, C. (2021). Remoción de Pb (II) usando meollo del bagazo de la caña de azúcar como biosorbente. *Revista Cubana de Química*, 33(3), 250–273.
<https://cubanaquimica.uo.edu.cu/index.php/cq/article/view/5185>
- Valdivia, D. (2022) Metales pesados: Comunidades afectadas de Hualgayoc exigen seguimiento médico hace más de diez años. Convoca Portal Web.<https://convoca.pe/agenda-propia/metales-pesados-comunidades-afectadas-de-hualgayoc-exigen-seguimiento-medico-hace-mas>

- Vargas, C. (2016). Utilización de sustancias húmicas comerciales para optimizar la fitorremediación de suelos mineros usando Vitiveria (*Crhysopogon zizanioides* L. Roberty) y Verdolaga (*Atriplex portulacoides* L.) [Tesis de doctorado, Universidad Politécnica de Madrid] <https://oa.upm.es/42942/>
- Vázquez A. (2021). Evaluación del adsorbente sintetizado con nanopartículas de hierro y soportados en celulosa de *Moringa oleifera lam.*, en el proceso de adsorción de As(v), Cd(ii) y Pb(ii) en solución acuosa. [Tesis de grado, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo(México)]
- Wang, Y., Chen, L., Zhu, Y., Fang, W., Tan, Y., He, Z., & Liao, H. (2024). Research status, trends, and mechanisms of biochar adsorption for wastewater treatment: a scientometric review. *Environmental Sciences Europe*, 36(1), 25. <https://doi.org/10.1186/s12302-024-00859-z>
- Wiśniewska, M., Marciniak, M., Gęca, M., Herda, K., Pietrzak, R., & Nowicki, P. (2022). Activated Biocarbons Obtained from Plant Biomass as Adsorbents of Heavy Metal Ions. *Materials*, 15(17). <https://doi.org/10.3390/ma15175856>
- Yaashikaa, P., Kumar, P., Varjani, S., & Saravanan, A. (2020). A critical review on the biochar production techniques, characterization, stability and applications for circular bioeconomy. *Biotechnology Reports*, 28, e00570. <https://doi.org/10.1016/j.btre.2020.e00570>
- Yuan, G., Guan, K., Hu, H., Lei, B., Xiao, Y., Dong, H., Liang, Y., Liu, Y., & Zheng, M. (2021). Calcium-chloride-assisted approach towards green and sustainable synthesis of hierarchical porous carbon microspheres for high-performance supercapacitive energy storage. *Journal of Colloid and Interface Science*. <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2020.07.082>.
- Zamora-Ledezma, C., Negrete-Bolagay, D., Figueroa, F., Zamora-Ledezma, E., Ni, M., Alexis, F., & Guerrero, V. H. (2021). Heavy metal water pollution: A fresh look about hazards, novel and conventional

remediation methods. *Environmental Technology & Innovation*, 22, 101504. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.101504>

Zhou, W., Cao, Q., Hong, M., Lei, Y., Wen, D., & Zhang, D. (2022). Spatial distribution and risk assessment of heavy metals in seawater and sediments in Jieshi Bay, Shanwei, China. *Frontiers in Marine Science*, 9(November), 1–15. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.1011564>

Zhou, Y., Qin, S., Verma, S., Sar, T., Sarsaiya, S., Ravindran, B., Liu, T., Sindhu, R., Patel, A., Binod, P., Varjani, S., Rani, R., Zhang, Z., & Awasthi, M. (2021). Production and beneficial impact of biochar for environmental application: A comprehensive review. *Bioresource Technology*, 337, 125451. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125451>

Zornoza, R., Moreno-Barriga, F., Acosta, J. A., Muñoz, M. A., & Faz, A. (2016). Stability, nutrient availability and hydrophobicity of biochars derived from manure, crop residues, and municipal solid waste for their use as soil amendments. *Chemosphere*, 144, 122–130. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.08.046>

ANEXO N° 1

***FOTOGRAFIAS DE LOS PROCESOS DE LA EVALUACION DE LA
CAPACIDAD DE ADSORCION DEL BIOCARBON Y LA
LEONARDITA PARA LA REMOCION DE PLOMO EN AGUA***

ANEXO N° 1

FOTOGRAFÍAS DE LOS PROCESOS DE LA EVALUACION DE LA CAPACIDAD DE ADSORCION DEL
BIOCARBON Y LA LEONARDITA PARA LA REMOCION DE PLOMO EN AGUA

OBTENCIÓN DE LAS MUESTRAS DE BIOCARBÓN DE LA PLANTA DE VALORIZACIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS DE
MACHUPICHU PUEBLO.



MUESTRAS DE BIOCARBÓN Y LEONARDITA A SER ENVIADAS AL CENTRO DE MICROSCOPIA ELECTRÓNICA DE LA FACULTAD DE INGENIERÍA DE PROCESOS DE LA UNIVERSIDAD NACIONAL DE SAN AGUSTÍN (CME-UNAS)



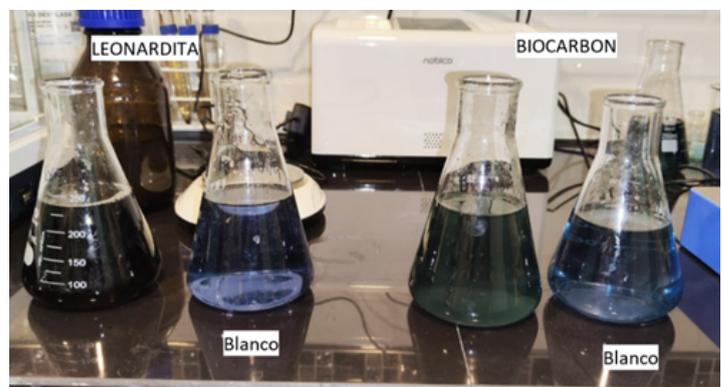
DETERMINACIÓN DE CARBONO ORGÁNICO TOTAL (COT) MEDIANTE EL MÉTODO DE WALKLEY – BLACK



Pesaje del adsorbente



Filtrado del adsorbente



Titulación con sulfato ferroso heptahidratado, y resultados de la titulación.

DETERMINACIÓN DEL PH OPTIMO DE ADSORCIÓN DEL BIOCARBÓN Y LA LEONARDITA



Preparación de las soluciones de plomo a partir de la solución patrón a la concentración deseada de 30mg/L



Preparación de las soluciones de plomo con leonardita



Experimentos de leonardita llevados al shacker a una velocidad de 175 RPM durante 1hora.



Filtración de experimentos de leonardita



Separación del sobrenadante con papel filtro de paso lento.



Muestras de leonardita rotuladas y selladas para ser enviadas al laboratorio de cromatografía y espectrometría de la Universidad Nacional San Antonio Abad del Cusco.

DETERMINACIÓN DE LA DOSIS, VELOCIDAD DE AGITACIÓN Y TIEMPO DE CONTACTO ÓPTIMOS DEL BIOCARBÓN Y DE LA LEONARDITA PARA LA REMOCIÓN DE PLOMO EN AGUA



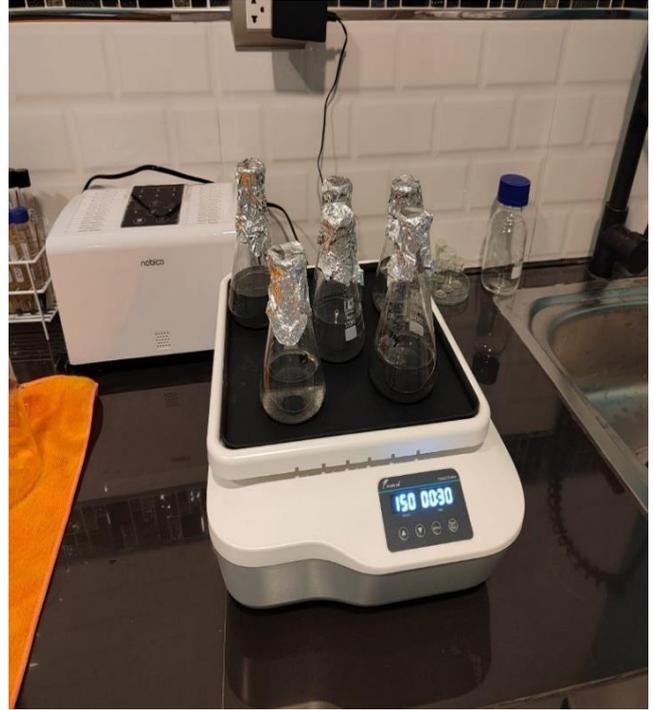
Preparación del biocarbón y la leonardita mediante el tamizado



Preparación de las soluciones de plomo



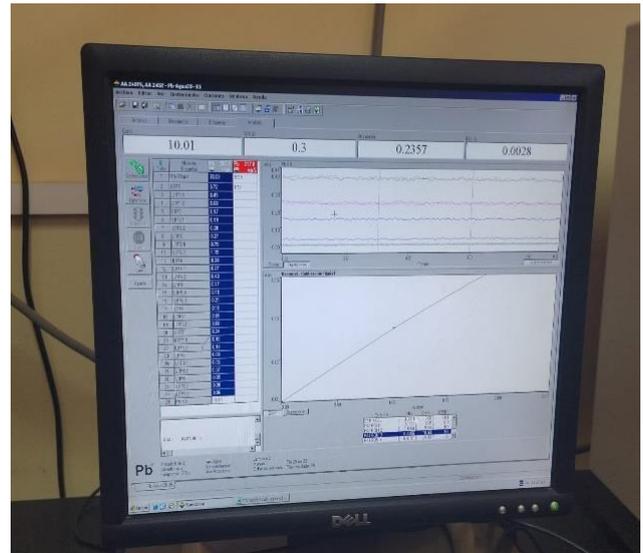
Soluciones con concentraciones de biocarbón y leonardita



Ajuste al pH optimo de adsorción y experimentos de biocarbón llevados al shaker



Filtración y rotulado de muestras de biocarbón y leonardita



Muestras a ser procesadas en el laboratorio de cromatografía y espectrometría de la Universidad Nacional San Antonio Abad del Cusco para analizar su capacidad de adsorción

ANEXO N° 2

***INFORMES DEL LABORATORIO DE CROMATOGRFIA Y
ESPECTROMETRIA DE LA UNIVERSIDAD NACIONAL SAN
ANTONIO ABAD DEL CUSCO***



RESULTADOS

Cusco, 28 de Junio del 2024

Solicitantes : Ruby Milagros Zafra Vergara y Luz Elvira Abarca Pilares
 Tipo de Análisis : Determinación de Plomo
 Método : Absorción Atómica
 Tipo de Muestras : Agua
 Cantidad de Muestra : 09
 Almacenamiento : 4 °C.

Condiciones de Análisis por Espectrofotómetro

Equipo : Espectrofotómetro Absorción Atómica Varian AA240FS
 Longitud de Onda : 283.3 nm (Plomo)
 Corrección de Fondo : Activado.
 Modo de medición : Absorbancia
 Software de Control : SpectrAA
 Lecturas por Muestra : 3

Muestra	ppm
Pb-30ppm	32.2597
B1pH-3-01	22.6872
B2pH-3-02	23.3022
B1pH-5-01	16.6716
B2pH-5-02	15.377
L1pH-3-01	0.9587
L2pH-3-02	0.6386
L1pH-5-01	0.1017
L2pH-5-02	0.1948

Nota: La metodología de las mediciones es de acuerdo al fabricante del equipo.



Químico. Jorge Choquenaira Pari
 Analista del Laboratorio de Cromatografía y Espectrometría – UNSAAC.
 CQP - 914



RESULTADOS

Cusco, 27 de Junio del 2024

Solicitantes : Ruby Milagros Zafra Vergara y Luz Elvira Abarca Pilares
 Tipo de Análisis : Determinación de Plomo
 Método : Absorción Atómica
 Tipo de Muestras : Agua
 Cantidad de Muestra : 36
 Almacenamiento : 4 °C.

Condiciones de Análisis por Espectrofotómetro
 Equipo : Espectrofotómetro Absorción Atómica Varian AA240FS
 Longitud de Onda : 283.3 nm (Plomo)
 Corrección de Fondo : Activado.
 Modo de medición : Absorbancia
 Software de Control : SpectrAA
 Lecturas por Muestra : 3

Muestra	ppm
Pb-30ppm	29.3384
B1P1-1	11.2715
B1P1-01	10.4232
B1P1-02	8.36
B1P2-1	6.8575
B1P2-01	7.5687
B1P2-02	11.6323
B1P3-1	9.0434
B1P3-01	9.5575
B1P3-02	8.806
B1P4-1	10.2888
B1P4-01	13.0269
B1P4-02	11.1259
B1P5-1	17.9669
B1P5-01	17.7398
B1P5-02	18.1899
B1P6-1	14.617
B1P6-01	15.772
B1P6-02	14.3298
B1P7-1	19.3632
B1P7-01	20.3007
B1P7-02	14.927
B1P8-1	13.5288
B1P8-01	10.1166
B1P8-02	13.0235
B1P9-1	14.3063
B1P9-01	11.1808
B1P9-02	16.5625

Muestra	ppm
B1pH-3-01	218.084
B1pH-3-02	201.126
B1pH-5-01	170.599
B1pH-5-02	174.479
L1pH-3-01	135.354
L1pH-3-02	106.083
L1pH-5-01	3.9981
L1pH-5-02	41.5112



[Signature]
 Químico. Jorge Choquenaira Pari
 Analista del Laboratorio de Cromatografía y Espectrometría – UNSAAC.
 CQP - 914

Nota: La metodología de las mediciones es de acuerdo al fabricante del equipo.



RESULTADOS

Cusco, 05 de Julio del 2024

Solicitantes : Ruby Milagros Zafra Vergara y Luz Elvira Abarca Pilares
 Tipo de Análisis : Determinación de Plomo
 Método : Absorción Atómica
 Tipo de Muestras : Agua
 Cantidad de Muestra : 28
 Almacenamiento : 4 °C.

Condiciones de Análisis por Espectrofotómetro
 Equipo : Espectrofotómetro Absorción Atómica Varian AA240FS
 Longitud de Onda : 283.3 nm (Plomo)
 Corrección de Fondo : Activado.
 Modo de medición : Absorbancia
 Software de Control : SpectrAA
 Lecturas por Muestra : 3

Muestra	ppm
1 Pb-30ppm	30.03
2 L1P1	0.72
3 L1P1-1	0.45
4 L1P1-2	0.68
5 L1P2	0.17
6 L1P2.1	0.19
7 L1P2.2	0.28
8 L1P3	0.27
9 L1P3.1	0.79
10 L1P3.2	0.15
11 L1P4	0.38
12 L1P4.1	0.27
13 L1P4.2	0.43
14 L1P5	0.17
15 L1P5.1	0.15
16 L1P5.2	0.21

Muestra	ppm
17 L1P6	0.10
18 L1P6.1	0.09
19 L1P6.2	0.08
20 L1P7	0.24
21 L1P7.1	0.16
22 L1P7.2	0.18
23 L1P8	0.08
24 L1P8.1	0.06
25 L1P8.2	0.07
26 L1P9	0.05
27 L1P9.1	0.08
28 L1P9.2	0.06

Nota: La metodología de las mediciones es de acuerdo al fabricante del equipo.



[Signature]
 Químico. Jorge Choquenaira Parí
 Analista del Laboratorio de Cromatografía y Espectrometría – UNSAAC.
 CQP - 914



RESULTADOS

Cusco, 01 de Julio del 2024

Solicitantes : Ruby Milagros Zafra Vergara y Luz Elvira Abarca Pilares
Tipo de Análisis : Determinación de Plomo
Método : Absorción Atómica
Tipo de Muestras : Agua
Cantidad de Muestra : 05
Almacenamiento : 4 °C.

Condiciones de Análisis por Espectrofotómetro

Equipo : Espectrofotómetro Absorción Atómica Varian AA240FS
Longitud de Onda : 283.3 nm (Plomo)
Corrección de Fondo : Activado.
Modo de medición : Absorbancia
Software de Control : SpectrAA
Lecturas por Muestra : 3

Muestra	ppm
Pb-30ppm	31.2602
L1-pH-3	0.8655
L2-pH-3	0.3792
L1-pH-5-01	0.5062
L1-pH-5-02	0.2756

Nota: La metodología de las mediciones es de acuerdo al fabricante del equipo.



Químico. Jorge Choquenaira Parí
Analista del Laboratorio de Cromatografía y
Espectrometría – UNSAAC.
CQP - 914

ANEXO N° 3

***INFORME DEL CENTRO DE MICROSCOPIA ELECTRONICA DEL
ANALISIS MORFOLOGICO Y ANALISIS QUIMICO ELEMENTAL
DE LA FACULTAD DE INGENIERIA DE PROCESOS DE LA
UNIVERSIDAD NACIONAL DE SAN AGUSTIN***



**CENTRO DE
MICROSCOPIA
ELECTRÓNICA**

**INFORME DE RESULTADOS
N° 038-2024-CME-UNSA**

Código:	IR-MEB-036-2/
Fecha:	13/05/2024
Versión:	.0
Página:	1 de 1

A:	Ruby Milagros Zafra Vergara	N° de Servicio:	36
De:	Dra. Daisy Margarita Gonzalez Diaz	N° boleta / voucher:	B002- 00099927
Asunto:	Caracterización morfológica y análisis químico elemental	Cod. de muestra:	(144 - 147)- MEB-2024
Tipo/ Muestra	Análisis de biocarbon	N° Muestras:	4
Equipo	Microscopio Electrónico de Barrido, modelo Scios 2 Dual Beam, marca Thermo Scientific	Horas/ Trabajo:	1

Descripción de la muestra:

RECEPCIÓN DE MUESTRA: Se recepción 4 muestra (partículas en polvo) para analizar las características morfológicas y químico elemental, el material que se analizara son partículas sólidas (no se tuvo documentación de referencia entregada físicamente).

Preparación de la muestra:

PREPARACIÓN DE MUESTRA: Se procedió a habilitar Stup de aluminio (soporte) recubriéndolos con una cinta doble cara de carbono para fijar más muestras. Luego se agregó la muestra que se analizara en la cinta de carbono del stup (esto se realizó para cada muestra) y finalmente recubrimos las muestras con oro por pulverización catódica con el equipo metalizador modelo Q150R ES Plus marca Quorum, durante el tiempo de 2 min.

Análisis:

Se realizó el análisis morfológico y químico elemental en el microscopio electrónico de barrido del Centro de Microscopía Electrónica de la UNSA

ANÁLISIS MORFOLÓGICO: se realizó el ensayo con el detector ETD, a una distancia de trabajo de 9-12mm, el análisis se realizó de 15.00Kv, las magnificaciones de realizaron de 150x a 50.000x según el interés del cliente, para mayor información revisar las micrografías.

ANÁLISIS QUÍMICO ELEMENTAL: se realizó el ensayo con el detector EDS-U tra Dry, los análisis se realizaron por área y puntual, según interés del cliente. Los nombres de los documentos PDF exportados de los análisis EDS están directamente relacionados con el nombre de las micrografías morfológicas.

Conclusiones.

El análisis se realizó el 10 de mayo del 2024. Durante el análisis de las 4 muestras, se obtuvo: 95 micrografías y 6 análisis EDS. Para mayor información verificar el análisis puntual y de área de cada muestra.

Realizado por:	Bach. Antonio Irvin Laura Quispe
Revisado por:	Dra. Daisy Margarita Gonzalez Diaz

Daisy Gonzalez Diaz
Dra. Daisy Margarita Gonzalez Diaz
Directora Centro de Microscopía
Electrónica



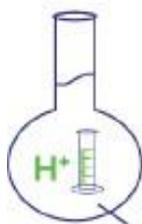
- Todo el proceso ha sido realizado con los estándares de calidad lo que asegura la correcta emisión de resultados.
- Si la información será manejada correctamente de acuerdo a la confidencialidad.

El original de este documento se encuentra en los registros del CME, por lo que el interesado o usuarios del mismo asumen responsabilidad del cliente.

ANEXO N° 4

***INFORME DEL MC QUIMICALAB PARA LA DETERMINACION
DE CARBONO TOTAL DE LA LEONARDITA***

INFORME DE MC QUIMICALAB PARA LA DETERMINACIÓN DE CARBONO TOTAL DE LA LEONARDITA



MC QUIMICALAB

De: Ing. Gury Manuel Cumpa Gutiérrez
LABORATORIO DE CIENCIAS NATURALES
AGUAS, SUELOS, MINERALES Y MEDIO AMBIENTE
RUC N° 10465897711 - COVIDUC A4 - SAN SEBASTIÁN Cel: 946887776 - 951562574

INFORME N° LQ 0558-24 ANÁLISIS QUÍMICO DE CARBON

SOLICITA : LUZ ELVIRA ABARCA PILARES

PROYECTO : "DETERMINACIÓN DE CARBONO"

MUESTRA : M₁- MUESTRA 1.

DISTRITO : CUSCO.

PROVINCIA : CUSCO.

DEPARTAMENTO : CUSCO.

FECHA DE INFORME : 11/10/2024

RESULTADOS :

DETERMINACIONES	UNIDAD	M ₁
Carbono Total	%	31.3

MÉTODOS DE ANÁLISIS:

- El trabajo de análisis de suelos se ha realizado bajo los métodos establecidos en los Manuales de Análisis Químico-Agrícola, Nigel T. Faithful, Institute of Rural Studies, University of Wales, UK 2005; que a su vez está basado en el Manual "The Analysis of Agricultural Materials, MAFF/ADAS.

NOTA:

- Los resultados son válidos únicamente para la muestra analizada.
- La muestra fue tomada por el solicitante.

COLEGIO DE INGENIEROS DEL PERÚ
CONSEJO DEPARTAMENTAL CUSCO

Ing. Gury Manuel Cumpa Gutiérrez
INGENIERO QUÍMICO
CIP 234338