

**Universidad Católica de Santa María**  
**Facultad de Arquitectura e Ingenierías Civil y del Ambiente**  
**Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental**



**Tratamiento de Drenaje Ácido de Mina (DAM) utilizando zeolita  
natural como adsorbente en la remoción de metales totales en muestras  
procedentes de Chumbivilcas -Cusco**

Tesis presentada por el Bachiller:

**Ccahuana Llicahua, Roy**

**ORCID: 0009-0007-9963-5610**

Para optar el Título Profesional de Ingeniero Ambiental

Asesor(a):

**Dr. Colina Andrade, Gilberto de Jesús**

**ORCID: 0000-0002-6623-0760**

Arequipa - Perú

2025

UCSM-ERP

# UNIVERSIDAD CATÓLICA DE SANTA MARÍA

## INGENIERIA AMBIENTAL

### TITULACIÓN CON TESIS

#### DICTAMEN APROBACIÓN DE BORRADOR

Arequipa, 22 de Septiembre del 2025

**Dictamen: 014520-C-EPIA-2025**

Visto el borrador del expediente 014520, presentado por:

**2020800661 - CCAHUANA LLICAHUA ROY**

Titulado:

**TRATAMIENTO DE DRENAJE ÁCIDO DE MINA (DAM) UTILIZANDO ZEOLITA  
NATURAL COMO ADSORBENTE EN LA REMOCIÓN DE METALES TOTALES EN  
MUESTRAS PROCEDENTES DE CHUMBIVILCAS -CUSCO**

Nuestro dictamen es:

**APROBADO**

Título Profesional/Título de Segunda Especialidad/Grado Académico a optar:

**INGENIERO AMBIENTAL**

**29727348 - LAZARTE ARREDONDO SONIA  
DICTAMINADOR**



**29611452 - ARENAZAS RODRIGUEZ ARMANDO JACINTO  
DICTAMINADOR**



**46769238 - CHANOVE MANRIQUE ANDREA MARIETA  
DICTAMINADOR**



# Tratamiento de Drenaje Ácido de Mina (DAM) utilizando zeolita natural como adsorbente en la remoción de metales totales en muestras procedentes de Chumbivilcas -Cusco

## INFORME DE ORIGINALIDAD

12%

INDICE DE SIMILITUD

10%

FUENTES DE INTERNET

6%

PUBLICACIONES

3%

TRABAJOS DEL ESTUDIANTE

## FUENTES PRIMARIAS

1	Submitted to Universidad Católica de Santa María	1%
	Trabajo del estudiante	
2	hdl.handle.net	1%
	Fuente de Internet	
3	repositorio.unfv.edu.pe:8080	1%
	Fuente de Internet	
4	cybertesis.uni.edu.pe	<1%
	Fuente de Internet	
5	repositorio.ucv.edu.pe	<1%
	Fuente de Internet	
6	revistasnicaragua.net.ni	<1%
	Fuente de Internet	
7	bibliotecadigital.exactas.uba.ar	<1%
	Fuente de Internet	

## DEDICATORIA

*Dedicado en primer lugar a Dios, fuente de vida y amor, pues sin él nada sería posible, y por darme paciencia en los momentos difíciles.*

*A mi querido padre, Hilario, por su incansable trabajo, dedicación apoyo y aliento constante gracias a sus enseñanzas y ejemplo, hoy he alcanzado una meta más en mi vida, algo que no habría sido posible sin su guía y seguirá siendo mi mayor inspiración para continuar por el camino correcto.*

*A mi querida madre, Magdalena, por inculcarme y motivarme a vencer las adversidades que la vida ha puesto en mi camino, por su incansable labor, su dedicación y el inmenso amor con el que cuida de sus hijos, recordando que cada meta alcanzada también le pertenece.*

*A mis hermanos por estar a mi lado en los momentos más difíciles, brindándome su apoyo y motivación para seguir adelante sin rendirme. Siempre guardare gratitud por el cariño y respaldo que me han dado.*

*A mis primas, por estar siempre presentes, brindándome su apoyo y transmitiéndome valores que han fortalecido mi camino.*

## AGRADECIMIENTOS

*A mis padres y a mis hermanos, por ser la fuerza que alimenta mis metas y anhelos, agradezco profundamente su confianza en mí y el valor de su presencia en mi vida.*

*A mi docente Dr. Gilberto Jesús Colina Andrade, quien fue mi asesor me brindó su orientación, respaldo y estímulo que hicieron posible la finalización de esta investigación. También al Ing. Cesar Frank Martínez Linares por su orientación y valiosas sugerencias que contribuyeron al desarrollo de esta tesis.*

*A mis amigos por acompañarme en los momentos en que más los necesite y por su presencia en las jornadas de trabajo llenas de dudas y retos.*

*Al laboratorio de Bioprocesos y al laboratorio de Ciencias de los Materiales de UCSM, laboratorio de Ciencias de la UNSA donde conocí a personas con talento que me apoyaron, me formaron y crearon vínculos conmigo durante este proceso.*

## RESUMEN

El objetivo de la presente investigación fue evaluar el tratamiento de DAM utilizando zeolita como adsorbente en la remoción de metales en muestras procedentes de Chumbivilcas- Cusco. En este estudio se realizó la caracterización de zeolita natural mediante análisis elemental (CHNS), área superficial específica  $S_{BET}$  con  $N_2$  a 77 K y espectroscopia infrarroja F-TIR. El DAM fue caracterizado mediante análisis de metales pesados, presentando mayor contenido de Al y Fe. Se realizaron 12 tratamientos modo Batch, cuyas variables analizadas fueron: (pH: 2.77 y 7.33) unidades y dosis de zeolita:  $D_z$ : (0.05, 0.15, 0.25, 0.50, 0.75 y 1.00) g/100 mL. El volumen total tratado fue de  $V$ : 100 mL, agitación: 300 rpm, tiempo de contacto,  $t_c$ : 24 h y cinética  $t_c$ : (3, 5, 8, 10, 15, 20, 25, 30, 35, 40, 45, 50, 55, 60, 90, 120, 150, 180, 210 y 240) min. Se evidenció la presencia de carbono e hidrógeno (C: 66.5 e H: 159) mg/L, sin traza de otros elementos, después del proceso adsorptivo, la zeolita natural mostró una disminución en el volumen de poros (de 0,0277 a 0,0265)  $cm^3/g$  y el área superficial  $S_{BET}$  (de 41,9 a 39,8)  $m^2/g$ . El ancho de los poros se redujo de (3,66 a 2,58) nm. El análisis F-TIR, mostró bandas características de la zeolita, estas oscilan entre (3630 y 450)  $cm^{-1}$ , referente a la presencia de O-H y Si-O, La caracterización del DAM mostró la presencia de Al y Fe (70.44 y 174.84) mg/L, CE: 2625  $\mu S/cm$ , TDS: 771 mg/L y una turbidez de 28 NTU. La eficiencia de remoción fue de  $R = 99,99\%$  para el Al y  $R = 99,97\%$  para el Fe, después de los tratamientos modo Batch aplicando una  $D_z = 0,5$  g/100 mL (pH. 7.33). El estudio cinético reportó una eficiencia de remoción de  $R = 98,83 \pm 0,17\%$  para el Al y  $R = 98,38 \pm 0,26\%$  para el Fe en los primeros 60 min de contacto, mientras la turbidez residual fue de  $T = 6.6$  NTU y TDS = 335 mg/L.

**Palabras clave:** Zeolita natural, DAM, tratamiento modo Batch activo

## ABSTRACT

The objective of this investigation was to evaluate the treatment of DAM using zeolite as an adsorbent for metal removal in samples from Chumbivilcas, Cusco. In this study, natural zeolite was characterized by elemental analysis (CHNS), specific surface area  $S_{BET}$  with  $N_2$  at 77 K, and F-TIR infrared spectroscopy. The DAM was characterized by heavy metal analysis, presenting higher Al and Fe contents. Twelve batch treatments were performed, with the variables analyzed: (pH: 2.77 and 7.33) units and zeolite dosage: DZ: (0.05, 0.15, 0.25, 0.50, 0.75, and 1.00) g/100 mL. The total treated volume was V: 100 mL, stirring: 300 rpm, contact time, tc: 24 h and kinetics tc: (3, 5, 8, 10, 15, 20, 25, 30, 35, 40, 45, 50, 55, 60, 90, 120, 150, 180 210 and 240) min. The presence of carbon and hydrogen (C: 66.5 and H: 159) mg/L was evident, with no trace of other elements, after the adsorptive process, the natural zeolite showed a decrease in the pore volume (from 0.0277 to 0.0265)  $cm^3/g$  and the SBET surface area (from 41.9 to 39.8)  $m^2/g$ . The pore width was reduced from (3.66 to 2.58) nm. The F-TIR analysis showed characteristic bands of zeolite, these oscillate between (3630 and 450)  $cm^{-1}$ , referring to the presence of O-H and Si-O. The characterization of the DAM showed the presence of Al and Fe (70.44 and 174.84) mg/L, EC: 2625  $\mu S/cm$ , TDS: 771 mg/L and a turbidity of 28 NTU. The removal efficiency was  $R = 99.99\%$  for Al and  $R = 99.97\%$  for Fe, after Batch mode treatments applying a DZ = 0.5 g/100 mL (pH. 7.33). The kinetic study reported a removal efficiency of  $R = 98.83 \pm 0.17\%$  for Al and  $R = 98.38 \pm 0.26\%$  for Fe in the first 60 min of contact, while the residual turbidity was  $T = 6.6$  NTU and TDS = 335 mg/L.

**Keywords:** Natural zeolite, DAM, active batch treatment

## ÍNDICE

**DEDICATORIA**

**AGRADECIMIENTOS**

**RESUMEN**

**ABSTRACT**

<b>INTRODUCCIÓN</b> .....	<b>1</b>
<b>CAPÍTULO I.</b> ....	<b>3</b>
<b>1 PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA</b> .....	<b>4</b>
1.1 Descripción del problema .....	4
1.2 Justificación .....	4
1.2.1 Social.....	4
1.2.2 Ambiental .....	4
1.2.3 Económica.....	5
1.2.4 Tecnológica .....	5
1.3 Objetivos.....	9
1.3.1 Objetivo general:.....	9
1.3.2 Objetivos específicos: .....	9
1.4 Hipótesis .....	9
1.4.1 Hipótesis general: .....	9
1.4.2 Hipótesis específicas:.....	10
<b>CAPITULO II.</b> .....	<b>11</b>
<b>2 FUNDAMENTO TEÓRICO</b> .....	<b>12</b>
2.1 Antecedente Nacional E internacional .....	12
2.2 Marco teórico .....	16
2.2.1 Drenaje Ácido de Mina (DAM).....	16
2.2.2 Reacciones de oxidación de minerales sulfurosos.....	16
2.2.3 Factores que influyen en la generación de DAM .....	17

2.2.4	Características Físico-Químicas del DAM.....	17
2.2.5	Hierro (Fe) y Aluminio (Al) en el DAM.....	20
2.2.6	Tecnologías de Tratamiento del DAM.....	22
2.2.7	Modelos Cinéticos de Adsorción.....	30
2.2.8	Zeolitas como Material Adsorbente.....	31
2.2.9	Propiedades Fundamentales de las Zeolitas Naturales .....	32
2.2.10	Tipos de Zeolitas Naturales.....	34
2.2.11	Mecanismos de Remoción de Fe y Al por Zeolitas .....	36
2.2.12	Parámetros Analíticos para el DAM y Agua Tratada .....	42
2.2.13	Contexto Geológico y Minero de Chumbivilcas .....	43
2.3	Marco legal nacional e internacional.....	44
2.3.1	Marco legal nacional.....	44
2.3.2	Marco legal internacional.....	46
<b>CAPITULO III.....</b>		<b>46</b>
<b>3</b>	<b>METODOLOGÍA.....</b>	<b>47</b>
3.1	Tipo y nivel de investigación.....	47
3.2	Área de estudio.....	47
3.3	Diseño experimental de la investigación.....	51
3.4	Técnicas e instrumentos de recolección de datos.....	52
3.4.1	Observación.....	52
3.4.2	Análisis estadístico de datos.....	53
3.5	Equipos, materiales, reactivos e insumos .....	53
3.6	Desarrollo experimental.....	56
<b>CAPÍTULO IV.....</b>		<b>64</b>
<b>4</b>	<b>RESULTADOS Y DISCUSION.....</b>	<b>65</b>
4.1	Caracterización y composición fisicoquímica del DAM.....	65
4.2	Eficiencia de la zeolita natural en la remoción de Al y Fe .....	66

4.3	Cinética de adsorción de Al y Fe .....	85
4.4	Remoción de Al y Fe, frente a los estándares ambientales.....	98
<b>CAPITULO V.....</b>		<b>100</b>
<b>5</b>	<b>CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....</b>	<b>101</b>
5.1	CONCLUSIONES.....	101
5.2	RECOMENDACIONES.....	102
<b>6</b>	<b>REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>103</b>
<b>ANEXOS.....</b>		<b>121</b>



## ÍNDICE DE FIGURAS

<b>Figura 1</b> Mapa del área de estudio en la provincia de Chumbivilcas-Cusco, donde se colectó la muestra de DAM.....	48
<b>Figura 2</b> Procedimiento experimental aplicado en Biorender, la adsorción de metales Al y Fe con zeolita natural.....	59
<b>Figura 3</b> Resultados de la eficiencia de la zeolita natural en la adsorción de Al (mg/L) presente en el DAM a distintos valores de pH y DZ. A) concentración residual de Al a pH (2.77 y 7.33) B) porcentaje de remoción de Al a pH (2.77 y 7.33) .....	68
<b>Figura 4</b> Eficiencia de la zeolita natural en la adsorción de Al (mg/L) presente en el DAM a distintos valores de pH y DZ. A) gráfica de contorno (2D) B) gráfica de superficie de respuesta (3D).....	69
<b>Figura 5</b> Resultados de la eficiencia de la zeolita natural en la adsorción de Fe (mg/L) presente en el DAM a distintos valores de pH y DZ. A) concentración residual de Fe a pH (2.77 y 7.33) B) porcentaje de remoción de Fe a pH (2.77 y 7.33) .....	73
<b>Figura 6</b> Eficiencia de la zeolita natural en la adsorción de Fe (mg/L) presente en el DAM a distintos valores de pH y DZ. A) Figura de contorno (2D) B) Figura de superficie de respuesta (3D).....	74
<b>Figura 7</b> Resultados del análisis elemental (CHNS) de la zeolita natural A) zeolita natural antes del tratamiento y B) zeolita natural después del tratamiento .....	76
<b>Figura 8</b> Análisis FTIR de zeolita natural mediante técnicas de infrarrojo por transformada de Fourier A) zeolita natural antes del tratamiento B) zeolita natural después del tratamiento .....	78

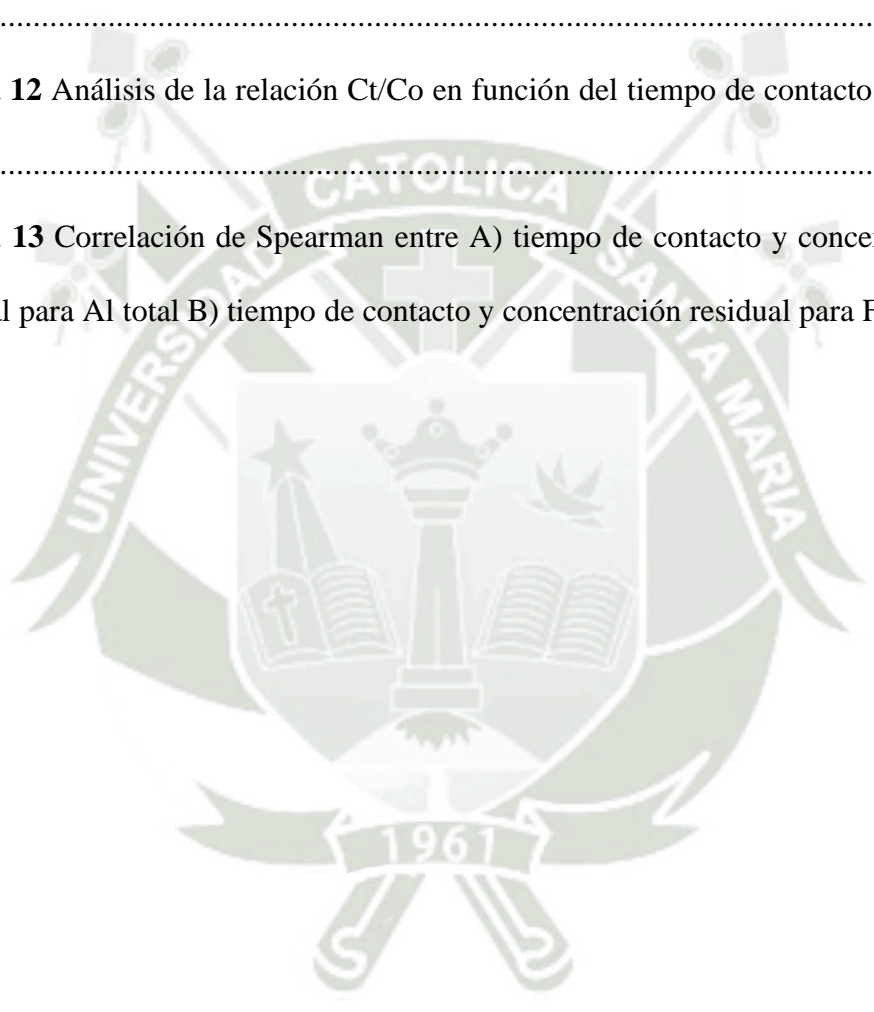
**Figura 9** Adsorción y desorción A) zeolita natural antes del tratamiento B) zeolita natural después del tratamiento ..... 83

**Figura 10** Modelo para Al y Zeolita A) Pseudo primer orden B) Pseudo segundo orden..... 89

**Figura 11** Modelo para Fe y Zeolita A) Pseudo primer orden B) Pseudo segundo orden..... 90

**Figura 12** Análisis de la relación Ct/Co en función del tiempo de contacto para Al y Fe..... 94

**Figura 13** Correlación de Spearman entre A) tiempo de contacto y concentración residual para Al total B) tiempo de contacto y concentración residual para Fe total ..... 96



## ÍNDICE DE TABLAS

<b>Tabla 1</b> Criterios de selección de la zeolita para el tratamiento de DAM.....	40
<b>Tabla 2</b> Matriz de operacionalización de variables de “tratamiento de DAM utilizando Zeolita natural en muestras procedentes de Chumbivilcas-Cusco” .....	50
<b>Tabla 3</b> Diseño experimental de factores y niveles de DAM utilizando Zeolita natural, a temperatura al ambiente, V = 100 mL, A = 300 RPM y t = 24 h.....	51
<b>Tabla 4</b> Resultados obtenidos de la caracterización y composición fisicoquímica del DAM procedente de Chumbivilcas - Cusco.....	65
<b>Tabla 5</b> Remoción del contenido de Al a diferentes valores de pH y a diferentes Dz natural. A temperatura ambiente, V = 100 mL, A = 300 RPM, t = 24 h, CoAl=170.84 mg/L, LMP = 5 mg/L.....	66
<b>Tabla 6</b> Remoción del contenido de Fe a diferentes valores de pH y a diferentes Dz natural. A temperatura ambiente, V = 100 mL, A = 300 RPM, t = 24 h, CoFe=70.44 mg/L, LMP = 2 mg/L.....	71
<b>Tabla 7</b> Resultados del análisis de la superficie de la zeolita natural antes y después del tratamiento N <sub>2</sub> a 77 K.....	80
<b>Tabla 8</b> Remoción de Al y Fe a diferentes tiempos de contacto durante la cinética de adsorción Dz natural = 0.5 g, A temperatura ambiente, V = 100 mL, A = 300 RPM, CoAl = 174.82 mg/L, CoFe = 174.82 mg/L y LMP = 5mg/L.....	86
<b>Tabla 9</b> Resultados del análisis cinético del proceso utilizando los modelos de pseudo-primer y pseudo-segundo orden .....	92
<b>Tabla 10</b> Comportamiento de los parámetros fisicoquímicos de DAM tratado con zeolita natural en relación con los LMP establecidos por la normativa peruana .....	98

## SIGLAS Y ABREVIATURAS

LMP	Límite Máximo Permisible
DAM	Drenaje Acido de Mina
MINAM	Ministerio del Ambiente
MINEM	Ministerio de Energía y minas
ECA	Estándar de Calidad Ambiental
Al	Aluminio
Fe	Hierro
PAM	Pasivo Ambiental Minero
S <sub>BET</sub>	Área superficial específica

## INTRODUCCIÓN

Uno de los efectos medioambientales históricos más peligrosos de la minería es el DAM. En Perú, específicamente en Cusco, las comunidades aledañas cercanos al pasivo ambiental, corren el riesgo de contaminación del agua debido al DAM. Las provincias de Paucartambo, Quispicanchi, Chumbivilcas, Espinar, Canas y Acomayo son actualmente los sitios de operaciones mineras informales en la Región Cusco (Salas Carreño & Diez Hurtado, 2018). Si bien esta actividad ha elevado significativamente los ingresos económicos de las familias de los poblados cercanos a la zona minera, también ha generado problemas irreversibles de contaminación de suelos y aguas, así como problemas de salud para la población local. El grupo de mineros informales suele utilizar técnicas mineras perjudiciales para el medio ambiente sin estudios de impacto ambiental para explotar yacimientos de terceros o zonas libres (Salas Carreño & Diez Hurtado, 2018).

Con el fin de disminuir los efectos negativos sobre el medio ambiente, las comunidades donde se ubican estas empresas y sus trabajadores buscan actualmente aplicar una «minería verde», es decir, una minería que tenga como pilar optimizar e incrementar la eficiencia de los diversos procesos de tratamiento de emisiones y residuos del mismo sector (Diario Gestión, 2022). Por ello, es pertinente detectar los procesos industriales que puedan generar pasivos ambientales y alternativas sustentables de tratamiento para aminorar sus efectos negativos en el medio ambiente.

En este contexto, se estiman posibles efectos nocivos al ambiente que pudiese generar la disposición inadecuada de DAM, con posibles reacciones químicas resultantes con producción de hidrógeno y ácido férrico. Esto conduce a una mayor adsorción de metales pesados y a mayores niveles de acidez en las aguas afectadas (Acharya & Kharel, 2020). De acuerdo con esta línea, a continuación, se describen los efectos de la DAM

(Hart et al., 2024): (1) en la vida marina, incluido el crecimiento de peces y larvas y la tasa de mortalidad; (2) en plantas y suelos, causando daños estructurales hasta daños en las raíces y en el crecimiento de las plantas y (3) en las personas, a través del consumo de agua o animales contaminados.

Actualmente, existen dos categorías de tratamiento para este problema según Núñez (2021) los tratamientos activos, por un lado, requieren la adición gradual y continua de reactivos químicos, así como el mantenimiento y monitoreo de los equipos que mezclan estos reactivos con el agua. Sin embargo, también existen técnicas pasivas que disminuyen las concentraciones de metales utilizando procesos químicos y biológicos, así como el flujo natural del agua. Dentro del primer grupo se encuentra el tratamiento activo el uso de la zeolita donde requiere una adición gradual y continua de una base NaOH para neutralizar el DAM para una remoción óptima por otro lado dosis del adsorbente. El uso de zeolitas naturales químicamente modificadas, apofilita y thomsonita, como adsorbentes para la eliminación de zinc en sistemas discontinuos fue evaluado en el trabajo de (Gaikwad et al., 2023). Bajo circunstancias de laboratorio cuidadosamente monitorizadas, el tratamiento de tipo activo disminuyó eficazmente las concentraciones de zinc, demostrando el potencial de las zeolitas en ambientes altamente contaminados.

El presente estudio tiene el objetivo de evaluar el efecto de la zeolita natural en el tratamiento del DAM correspondiente al pasivo ambiental en Chumbivilcas - Cusco debido a los factores antes mencionados, así como a la necesidad de realizar un trabajo con la rigurosidad prevista para sumarse a una literatura actualizada sobre el tema y proporcionar un estado del arte reciente sobre los alcances y limitaciones del uso de este tipo de procedimiento.



## 1 PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

### 1.1 Descripción del problema

Moreno-González et al. (2021) indicaron que el DAM es un fenómeno ambiental de gran magnitud y persistencia, reconocido a nivel mundial como uno de los mayores legados y desafíos actuales de la industria minera. La exposición de minerales sulfurados, como la pirita, a condiciones atmosféricas de oxígeno y agua desencadena su oxidación y la consecuente generación de efluentes altamente ácidos. Estos efluentes se caracterizan por un pH bajo y la lixiviación de elevadas concentraciones de sulfatos y diversos metales pesados, que comúnmente incluyen Fe, Al, Mn, Cu y Zn, además de metaloides tóxicos como el As (Acharya & Kharel, 2020).

La liberación de DAM sin tratamiento adecuado a los cuerpos de agua superficiales y subterráneos provoca una severa degradación de la calidad hídrica y la destrucción de ecosistemas acuáticos. Moreno-González et al. (2021) reportaron que la contaminación también afecta la calidad del suelo y puede representar serios riesgos para la salud humana a través de la cadena trófica, constituyendo una amenaza ambiental que puede perdurar por siglos tras el cese de las operaciones mineras. La problemática es tan extendida que algunos análisis la consideran el segundo problema ambiental más grande del mundo, después del calentamiento global.

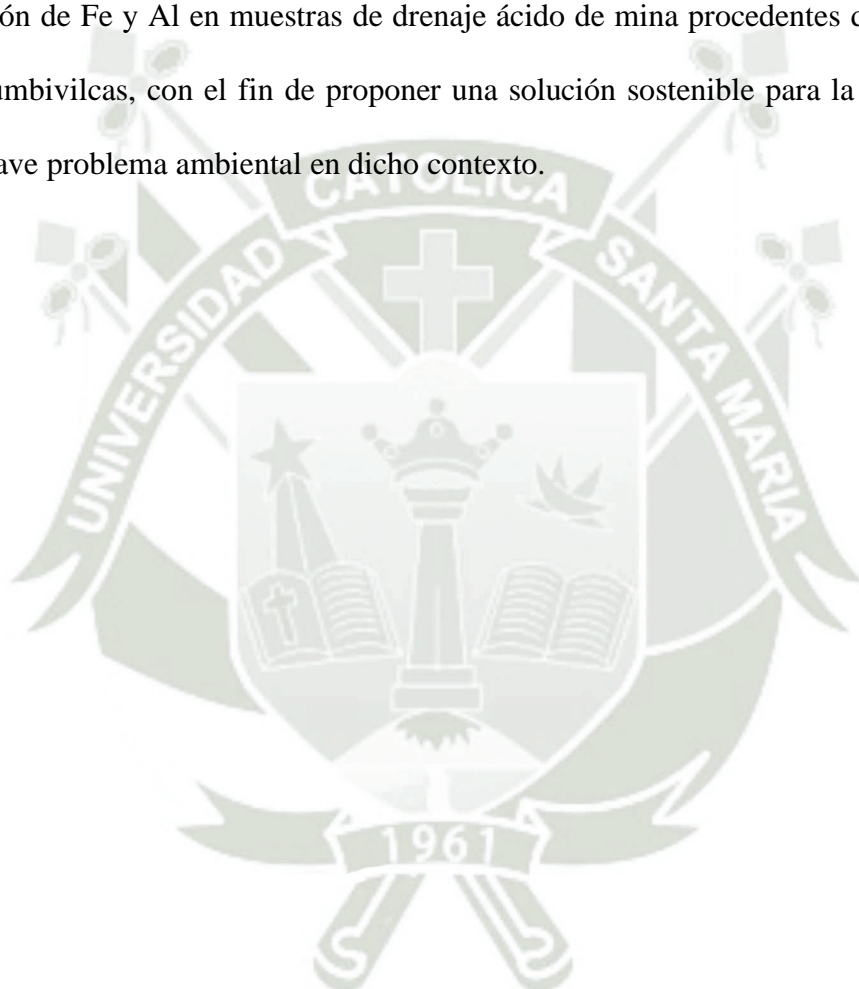
El Perú, como uno de los principales productores mineros a nivel mundial, enfrenta retos considerables en la gestión ambiental de esta actividad, siendo el DAM y la contaminación por metales pesados, problemas críticos de larga data (Guzman et al., 2022). El legado de esta actividad se refleja en un extenso inventario de PAM. A septiembre de 2022, MINEM actualizó dicho inventario, registrando 6,903 PAM en 20 regiones del Perú, de los cuales 161 fueron categorizados como de muy alto y alto riesgo,

siendo estos principalmente relaveras y bocaminas con potencial o evidencia de drenaje ácido (Coayla et al., 2024).

La región Cusco, ubicada en el corredor minero del sur andino peruano, posee una importante actividad minera metálica que genera considerables presiones ambientales (Coayla et al., 2024). La provincia de Chumbivilcas, en particular, es un territorio donde coexisten operaciones mineras de diversa escala y se han reportado conflictos socioambientales vinculados a la percepción de contaminación y afectación de los recursos naturales. Un aspecto crítico en Chumbivilcas es la herencia de actividades mineras previas. Un informe reciente del MINEM, relacionado con el proyecto de exploración “Maria Reyna” en el distrito de Chamaca, documentó en septiembre de 2022 la existencia de 124 Labores Mineras No Rehabilitadas (LNR) en el área de estudio del proyecto, que incluyen bocaminas, piques, trincheras y desmontes cuyos responsables y fechas de ejecución son desconocidos (MINEM, 2024). La presencia de estas LNR constituye un antecedente directo de perturbación ambiental y un riesgo potencial para la generación de DAM y la lixiviación de metales, independientemente de que no figuren formalmente como PAM en el inventario para esa área específica.

La contaminación de ríos y suelos por estos efluentes representa una amenaza directa para las comunidades campesinas de Chumbivilcas, que dependen de estos recursos para sus actividades agropecuarias, su seguridad hídrica y potencialmente su salud. Por ello, y ante la limitada capacidad de tratamiento de DAM a nivel nacional, resulta muy importante investigar y desarrollar soluciones que sean técnica, económica y ambientalmente viables para el contexto específico. Frente a esta compleja situación, la búsqueda de alternativas de tratamiento eficaces, sostenibles y de bajo costo es una prioridad. En este sentido, el uso de materiales adsorbentes como la zeolita natural surge como una opción prometedora (Freire & Loja, 2024). Investigaciones previas han

demostrado la capacidad de la zeolita para remover eficientemente diversos metales pesados presentes en el DAM, debido a sus propiedades de porosidad, adsorción e intercambio iónico, posicionándose como una alternativa a métodos convencionales que suelen implicar costos elevados y un alto consumo energético. La presente investigación busca abordar esta problemática como un adsorbente alternativo y de bajo costo para la remoción de Fe y Al en muestras de drenaje ácido de mina procedentes de la provincia de Chumbivilcas, con el fin de proponer una solución sostenible para la mitigación de este grave problema ambiental en dicho contexto.



## 1.2 Justificación

### 1.2.1 Social

El presente estudio ofrece una solución accesible y práctica con el objetivo de optimizar el agua que sea disponible para las poblaciones cercanas a las zonas mineras, como Chumbivilcas, promoviendo directamente su bienestar. El empleo de zeolitas como material adsorbente constituye una alternativa eficiente para proporcionar agua limpia y segura, lo cual es fundamental en beneficio de la salud para la población. Esta investigación no sólo busca reducir la exposición de los habitantes a metales pesados, sino también fomentar el desarrollo social a través de la mejora en las circunstancias de vida. También, la participación de las comunidades en la implementación de esta técnica fortalece sus conocimientos y habilidades en el manejo y aprovechamiento del agua. Este planteamiento garantiza que, incluso las comunidades más alejadas, puedan beneficiarse de soluciones innovadoras para el tratamiento del agua, promoviendo así la equidad social.

### 1.2.2 Ambiental

Esta investigación aporta de manera significativa a la conservación ambiental al ofrecer una alternativa sustentable para contrarrestar las consecuencias del DAM, sobre los ecosistemas terrestres y acuáticos. La zeolita, por ser un material natural y respetuoso con el medio ambiente, no sólo remueve metales pesados del agua, sino que también evita la generación de residuos secundarios que podrían afectar negativamente al entorno. El método propuesto contribuye a la mejora del agua, favoreciendo la restauración de los hábitats afectados y promoviendo el equilibrio de la biodiversidad local. Además, la investigación se alinea con los fundamentos del desarrollo, ofreciendo un balance entre la preservación del entorno y la reducción de los impactos como daños provocados por la minería.

### ***1.2.3 Económica***

La remediación del DAM a través del empleo de zeolitas constituye una opción económica y efectiva. Este material natural, de bajo costo y fácil acceso, permite una implementación viable en zonas mineras como Chumbivilcas. El método propuesto también contribuye a la disminución de los costos relacionados con el cumplimiento de normativas ambientales, evitando sanciones económicas por contaminación hídrica. Además, este enfoque fomenta la economía local, pues la extracción y procesamiento de zeolitas podrían generar nuevas oportunidades de empleo y dinamizar las actividades económicas en la región. A largo plazo, la implementación de esta solución evita gastos elevados asociados a la recuperación de ecosistemas dañados y a problemas de salud pública.

### ***1.2.4 Tecnológica***

El método de adsorción mediante tratamientos modo batch, constituye una solución tecnológica innovadora y eficiente, basada en el uso de un recurso natural que es la mineral zeolita, para remover los contaminantes metálicos. Este método no sólo es factible desde una perspectiva técnica además de que puede ajustarse a las necesidades y particularidades que son propias de la provincia de Chumbivilcas, maximizando su eficiencia. La tecnología propuesta es sencilla de implementar y mantener, lo cual la hace accesible incluso para comunidades con recursos limitados. Además, este trabajo contribuye al avance del conocimiento científico y tecnológico, explorando nuevas aplicaciones de las zeolitas en el tratamiento de aguas contaminadas.

### 1.3 Objetivos

#### 1.3.1 *Objetivo general:*

Evaluar el tratamiento de Drenaje Ácido de Mina (DAM) utilizando zeolita como adsorbente en la remoción de metales totales presentes en muestras procedentes de Chumbivilcas- Cusco”

#### 1.3.2 *Objetivos específicos:*

- Caracterizar muestras de DAM procedentes de Chumbivilcas - Cusco, tales como contenido de metales totales, pH, conductividad eléctrica, TDS y turbiedad.
- Determinar la eficiencia de una zeolita natural en la remoción de metales totales presentes en muestras de DAM, evaluando su desempeño adsorptivo a pH (3 y 7) modificando la dosis de adsorbente  $D_z = (0.05, 0.15, 0.25, 0.5, 0.75 \text{ y } 1) \text{ g/ } 100 \text{ mL}$  de solución en tratamientos modo Batch y determinando los parámetros iniciales y finales de la zeolita mediante análisis elemental (CHNS), área superficial específica ( $S_{BET}$ ) ( $N_2$  a 77 K) y F-TIR.
- Evaluar la cinética de adsorción de los metales (Al y Fe) presentes en el DAM sobre la zeolita natural a diferentes tiempos de contacto para determinar el tiempo de mayor eficiencia de adsorción (tiempo de equilibrio,  $t_e$ ).
- Comparar los niveles de remoción de metales (Al y Fe) con los límites máximos permisibles establecidos por la normativa ambiental peruana.

### 1.4 Hipótesis

#### 1.4.1 *Hipótesis general:*

El uso de zeolita natural como material adsorbente en el tratamiento de DAM procedente de Chumbivilcas - Cusco mejora la eficiencia en la remoción de metales

totales, asegurando el cumplimiento de los LMPs establecidos por la normativa ambiental peruana.

#### **1.4.2 Hipótesis específicas:**

- El DAM de la zona de Chumbivilcas - Cusco presenta elevadas concentraciones de metales pesados, un pH altamente ácido y altos niveles de conductividad eléctrica, superando los límites establecidos por la normativa ambiental del Perú.
- La aplicación de zeolita natural en tratamientos en modo batch a pH 3 y 7, con dosis crecientes entre 0.05 y 1 g, mejora significativamente la eficiencia de remoción de metales totales en muestras de DAM, debido a su elevada capacidad adsorptiva, la cual se correlaciona con sus propiedades fisicoquímicas iniciales y finales determinadas mediante análisis CHNS, área superficial específica ( $S_{BET}$ ) y espectroscopía F-TIR.
- La mayor capacidad de adsorción de metales totales (Al y Fe), por parte de una zeolita natural se alcanza de forma eficiente dentro de los 60 min de tiempo de contacto.
- El tratamiento con zeolita natural disminuye las concentraciones de metales totales como (Al y Fe) presentes en el DAM, hasta niveles que cumplen con los LMPs indicados en la normativa ambiental peruana.



## **CAPITULO II.**

## 2 FUNDAMENTO TEÓRICO

### 2.1 Antecedente Nacional E internacional

La problemática del DAM y la consecuente contaminación por metales pesados ha impulsado una continua búsqueda y desarrollo de tecnologías de tratamiento. Investigaciones recientes se han centrado en la utilización de diversos materiales adsorbentes, tanto naturales como modificados, para la remoción eficiente y rentable de estos contaminantes.

Un material ampliamente estudiado por su capacidad de neutralización es la roca caliza. Abood et al. (2023) en su artículo denominado “*Eliminación de hierro (III) y manganeso (II) de soluciones contaminadas utilizando piedra caliza natural (adsorbente rentable)*”, evaluaron la reducción de hierro y manganeso con caliza, utilizando concentraciones de (20-500) ppm para hierro y (20-120) ppm para manganeso, variando el pH, peso del adsorbente y tiempo de adsorción, bajo una relación del sólido/líquido de 1/5, temperatura de 25°C y agitación a 350 rpm, obtuvieron resultados óptimos con una reducción significativa de los metales.

En una línea similar, Larraguibel (2020) investigó la “*optimización del sistema DAS (Dispersed Alkaline Substrate) para el tratamiento de DAM, proponiendo el uso de conchillas marinas en lugar de calcita y witherita en reemplazo de las periclasas*”. Evaluando diferentes caudales y acidez neta con reactivos como cáscaras de huevo, calcita, witherita y conchas, demostró que las conchillas marinas son sustitutos eficaces de la piedra caliza. La malaquita se identificó como un mineral clave para remover cobre, y las columnas con witherita mantuvieron concentraciones de sulfato inferiores a 500 mg/L por hasta seis meses. Comparado con la caliza, el tratamiento mostró un pH de 6.81 y bajas concentraciones de Fe, Al, Cu, Zn y Mn, sugiriendo la viabilidad de la tecnología DAS a escala real.

Por su parte, Colonio et al. (2024) en su investigación *“Tratamiento de DAM por método pasivo con roca caliza de la relavera Quiulacocha en Cerro de Pasco, 2022”*, implementaron un sistema pasivo utilizando roca caliza combinada con grava, arena y desechos orgánicos para tratar DAM. Realizó pruebas durante 25 días para remover Cd, Cu, Zn y Fe. Los resultados mostraron que el sistema 1 alcanzó una eficiencia máxima de remoción del 94,01% para cadmio y 95,68% para cobre. El sistema 2 mostró una eficiencia del 79,95% para cadmio y 94,35% para cobre. Sin embargo, el sistema 3 presentó un comportamiento adverso para cobre y zinc, con incrementos negativos. Los dos primeros sistemas mostraron buena eficiencia en la remoción de hierro y zinc.

Las zeolitas, tanto naturales como sintéticas, han surgido como adsorbentes prometedores debido a sus propiedades de intercambio iónico y su estructura porosa. Silva et al. (2021) en su estudio *“Neutralización y captación de cationes contaminantes del (DAM) utilizando calizas y zeolitas en un sistema mediante el tratamiento pasivo a escala piloto”*, desarrollaron un sistema con canales abiertos de lechos de caliza calcítica y dolomítica, y mezclas con zeolitas funcionalizadas (FN) y con zeolitas naturales (NZ). Los autores investigaron parámetros como pH, conductividad eléctrica, alcalinidad total, acidez y concentraciones de Al, Fe y Mn. Los lechos de caliza dolomítica (DL-I), caliza calcítica (CL-II) y las mezclas CL-II/NZ y CL-II/FZ incrementaron el pH de 3.3 a niveles entre 7.6 y 8.2, aumentaron la alcalinidad total y redujeron la acidez total en un 90-95%. Todos los lechos promovieron la remoción de Al, Fe y Mn, siendo la mezcla CL-II/FZ la más eficiente, especialmente para Mn<sup>2+</sup> (remoción cercana al 99%), un contaminante típicamente difícil de eliminar.

En la misma línea, Freire y Loja (2024) investigaron el *“Tratamiento de aguas de drenaje minero utilizando zeolita como absorbente de metales pesados”*. Su objetivo fue analizar la efectividad del tratamiento comparando valores previos y posteriores al

proceso según la cantidad de zeolita utilizada (variando de 50 g a 200 g en 8 muestras con 200 g de arena y 400 mL de DAM). Los resultados mostraron que la muestra 2 obtuvo porcentajes de remoción para As del 41,67 %, Pb del 52,94 % y Zn del 14,60 %. La muestra 3 alcanzó remociones de As del 50,00 %, Pb del 35,29 % y Zn del 14,60 %, concluyendo que la zeolita es óptima para remover estos metales.

Investigaciones específicas sobre la eficiencia de zeolitas para metales particulares como Al, Fe y Mn también son relevantes. Lobo et al. (2020) estudiaron la *“Eliminación altamente eficiente de iones de Al, Fe, Mn utilizando zeolita Linde tipo A (LTA) obtenida a partir de residuos peligrosos”*. Utilizaron zeolita LTA para la remoción de  $Al^{3+}$ ,  $Fe^{2+}$  y  $Mn^{2+}$  de soluciones acuosas sintéticas que simulaban aguas impactadas por minería de carbón. Encontraron que condiciones óptimas de 8.25 g L<sup>-1</sup> de zeolita y 147 rpm resultaron en remociones del 99.9% para  $Al^{3+}$ , 99.9% para  $Fe^{2+}$  y 99.3% para  $Mn^{2+}$ . Los estudios isotérmicos mostraron una afinidad de  $Al^{3+} > Mn^{2+} > Fe^{2+}$ , y los estudios cinéticos revelaron la remoción cuantitativa de  $Al^{3+}$  en 5 min, transformando la solución en agua apta para uso no potable después de 60 min.

Widyaningrum et al. (2022) se enfocaron en la *“Remoción de Hierro y Manganeso en DAM usando zeolita natural tipo mordenita”*. Utilizando dosis variables de zeolita (2 a 10) g en 100 mL de DAM sintético (Fe: 41.97, Mn: 21.75) mg/L, alcanzaron el mayor porcentaje de remoción con 10 g de zeolita: 97.94% para Fe y 67.81% para Mn y el isoterma de Freundlich se ajustó mejor a los resultados.

La comparación entre zeolitas naturales y sintetizadas también ha sido objeto de estudio. Wulandari et al. (2020) compararon la *“efectividad de adsorción de cobre en DAM usando zeolita natural y zeolita sintetizada”* a partir de cenizas volantes de carbón. Ambas zeolitas mostraron un gran potencial, con eficiencias de remoción de  $Cu^{2+}$  del 98.16 % para la zeolita natural activada químicamente y del 93.98 % para la zeolita

sintetizada, con dosis óptimas de (1.5 y 21) g/L respectivamente, y el tiempo de contacto óptimo de 120 min para ambas. La isoterma de Langmuir tuvo un mejor ajuste a la adsorción para ambas.

El uso de zeolitas en materiales compuestos es otra área de desarrollo. Paradise et al. (2022) evaluaron el *“Uso de arcillita, zeolita y carbón activado como un compuesto para remover metales pesados del DAM en la minería de carbón”*. Un compuesto con una proporción de arcillita: zeolita:carbón activado de 25:25:50 mostró la mayor área superficial (62.44 )m<sup>2</sup>/g. Este compuesto logró aumentar el pH de 2.6 a 7.0 y reducir la concentración de Fe de 13.006 a 0.1484 ppm (98.86 %) y la de Mn de 30.59 a 20.283 ppm (33.69 %), con capacidades de adsorción de (Fe: 1.286 y Mn: 1.03) mg/g

Finalmente, la modificación de zeolitas con otros materiales para mejorar su rendimiento es una tendencia actual. Thacker et al. (2023) desarrollaron una *“Zeolita activada de ceniza volante basada en biopolímero para la remoción de cromo del DAM”*. Sintetizaron un adsorbente de quitosano-zeolita de ceniza volante (CS@FAZ) por microondas para la remoción de Cr(VI). La remoción óptima fue del 67.48% a pH 3, con una concentración de 45 mg/L de Cr(VI) y una dosis de 0.1 g/ L de adsorbente. La isoterma de Freundlich y el modelo cinético de pseudo-segundo orden describieron bien el proceso, sugiriendo el potencial del adsorbente para la remediación de DAM a gran escala.

Estos antecedentes demuestran la versatilidad y el potencial de diversos materiales, con un énfasis particular en las zeolitas y las rocas calizas, para el tratamiento del DAM. Las investigaciones abarcan desde materiales naturales de bajo costo hasta adsorbentes nanoestructurados y compuestos modificados, buscando optimizar la remoción de una amplia gama de metales totales, incluyendo Fe y Al, en diversas condiciones.

## 2.2 Marco teórico

### 2.2.1 *Drenaje Ácido de Mina (DAM)*

El DAM es un efluente líquido contaminante que se origina cuando rocas que contienen minerales sulfurosos son expuestas al aire y al agua, comúnmente debido a actividades de minería. Acharya y Kharel (2020) explicaron que la formación del DAM es un proceso natural que las actividades humanas, en particular la minería, pueden acelerar drásticamente. Detallan que, mediante la excavación y remoción de roca, se incrementa la superficie de los minerales sulfurosos expuesta a los agentes atmosféricos, lo cual intensifica las reacciones químicas que originan este tipo de drenaje.

### 2.2.2 *Reacciones de oxidación de minerales sulfurosos*

Acharya y Kharel (2020) explicaron que el mineral más comúnmente implicado en la generación de DAM es la pirita ( $\text{FeS}_2$ ), un sulfuro de hierro. Detallan que cuando la pirita entra en contacto con oxígeno y agua, su oxidación inicial produce iones hierro ferroso ( $\text{Fe}^{2+}$ ), iones sulfato  $\text{SO}_4^{2-}$  y, de manera crucial, iones hidrógeno ( $\text{H}^+$ ), que son los responsables de la acidez del agua. Posteriormente, el  $\text{Fe}^{2+}$  se oxida a ion hierro férrico ( $\text{Fe}^{3+}$ ). Pérez-López et al. (2023) mencionaron que la segunda reacción es vital, ya que el  $\text{Fe}^{3+}$  es un agente oxidante para la pirita mucho más potente que el oxígeno, especialmente en condiciones ácidas. De esta forma, el  $\text{Fe}^{3+}$  oxida progresivamente más pirita, generando cantidades crecientes de acidez y más iones  $\text{Fe}^{2+}$ ; estos últimos se reoxidan a  $\text{Fe}^{3+}$ , estableciendo así un ciclo autopropagante de generación de ácido.

Tabelin et al. (2020) explicaron que otros minerales sulfurosos, como la calcopirita (sulfuro de Cu y Fe), la esfalerita (sulfuro de Zn) o la galena (sulfuro de Pb), también pueden oxidarse y contribuir tanto a la carga metálica como a la acidez, aunque la pirita generalmente constituye la principal fuente de ácido. Estos autores también describen que, si el pH del agua se eleva ligeramente, el hierro férrico ( $\text{Fe}^{3+}$ ) puede

precipitar como hidróxidos de hierro de un característico color rojizo-anaranjado un indicador visual común del DAM, proceso que a su vez libera más protones ( $H^+$ ) e intensifica la acidificación del agua.

### ***2.2.3 Factores que influyen en la generación de DAM***

Acharya y Kharel (2020) señalaron que la cantidad y velocidad de formación del DAM dependen de varios factores interrelacionados. Destacaron que la geología del sitio es primordial, ya que la cantidad y el tipo de minerales sulfurosos presentes, junto con su reactividad (influenciada por el tamaño de grano y el grado de exposición), son determinantes. Igualmente, crucial, según estos autores, es la presencia de minerales con capacidad de neutralización ácida, como los carbonatos (por ejemplo, la calcita). Si la capacidad de neutralización de la roca circundante es suficiente para contrarrestar el ácido producido, la formación de DAM puede evitarse o su severidad ser considerablemente menor.

Kumar et al. (2024) indicaron que el clima también desempeña un papel importante. La temperatura, explican, influye directamente en la velocidad de las reacciones químicas generadoras de ácido. Las precipitaciones pluviales no solo proveen el agua necesaria para estas reacciones, sino también para el transporte de los contaminantes lixiviados. En climas áridos, es común la acumulación de sales ácidas en la superficie de los materiales mineros, las cuales pueden ser movilizadas en grandes volúmenes durante eventos de lluvia intensos, ocasionando picos agudos de contaminación.

### ***2.2.4 Características Físico-Químicas del DAM***

#### ***2.2.4.1 pH, acidez, alcalinidad***

Pérez-López et al. (2023) indicaron que el pH del DAM es típicamente muy bajo, lo que significa que es muy ácido. Comúnmente, estos valores de pH se encuentran entre

2 y 4, aunque pueden ser incluso más bajos. Este pH ácido es directamente dañino para muchos organismos y, además, facilita que muchos metales pesados se disuelvan en el agua, volviéndolos móviles y biodisponibles.

En cuanto a la acidez total del DAM, Silva et al. (2021) explicaron que esta es una medida de cuánto álcali (una base) se necesita para neutralizar todo el ácido presente. Dicha acidez no sólo proviene de los iones hidrógeno libres (que determinan el pH), sino también de los metales disueltos como el Fe y el Al. Según estos autores, cuando se añade una base para aumentar el pH, estos metales pueden reaccionar con el agua (hidrolizarse) y liberar más iones hidrógeno, consumiendo así más base. Por ello, la acidez total se considera un parámetro más completo que el pH para determinar cuánto neutralizante se necesita.

Por otro lado, la alcalinidad tiene la capacidad del agua para resistir a cambios de pH ante la adición de un ácido; es decir, su capacidad de neutralizar ácidos. Dada la naturaleza ácida del DAM, su alcalinidad suele ser prácticamente nula. No obstante, como señalaron García-Valero et al. (2020) si la roca circundante a la mina contiene minerales como la calcita, estos pueden disolverse y aportar alcalinidad al agua, ayudando de esta forma a contrarrestar la acidez producida.

#### ***2.2.4.2 Concentración de sulfatos.***

Gomes y Valente (2024) señalaron que otra característica distintiva del DAM es la alta concentración de iones sulfato ( $\text{SO}_4^{2-}$ ). El sulfato se forma cuando el azufre de los minerales sulfurosos se oxida. Las concentraciones de sulfato en el DAM pueden ser muy elevadas, yendo desde cientos hasta decenas de miles de miligramos por litro.

Aunque el sulfato en sí mismo no es tan tóxico como los metales pesados, en concentraciones muy altas puede contribuir a la salinidad del agua, afectar su sabor y tener efectos laxantes. Además, Silva et al. (2021) indicaron que puede causar problemas

en ecosistemas acuáticos sensibles y que, en el proceso de tratamiento (por ejemplo, al añadir cal), el sulfato puede precipitar como yeso, lo que genera grandes cantidades de lodo.

#### ***2.2.4.3 Presencia y especiación de metales pesados y metaloides.***

Zheng et al. (2024) señalaron que, además del bajo pH y la alta concentración de sulfatos, el DAM se caracteriza por la presencia de altas concentraciones de diversos metales pesados y metaloides. Estos elementos son liberados desde los minerales sulfurosos y otras rocas asociadas a medida que el agua ácida interactúa con ellos. La composición específica de metales y metaloides en el DAM varía considerablemente dependiendo de la geología del yacimiento minero. Algunos de los elementos comúnmente encontrados en altas concentraciones incluyen Fe, Cd, As, Mn, Ni, Cu, Zn, Pb, y Al, entre otros.

Chen et al. (2022) explicaron que la especiación de estos metales y metaloides, es decir, las diferentes formas químicas en las que se encuentran en el agua (iones libres, complejos con ligandos inorgánicos u orgánicos, o asociados a partículas coloidales)– es crucial para determinar su movilidad, biodisponibilidad y toxicidad. En las condiciones de bajo pH típicas del DAM, muchos metales tienden a existir predominantemente como cationes libres o complejos sulfatados simples, formas que suelen ser altamente solubles y móviles. A medida que el pH aumenta, ya sea por procesos naturales de neutralización o por tratamiento, la especiación cambia: los metales tienden a hidrolizarse y precipitar como hidróxidos, oxihidróxidos o carbonatos, reduciendo su concentración en la fase acuosa.

## 2.2.5 Hierro (Fe) y Aluminio (Al) en el DAM

### 2.2.5.1 Fuentes y comportamiento geoquímico del Fe y Al en ambientes ácidos

Chen et al. (2022) indicaron que la principal fuente de hierro (Fe) en el DAM es la oxidación de minerales sulfurosos que contienen hierro, siendo la pirita ( $\text{FeS}_2$ ) la más destacada. Como se describió anteriormente, la oxidación de la pirita libera hierro inicialmente en forma ferrosa ( $\text{Fe}^{2+}$ ). Este  $\text{Fe}^{2+}$  es soluble en un amplio rango de pH, incluyendo las condiciones ácidas del DAM. Posteriormente, el  $\text{Fe}^{2+}$  se oxida a hierro férrico ( $\text{Fe}^{3+}$ ), una reacción clave en la propagación del DAM. El  $\text{Fe}^{3+}$  es altamente soluble a pH muy bajos (inferiores a 2.5-3.0), pero su solubilidad disminuye drásticamente a medida que el pH aumenta, llevando a su precipitación como hidróxidos u oxihidróxidos de ( $\text{Fe}^{3+}$ ), como la ferrihidrita o la goethita. Estos precipitados son los responsables del color rojizo-anaranjado característico de muchos cuerpos de agua afectados por DAM y pueden recubrir los lechos de los ríos, afectando los hábitats acuáticos.

El aluminio (Al), por su parte, es un componente común de muchos minerales aluminosilicatados que forman parte de la roca de yacimientos mineros (por ejemplo, feldespatos, micas, arcillas). Aunque estos minerales son estables en las condiciones de pH neutro, la alta acidez generada por la oxidación de sulfuros ataca su estructura cristalina, promoviendo su disolución y la liberación de aluminio al agua. En condiciones de pH inferiores a aproximadamente 5.0, el aluminio es predominantemente soluble, existiendo principalmente como ion  $\text{Al}^{3+}$  o como complejos hidroxilados o sulfatados. La concentración de aluminio disuelto en el DAM puede ser muy elevada, a menudo siendo uno de los principales cationes metálicos presentes después del hierro (Le et al., 2020).

### 2.2.5.2 Especiación del $\text{Fe}^{2+}$ , $\text{Fe}^{3+}$ y $\text{Al}^{3+}$ en función del pH.

Chen et al. (2022) describieron que la especiación del hierro en el DAM está dominada por sus dos estados de oxidación principales: ferroso ( $\text{Fe}^{2+}$ ) y férrico ( $\text{Fe}^{3+}$ ). A

pH muy bajo (típicamente  $< 2.5$ ), tanto el  $\text{Fe}^{2+}$  como el  $\text{Fe}^{3+}$  pueden coexistir en solución en concentraciones significativas. El  $\text{Fe}^{2+}$  es generalmente más estable y soluble en un rango más amplio de pH que el  $\text{Fe}^{3+}$  en condiciones anóxicas o cuando la tasa de oxidación es lenta. Chen et al. (2022) explicaron mientras que el pH se incrementa por encima de 2.5-3.0 en presencia de oxígeno, el metal  $\text{Fe}^{2+}$  se oxida a  $\text{Fe}^{3+}$ . El  $\text{Fe}^{3+}$  es un ion altamente hidrolizable; a pH bajos forma especies como  $\text{Fe}(\text{OH})^{2+}$  y  $\text{Fe}(\text{OH})_2^+$ , pero a medida que el pH se acerca y supera 3.0-3.5, precipita rápidamente como  $\text{Fe}(\text{OH})_3(\text{s})$  u otros óxido-hidróxidos, como se mencionó. La proporción relativa de  $\text{Fe}^{2+}$  y  $\text{Fe}^{3+}$  depende del potencial redox (Eh) y del pH del agua.

Para el aluminio, su especiación también es fuertemente dependiente del pH. A pH muy ácido (por ejemplo,  $< 4.0$ ), la especie dominante es el ion libre  $\text{Al}^{3+}$ . A medida que el pH aumenta, comienzan a formarse especies hidroxiladas solubles como  $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$ ,  $\text{Al}(\text{OH})_2^+$  y, en menor medida,  $\text{Al}(\text{OH})_4^-$  (aluminato) a pH muy alcalino. El aluminio es un metal anfótero, lo que significa que puede precipitar como hidróxido de aluminio  $\text{Al}(\text{OH})_3(\text{s})$  en un rango de pH intermedio aproximadamente entre (5.0 y 8.0-9.0) unidades, pero puede disolverse a pH más altos (formando aluminato) o permanecer disuelto a pH más bajos. El  $\text{Al}(\text{OH})_3(\text{s})$  es un precipitado gelatinoso de color blanco. En presencia de sulfato, también pueden formarse complejos de aluminio-sulfato, lo que puede afectar su solubilidad (Le et al., 2020).

### ***2.2.5.3 Toxicidad y problemas ambientales asociados al Fe y Al disuelto y precipitado***

El hierro disuelto, aunque es un micronutriente esencial, en altas concentraciones puede ser tóxico. Sin embargo, el principal problema ambiental asociado al hierro en el DAM es la precipitación de sus hidróxidos. Estos precipitados pueden cubrir el lecho de los ríos y lagos, sofocando a los organismos bentónicos que se encuentran en el fondo,

colmatando los intersticios del sustrato donde desovan los peces y viven los invertebrados y reduciendo la penetración de la luz, lo que afecta a las plantas acuáticas y algas. Hart et al. (2024) mencionaron que el proceso de oxidación de  $\text{Fe}^{2+}$  a  $\text{Fe}^{3+}$  consume oxígeno disuelto del agua, lo que puede llevar a condiciones de hipoxia o anoxia perjudiciales para la vida acuática.

El aluminio disuelto, especialmente el ion  $\text{Al}^{3+}$  y las especies hidroxiladas monoméricas de aluminio que predominan a pH ácido y ligeramente ácido (4.5-5.5), es muy tóxico para los peces y los organismos acuáticos que se encuentran. Hart et al. (2024) explicaron que su toxicidad se manifiesta principalmente en las branquias de los peces, donde el aluminio puede precipitar como  $\text{Al}(\text{OH})_3$  debido al ligero aumento de pH en la superficie branquial, causando daño físico, alterando el intercambio iónico (osmorregulación) y la respiración, lo que puede llevar a la muerte por asfixia o estrés fisiológico. Hart et al. (2024) mencionaron a concentraciones subletales, el aluminio puede afectar el comportamiento de los organismos acuáticos su crecimiento y la reproducción. La precipitación de hidróxido de aluminio también contribuye a la turbidez del agua y a la colmatación de hábitats.

### **2.2.6 Tecnologías de Tratamiento del DAM**

Dada la severidad y persistencia del DAM, se han desarrollado y aplicado diversas tecnologías para su tratamiento, con el objetivo principal de neutralizar la acidez y remover los metales pesados y sulfatos hasta niveles que se encuentren debajo de los estándares ambientales y permitan la protección de la salud humana y los ecosistemas acuáticos. Estas tecnologías se pueden agrupar en dos categorías principales: tratamientos activos y tratamientos pasivos, cada uno con sus propios principios, ventajas, limitaciones y costos asociados (Tong et al., 2021).

### ***2.2.6.1 Clasificación general: Tratamientos pasivos y activos***

Gaikwad et al. (2024) explicaron que los tratamientos activos para el DAM implican la adición continua de reactivos químicos alcalinos y a menudo, energía, para neutralizar la acidez y precipitar los metales. Estos sistemas requieren una infraestructura de ingeniería, operación y mantenimiento constantes, y suelen ser más efectivos para tratar grandes caudales y altas cargas de contaminantes. Aunque pueden alcanzar una alta eficiencia de remoción en un tiempo corto, sus costos de operación y mantenimiento pueden ser significativos, especialmente a largo plazo y generan grandes volúmenes de lodos que requieren una gestión adecuada.

Por otro lado, Núñez (2021) describió los tratamientos pasivos como aquellos diseñados para operar con mínima o nula intervención humana y bajos costos de mantenimiento después de su construcción. Estos sistemas buscan aprovechar procesos geoquímicos y biológicos naturales para mejorar la calidad del agua. Utilizaron la gravedad para el flujo del agua y materiales reactivos naturales o de bajo costo. Tong et al. (2021) mencionaron, aunque suelen requerir mayores extensiones de terreno y tiempos de residencia más largos que los sistemas activos, son considerados más sostenibles y económicamente viables para el tratamiento a largo plazo de DAM, especialmente en minas abandonadas o para efluentes con caudales y cargas contaminantes moderadas. Sin embargo, su eficiencia puede ser más variable y dependiente de las condiciones ambientales.

La elección entre un sistema activo, pasivo o una combinación de ambos depende de múltiples factores, incluyendo las características del DAM (caudal, pH, acidez, concentración y tipo de metales), los objetivos de calidad del agua a alcanzar, la disponibilidad de terreno, las condiciones climáticas, los costos de capital y operación, y las consideraciones de sostenibilidad a largo plazo (Gaikwad et al., 2024).

### *2.2.6.2 Principios de los tratamientos pasivos (énfasis en aquellos que podrían combinarse o compararse con la zeolita)*

#### **a. Drenes Anóxicos Calizos (DAC) o Anoxic Limestone Drains (ALD)**

Según Merchichi et al. (2021) los Drenajes Anóxicos Calizos (DAC) consisten en zanjas o lechos enterrados rellenos de roca caliza ( $\text{CaCO}_3$ ) por donde se hace fluir el DAM en ausencia de oxígeno. El objetivo es que la caliza se disuelva y genere alcalinidad (iones bicarbonato) sin que la caliza se recubra (colmate) con precipitados de hidróxido de hierro (III), lo cual ocurriría si hubiera oxígeno presente. Estos autores indican que los DAC son efectivos para generar alcalinidad en aguas que aún no están fuertemente oxidadas y que no tienen altas concentraciones de  $\text{Fe}^{3+}$  o aluminio, ya que estos metales precipitarían y colmatarían el sistema. La alcalinidad generada puede luego ayudar a neutralizar la acidez y precipitar metales en etapas posteriores del tratamiento.

#### **b. Sistemas de Drenaje y Dispersión Alcalina (DAS o SAPS)**

Estos sistemas combinan una capa de material orgánico sobre una capa de material alcalino (como caliza). El agua percola primero a través del material orgánico, donde se consume oxígeno y se reduce el hierro férrico a ferroso (más soluble y menos propenso a colmatar la caliza), y luego a través de la capa alcalina donde se genera alcalinidad (Schwarz et al., 2020)

#### **c. Barreras Reactivas Permeables (BRP)**

Shabalala y Masindi (2022) describieron las Barreras Reactivas Permeables (BRPs) como zonas subterráneas construidas con materiales reactivos (como caliza, zeolitas, hierro de valencia cero, materia orgánica) que interceptan el flujo de agua subterránea contaminada. A medida que el agua atraviesa la barrera, los contaminantes son removidos por precipitación, adsorción, intercambio iónico o degradación. En este contexto, estos autores señalan las zeolitas por poseer sus propiedades de intercambio

iónico y adsorción, pueden ser un componente clave en BRPs diseñadas para la remoción de cationes metálicos.

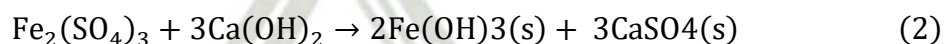
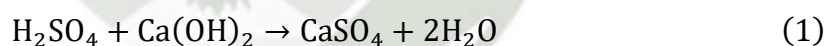
### 2.2.6.3 Principios de los tratamientos activos

Chen et al. (2022) explicaron que el tratamiento activo más común y fundamental para el DAM es la neutralización química. Este proceso implica la adición de un reactivo alcalino para elevar el pH del agua ácida. Al aumentar el pH, se neutraliza la acidez libre ( $H^+$ ) y se promueve la hidrólisis y precipitación de los metales disueltos, principalmente como hidróxidos o carbonatos metálicos. Los reactivos alcalinos más utilizados son:

Los reactivos alcalinos más utilizados son:

**a. Cal viva (óxido de calcio,  $CaO$ ) o cal hidratada (hidróxido de calcio,  $Ca(OH)_2$ )**

Son los más comunes debido a su efectividad, son de bajo costo y mayor disponibilidad. La cal reacciona con la acidez y precipita los metales. Por ejemplo, la neutralización de la acidez y la precipitación del Fe férrico serían:



Una desventaja es la generación de grandes volúmenes de lodo, principalmente yeso ( $CaSO_4 \cdot 2H_2O$ ) y los hidróxidos metálicos, que requieren una gestión y disposición cuidadosa (Geng et al., 2024).

**b. Piedra caliza (carbonato de calcio,  $CaCO_3$ )**

Es más barata que la cal, pero su reactividad es menor y es menos efectiva para elevar el pH por encima de 6 - 7. Además, puede sufrir colmatación ("armoring") si se

forma una capa de hidróxido de hierro sobre su superficie, impidiendo una mayor disolución (Fu et al., 2023).

**c. Soda cáustica (hidróxido de sodio, NaOH) y Ceniza de soda (carbonato de sodio, Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>)**

Son más costosas que la cal, pero producen menos lodo y pueden alcanzar pH más altos si es necesario. Son más fáciles de manejar y dosificar en algunos casos (Hassas et al., 2021).

El proceso de neutralización activa generalmente se lleva a cabo en tanques de reacción con agitación, seguido de etapas de sedimentación o clarificación para separar los sólidos precipitados del agua tratada. A menudo se requieren múltiples etapas para optimizar la precipitación secuencial de diferentes metales, ya que cada uno precipita en un rango de pH óptimo diferente. Por ejemplo, el Fe<sup>3+</sup> precipita a pH bajo (alrededor de 3.5), seguido por el Al<sup>3+</sup> (alrededor de 5.0-5.5), y luego otros metales como Cu<sup>2+</sup>, Zn<sup>2+</sup> a pH más altos. El Mn<sup>2+</sup> requiere un pH considerablemente más alto (por encima de 9.0-9.5) para su precipitación efectiva como hidróxido, o la adición de un oxidante (Fu et al., 2023).

Aunque la neutralización química es la base, Hassas et al. 2021 señalaron que otros procesos activos pueden incluir la oxidación (para convertir Fe<sup>2+</sup> a Fe<sup>3+</sup> antes de la precipitación, o para oxidar Mn<sup>2+</sup>), la reducción, el intercambio iónico con resinas sintéticas, la ósmosis inversa, o la electrocoagulación. Estos autores añaden que estos últimos suelen ser más costosos y se reservan para situaciones específicas o para pulir efluentes.

***2.2.6.4 Adsorción como Proceso de Tratamiento para Remoción de Metales***

Dube et al. (2024) describieron la adsorción como un proceso de separación de fases de una fase fluida (líquido o gas), denominados adsorbatos (en este caso, los iones

metálicos disueltos), son transferidos y retenidos sobre la superficie de un material sólido poroso, denominado adsorbente (como la zeolita). Señalan que este proceso es ampliamente estudiado y utilizado para la remoción de contaminantes de aguas residuales, incluyendo los metales pesados presentes en el DAM, debido a su potencial eficacia, versatilidad y, en el caso de adsorbentes naturales o de bajo costo, su viabilidad económica.

#### ***2.2.6.5 Fundamentos de la adsorción (adsorbato, adsorbente, interfase)***

Dube et al. (2024) explicaron que el fenómeno de adsorción ocurre en la interfase entre la fase fluida (solución acuosa de DAM) y la fase sólida (el adsorbente). Las moléculas o iones del adsorbato se acumulan en la superficie del adsorbente eso se debe a la presencia de fuerzas de atracción superficiales no equilibradas en el sólido. Según estos autores, el adsorbente ideal para la remoción de metales del DAM debería poseer una alta  $S_{BET}$ , una estructura porosa adecuada para permitir el acceso de los iones metálicos a los sitios activos, una alta afinidad por los metales de interés, estabilidad química en el medio ácido y ser fácilmente regenerable o de bajo costo para su disposición final. Aboli et al. (2020) mencionaron que la capacidad de adsorción se refiere a la cantidad de adsorbato que puede ser retenido por unidad de masa o volumen del adsorbente. Cuando la superficie del adsorbente ya no puede retener más adsorbato bajo las condiciones dadas, se dice que ha alcanzado el equilibrio o la saturación.

#### ***2.2.6.6 Tipos de adsorción: fisisorción y quimisorción***

##### **a. Fisisorción (adsorción física)**

Las fuerzas intermoleculares débiles, principalmente las fuerzas de Van der Waals, entre la superficie del adsorbente y las moléculas del adsorbato son la causa de ello. Yadav et al. (2021) describieron este proceso como generalmente reversible (el adsorbato puede ser fácilmente desorbido al cambiar las condiciones, como la

temperatura o la presión/concentración), no específico (muchas moléculas pueden adsorberse si las fuerzas son favorables), y con una energía de adsorción relativamente baja (típicamente del orden de 20-40 kJ/mol). En la superficie del adsorbente, la fisisorción puede tener lugar en varias capas.

#### **b. Quimisorción (adsorción química)**

Yadav et al. (2021) describieron que la quimisorción es el proceso por el cual el adsorbato y la superficie del adsorbente generan enlaces químicos covalentes o iónicos. Señalan que este proceso es mucho más específico que la fisisorción, a menudo irreversible o requiere condiciones energéticas para la desorción, y la energía de adsorción es significativamente mayor (típicamente del orden de 80-400 kJ/mol), similar a la energía de una reacción química. Además, indican que la quimisorción está limitada a la formación de una monocapa en la superficie del adsorbente, ya que involucra sitios activos específicos.

#### **2.2.6.7 Factores que afectan la eficiencia de la adsorción**

##### **a. pH de la solución**

Según Takeda et al. (2024) el pH es uno de los parámetros más críticos en la adsorción, ya que afecta tanto la carga superficial del adsorbente como la especiación de los iones metálicos en solución. Explicaron que, para la adsorción de cationes metálicos, generalmente se observa una mayor eficiencia a pH más altos (pero por debajo del pH de precipitación del metal), porque la competencia con los protones ( $H^+$ ) por los sitios de adsorción disminuye y la superficie del adsorbente puede volverse más negativamente cargada.

##### **b. Temperatura**

Zheng et al. (2021) explicaron que la temperatura puede influir en la solubilidad del adsorbato, la viscosidad de la solución, la energía cinética de las moléculas y la

naturaleza del proceso de adsorción (endotérmico o exotérmico). Señalaron que un aumento de la temperatura puede favorecer la adsorción si el proceso es endotérmico y la movilidad de los iones aumenta, pero puede disminuirla si es exotérmico o si causa desorción.

#### **c. Dosis de adsorbente**

Ahmadijokani et al. (2022) indicaron que, a menudo se consigue un mayor porcentaje de eliminación de metales aumentando la cantidad de adsorbente (manteniendo un volumen y una concentración fijos de la solución), ya que esto aumenta el número de sitios de adsorción accesibles. Sin embargo, señalaron que, dado que no todos los sitios están saturados, la cantidad de metal absorbido por unidad de masa de adsorbente (capacidad de adsorción) puede disminuir a dosis muy altas. (Aboli et al., 2020).

#### **d. Tiempo de contacto**

La adsorción es un proceso dependiente del tiempo. Inicialmente, la tasa de adsorción es rápida debido a la gran cantidad de sitios activos disponibles. Con el tiempo, la tasa disminuye a medida que los sitios se saturan, hasta que se alcanza el equilibrio, momento en el cual ya no hay una remoción neta significativa del adsorbato como mencionó. El tiempo necesario para alcanzar el equilibrio varía según el sistema (Zheng et al., 2021).

#### **e. Concentración inicial del contaminante**

Hasta que se alcanza la capacidad máxima de adsorción, un aumento en la concentración inicial de metal suele provocar un aumento en la cantidad de metal adsorbido por unidad de masa de adsorbente a una dosis fija de adsorbente. Sin embargo, si el número de sitios activos es limitado, el porcentaje de eliminación podría disminuir a concentraciones iniciales muy altas (Aboli et al., 2020).

#### **f. Naturaleza del adsorbente y adsorbato**

Las propiedades intrínsecas del adsorbente ( $S_{BET}$ , tamaño y distribución de poros, química superficial, presencia de grupos funcionales), del adsorbato (tamaño iónico, carga, potencial de hidratación, afinidad por el adsorbente) son fundamentales para determinar la selectividad y la capacidad de adsorción (Takeda et al., 2024).

#### **2.2.7 Modelos Cinéticos de Adsorción**

Los estudios cinéticos describen la tasa de adsorción, es decir, la velocidad con la que el adsorbato es removido de la solución por el adsorbente y proporcionan información sobre el mecanismo que controla el proceso (ej. difusión externa, difusión intraparticular, reacción en la superficie (Revellame et al., 2020).

##### **a. Modelo de pseudo-primer orden (Lagergren)**

asume que el número de sitios vacíos es proporcional a la tasa de ocupación de los sitios de adsorción. Se utiliza con frecuencia cuando la difusión es el paso limitante y en las primeras fases de la adsorción (Revellame et al., 2020).

##### **b. Modelo de pseudo-segundo orden (Ho y McKay)**

Se parte del supuesto de que la velocidad de adsorción está relacionada con el cuadrado del número de sitios vacíos, lo que implica que la fase limitante de la velocidad puede ser la quimisorción o la participación de dos sitios activos. Una gran variedad de datos cinéticos de adsorción de metales suele ajustarse bien a este modelo (Hassan et al., 2022)

##### **c. Ecuación de Elovich**

Originalmente desarrollada para la quimisorción de gases en sólidos, describe sistemas donde la energía de activación para la quimisorción aumenta linealmente con el grado de recubrimiento de la superficie o donde la superficie es energéticamente heterogénea (Revellame et al., 2020).

### **2.2.8 Zeolitas como Material Adsorbente**

Los tetraedros  $[\text{SiO}_4]^{4-}$  y  $[\text{AlO}_4]^{5-}$  conectados en sus vértices por átomos de oxígeno compartidos forman la estructura tridimensional de las zeolitas, que son aluminosilicatos cristalinos (Feng et al., 2023). La presencia de cationes intercambiables (como  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$ ) en los canales y cavidades de la estructura equilibra la carga negativa neta creada por la sustitución isomórfica del aluminio ( $\text{Al}^{3+}$ ) por el silicio ( $\text{Si}^{4+}$ ) en la red tetraédrica. Junto con las moléculas de agua, estos cationes llenan los poros del material y pueden intercambiarse por otros cationes en una solución externa (Ramírez, 2022).

#### **2.2.8.1 Estructura cristalina tridimensional y sistema poroso**

La característica más distintiva de las zeolitas es su estructura altamente ordenada y porosa a nivel molecular. El ensamblaje de los tetraedros de sílice y alúmina forma una red tridimensional abierta que contiene canales y cavidades de dimensiones moleculares uniformes y bien definidas (típicamente entre 0.3 y 1.2 nanómetros de diámetro). Estos poros interconectados crean un vasto sistema de microporos internos, lo que resulta en una gran área superficial interna accesible a moléculas y iones de tamaño adecuado (Dabbawala et al., 2020).

#### **2.2.8.2 Clasificación según su origen (naturales y sintéticas) y estructura**

##### **a. Zeolitas Naturales**

Se forman en la naturaleza a través de procesos geológicos, comúnmente por la alteración de cenizas volcánicas (tobas vítreas) o rocas ígneas en ambientes acuáticos (lagos salinos, sedimentos marinos profundos, suelos alcalinos) o por diagénesis a baja temperatura y presión. Existen más de 60 especies de zeolitas naturales reconocidas, siendo algunas de las más comunes la clinoptilolita, mordenita, chabazita, erionita, ferrierita y filipsita. Los yacimientos de zeolitas naturales se encuentran en muchas partes

del mundo y suelen ser explotadas a bajo costo. Sin embargo, su pureza y composición pueden variar significativamente entre diferentes depósitos e incluso dentro de un mismo depósito (Feng et al., 2023).

### **b. Zeolitas Sintéticas**

Se producen industrialmente bajo condiciones controladas de laboratorio o planta piloto, generalmente a partir de geles de sílice-alúmina en presencia de agentes directores de estructura (ADS) y bajo condiciones hidrotérmicas. Se han sintetizado más de 250 tipos estructurales de zeolitas sintéticas, muchas de las cuales no tienen un análogo natural. Las zeolitas sintéticas (como la Zeolita A, Zeolita X, Zeolita Y, ZSM-5) suelen tener una mayor pureza, una estructura de poros más uniforme y propiedades más específicas que las naturales, pero su costo de producción es considerablemente mayor (Abukhadra et al., 2020).

#### ***2.2.9 Propiedades Fundamentales de las Zeolitas Naturales***

##### ***2.2.9.1 Capacidad de intercambio catiónico (CIC)***

Esta es una de las propiedades más importantes del adsorbente para la remoción de metales. La carga negativa del armazón aluminosilicato, originada por la sustitución de  $\text{Si}^{4+}$  por  $\text{Al}^{3+}$ , es compensada por cationes extra-red (como  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ) que están débilmente unidos y pueden ser intercambiados por los cationes presentes en una solución acuosa, como los iones de metales ( $\text{Fe}^{2+/3+}$ ,  $\text{Al}^{3+}$ ,  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$ ,  $\text{Pb}^{2+}$ , etc. (Ramírez, 2022). La CIC se expresa comúnmente en miliequivalentes por gramo (meq/g) o por 100 gramos (meq/100g) de zeolita. La magnitud de la CIC depende principalmente de la relación Si/Al en el armazón (una menor relación Si/Al implica más sustituciones de Al y por lo tanto, una mayor carga negativa y mayor CIC) y del tipo de cationes de compensación presentes originalmente (Wangi et al., 2023).

### ***2.2.9.2 Área superficial específica $S_{BET}$ y porosidad***

Las zeolitas poseen una gran área superficial interna debido a su estructura microporosa. Esta área superficial, que puede variar desde decenas hasta varios cientos de metros cuadrados por gramo ( $m^2/g$ ), proporciona una mayoría de sitios disponibles para la adsorción de iones y moléculas. El tamaño y la interconectividad de los poros son también cruciales, ya que deben ser lo suficientemente grandes para permitir el acceso de los iones metálicos hidratados a los sitios de intercambio o adsorción en el interior de la estructura. La distribución del tamaño y el volumen total de poro son parámetros importantes que caracterizan la accesibilidad de la estructura zeolítica (Ramírez, 2022).

### ***2.2.9.3 Selectividad iónica***

Aunque las zeolitas pueden intercambiar una amplia variedad de cationes, a menudo muestran una preferencia o selectividad por ciertos iones sobre otros. Esta selectividad es dependiente de factores, incluyendo el tamaño del ion hidratado, su carga, la densidad de carga del almacén zeolítico, la geometría de los poros y canales de la zeolita, y la concentración de los iones en solución. Por ejemplo, algunas zeolitas muestran alta selectividad por cationes grandes de baja carga como  $Cs^+$  y  $Sr^{2+}$ , mientras que otras pueden tener afinidad por metales de transición. La selectividad es una propiedad deseable ya que permitiría, en teoría, remover metales específicos de una solución compleja como el DAM, aunque en la práctica, la competencia iónica es un factor que considerar (Dabbawala et al., 2020).

### ***2.2.9.4 Estabilidad química y térmica***

Las zeolitas naturales son generalmente estables en un rango relativamente amplio de condiciones de pH y temperatura. Su almacén aluminosilicato es resistente, aunque la estabilidad puede variar según el tipo de zeolita y la relación Si/Al. Zeolitas con una mayor relación Si/Al tienden a ser más estables en ambientes ácidos y a temperaturas más

altas. La estabilidad en el medio ácido del DAM es una consideración importante, ya que una disolución significativa del armazón (dealuminación) podría liberar aluminio estructural y reducir la capacidad de adsorción del material. La estabilidad térmica permite que las zeolitas puedan ser regeneradas mediante calentamiento en algunos casos, aunque esto puede no ser viable para todos los tipos de adsorbatos o económicamente factible a gran escala (Mancinelli et al., 2023).

### ***2.2.9.5 Hidrofilicidad/hidrofobicidad***

Las zeolitas, debido a la presencia de aluminio en su estructura y los cationes de compensación, son generalmente materiales hidrofílicos, lo que significa que tienen una afinidad por el agua. Esto facilita la interacción con soluciones acuosas y la hidratación de los cationes intercambiables. La hidrofilicidad es importante para la adsorción de iones metálicos de soluciones acuosas también la relación Si/Al también influye en este carácter; zeolitas con muy alta relación Si/Al (dealuminadas o puramente silíceas, más comunes, en síntesis) pueden volverse hidrofóbicas y ser útiles para adsorber compuestos orgánicos no polares. Para el tratamiento del DAM, el carácter hidrofílico de las zeolitas naturales es generalmente ventajoso (Wang et al., 2021).

### ***2.2.10 Tipos de Zeolitas Naturales***

#### ***2.2.10.1 Características distintivas y composición fisicoquímica***

##### **a. Clinoptilolita**

Es una de las zeolitas naturales más abundantes y estudiadas para la adsorción de cationes. Pertenece al grupo estructural HEU (Heulandita) y se caracteriza por tener una alta relación Si/Al (típicamente entre 4 y 5.5), lo que le confiere una buena estabilidad química, especialmente en ambientes ácidos moderados, y una selectividad notable por cationes grandes como el ( $\text{NH}_4^+$ ), ( $\text{K}^+$ ), ( $\text{Cs}^+$ ) y ( $\text{Sr}^{2+}$ ), aunque también muestra capacidad para adsorber metales pesados como ( $\text{Pb}^{2+}$ ), ( $\text{Cd}^{2+}$ ), ( $\text{Zn}^{2+}$ ) y ( $\text{Cu}^{2+}$ ) (Grifasi et al., 2024).

Su estructura presenta un sistema de canales tridimensional, aunque con algunas restricciones. Los cationes de compensación más comunes en la clinoptilolita son  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$ . Su capacidad de intercambio catiónico (CIC) suele variar entre 1.5 y 2.5 meq/g, dependiendo de su pureza y origen (Abukhadra et al., 2020).

#### **b. Mordenita**

Pertenece al grupo estructural MOR y también es relativamente común. Posee una relación Si/Al típicamente alrededor de 5, lo que también le otorga una buena estabilidad ácida y térmica. La estructura de la mordenita contiene un sistema de canales paralelos, algunos más grandes y otros más pequeños, lo que puede influir en la difusión de los iones (Narayanan, et al., 2020). Es conocida por su afinidad por cationes de diversos tamaños y también se ha utilizado para la remoción de metales. Sus cationes de compensación son similares a los de la clinoptilolita ( $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ). Su CIC es generalmente comparable o ligeramente inferior a la de la clinoptilolita.

#### **c. Chabazita**

Pertenece al grupo estructural CHA y tiene una relación Si/Al más baja que la clinoptilolita y la mordenita (típicamente entre 2 y 3.5), lo que resulta en una mayor densidad de carga negativa en el armazón y, potencialmente, una mayor CIC (a menudo superior a 2 meq/g). Su estructura presenta grandes cavidades interconectadas por ventanas de poro de tamaño medio, lo que facilita el acceso de los iones. Es conocida por su alta capacidad de intercambio para varios cationes, incluyendo metales pesados. Sin embargo, su menor relación Si/Al puede hacerla algo menos estable en condiciones muy ácidas en comparación con zeolitas más silíceas. El calcio suele ser un catión de compensación predominante en muchas chabazitas naturales. (Ahmadi et al., 2023)

#### **2.2.10.2 Yacimientos importantes a nivel mundial y en Perú**

Según el artículo Velarde et al. (2023) informan que los yacimientos de zeolitas naturales, especialmente de clinoptilolita, se encuentran en numerosos países alrededor

del mundo. Algunos de los productores y poseedores de reservas más importantes incluyen Estados Unidos (con grandes depósitos en el oeste), Cuba, China, Japón, Turquía, Eslovaquia, Hungría, Italia y Nueva Zelanda. Estos depósitos suelen estar asociados a la alteración de rocas volcánicas tobáceas de edad Cenozoica.

En el Perú, también se han identificado y explotado yacimientos de zeolitas naturales, principalmente clinoptilolita y mordenita. Estos depósitos se encuentran mayoritariamente en la región sur del país, asociados a formaciones volcánicas. Algunas zonas con reportes o explotación de zeolitas incluyen la región de Arequipa (donde se han descrito depósitos de clinoptilolita y mordenita en las formaciones Huaylillas y Sencca), también en la región de puno (Valdivia et al., 2021).

### 2.2.11 Mecanismos de Remoción de Fe y Al por Zeolitas

La remoción de iones metálicos como el hierro (Fe) y el aluminio (Al) del DAM por zeolitas naturales es un proceso complejo que puede involucrar la superposición de varios mecanismos fisicoquímicos. La contribución relativa de cada mecanismo dependerá de las características de la zeolita (tipo, composición, CIC, área superficial, pH<sub>pzc</sub>), las propiedades del DAM (pH, concentración inicial de Fe y Al, presencia de otros iones) y las condiciones de operación (temperatura, tiempo de contacto, relación sólida/líquido) (Lobo-Recio et al., 2020).

#### Intercambio iónico general:

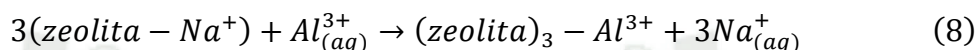


#### Ecuación para Fe<sup>2+</sup> y Fe<sup>3+</sup>:





**Ecuación para Al<sup>3+</sup>:**



Debido a su estructura cristalina, compuesta por tetraedros de SiO<sub>4</sub> y AlO<sub>4</sub>, las ecuaciones demuestran que la zeolita natural funciona como un intercambiador de iónico. En el esqueleto de aluminosilicato, cada vez que el Si<sup>4+</sup> es sustituido por Al<sup>3+</sup>, la red experimenta una carga negativa neta. Los cationes móviles (Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup> y Mg<sup>2+</sup>) contenidos en los canales y cavidades de la zeolita equilibran esta carga para preservar la neutralidad eléctrica. Los cationes de baja carga (Na<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup>) se desplazan y se liberan en la solución cuando la zeolita entra en contacto con el AMD, mientras que los cationes de metales pesados (Fe<sup>2+</sup>, Fe<sup>3+</sup> y Al<sup>3+</sup>) presentes en el AMD ocupan su lugar dentro de la estructura de la zeolita (Moreno & Palacios, 2017).

- Na<sup>+</sup> intercambian con un Fe<sup>2+</sup> y 3 Na<sup>+</sup> con un Fe<sup>3+</sup> o un Al<sup>3+</sup> en la forma sodica.
- 1 Ca<sup>2+</sup> se intercambia con un Fe<sup>2+</sup> en forma calcica, mientras que 1,5 Ca<sup>2+</sup> se intercambia con Fe<sup>3+</sup> o Al<sup>3+</sup>.

Los grupos funcionales de la superficie de la zeolita ( $\equiv Si-O^-$  y  $\equiv Al-O^-$ ) tienen la capacidad de adsorber físicamente o formar complejos superficiales con cationes metálicos, lo que mejora su capacidad de eliminación, además del intercambio iónico. La zeolita natural es muy eficaz para eliminar metales como Al, Fe, Cu, Zn, Pb, Mn y Cd del

drenaje ácido de minas gracias a su doble proceso (intercambio iónico + adsorción superficial) (Legorreta et al., 2024).

En la zona minera de Chumbivilcas, las condiciones meteorológicas ejercen una influencia directa sobre la intensidad y evolución del drenaje ácido de mina. La precipitación constituye el principal agente desencadenante del proceso, ya que el agua de lluvia se infiltra en los depósitos mineros y reactiva la oxidación de minerales sulfurados, principalmente pirita ( $\text{FeS}_2$ ). Esta reacción produce ácido sulfúrico, disminuye el pH. Donaires et al. (2024) mencionaron que las condiciones meteorológicas son un factor trascendental en Huancavelica las bajas temperaturas y las lluvias intensas fueron los factores importantes.

La humedad relativa también cumple un papel importante al mantener las superficies minerales constantemente húmedas, lo que permite la continuidad de las reacciones oxidativas incluso sin lluvia directa (Keller et al., 2025). Este ambiente favorece la actividad de bacterias oxidantes como *Acidithiobacillus ferrooxidans*, que aceleran la generación de ácido y la liberación de metales. En consecuencia, el drenaje ácido puede persistir incluso en periodos intermedios entre lluvias. Por su parte, la radiación solar influye en la temperatura y en la evaporación del agua contenida en los relaves. En horas de alta radiación, la evaporación provoca la concentración de los metales disueltos, mientras que las variaciones térmicas modifican la tasa de reacción de los procesos de oxidación (Donaires et al., 2024). Estas condiciones alteran la eficiencia de adsorción de la zeolita, ya que la concentración iónica, el pH y la temperatura afectan la capacidad de intercambio catiónico del material.

### **2.2.11.1 Intercambio iónico**

El intercambio iónico es generalmente considerado el principal mecanismo de remoción de cationes metálicos por las zeolitas. Los cationes de compensación presentes en los canales y cavidades de la zeolita (ej.  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ) son intercambiados estequiométricamente por los cationes metálicos disueltos en el DAM, como  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Fe}^{3+}$  (si está presente en forma catiónica soluble a pH bajos) y  $\text{Al}^{3+}$ . La zeolita muestra una cierta selectividad por diferentes cationes, que está influenciada por factores como la carga del ion, su radio iónico hidratado y la energía de hidratación, así como por las propiedades estructurales de la zeolita. Por ejemplo, iones con mayor carga y menor radio hidratado pueden ser preferentemente intercambiados. La eficiencia del intercambio iónico dependerá de la CIC de la zeolita y de la concentración de los metales en solución (Wangi et al., 2023).

### **2.2.11.2 Adsorción en sitios activos superficiales**

El intercambio iónico que ocurre predominantemente en los microporos internos, la superficie externa de las partículas de zeolita y las aberturas de los poros también pueden poseer sitios activos capaces de adsorber iones metálicos. Estos sitios pueden ser grupos hidroxilo superficiales ( $\text{Si-OH}$  o  $\text{Al-OH}$ ) que pueden protonarse o desprotonarse dependiendo del pH de la solución, afectando la carga superficial de la zeolita (determinada por su punto de carga cero,  $\text{pH}_{\text{pzc}}$ ). A pH por encima del  $\text{pH}_{\text{pzc}}$ , la superficie tiende a estar cargada negativamente, favoreciendo la adsorción de cationes metálicos por interacciones electrostáticas. A pH por debajo del  $\text{pH}_{\text{pzc}}$ , la superficie es positiva, lo que podría repeler cationes, aunque la adsorción aún podría ocurrir a través de la formación de complejos superficiales o por otros mecanismos si la afinidad es alta (Wangi et al., 2023). La adsorción superficial puede ser tanto fisisorción (debido a fuerzas

de Van der Waals o electrostáticas débiles) como quimisorción (implicando la formación de enlaces más fuertes con los sitios superficiales) (Lobo-Recio et al., 2020).

**Tabla 1**

*Criterios de selección de la zeolita para el tratamiento de DAM*

<b>Criterio de selección</b>	<b>Aspecto evaluado</b>	<b>Descripción técnica</b>
<b>Tipo de zeolita</b>	Natural	La elección depende de su estructura cristalina y su composición; las naturales (como clinoptilolita o mordenita) son más económicas y estables.
<b>Composición química</b>	Relación Si/Al y pureza mineral	Una alta proporción de sílice respecto al aluminio favorece la estabilidad estructural y la resistencia química frente a soluciones ácidas.
<b>Capacidad de intercambio catiónico (CEC)</b>	meq/100 g	Expresa la cantidad de cationes que la zeolita puede retener; valores elevados indican una mejor eficiencia en la remoción de metales pesados.
<b>Tamaño de poro y área superficial</b>	nm y m <sup>2</sup> /g	Una amplia superficie específica y poros bien distribuidos facilitan el acceso de los iones metálicos al interior de la estructura adsorbente.

<p><b>Estabilidad química</b></p>	<p>pH de trabajo y resistencia a la disolución</p>	<p>Debe mantener su estructura y funcionalidad en medios ácidos o básicos sin desintegrarse ni liberar compuestos secundarios.</p>
<p><b>Disponibilidad local</b></p>	<p>Fuente o yacimiento cercano</p>	<p>Se prioriza la zeolita de procedencia regional para reducir costos de transporte y favorecer la sostenibilidad del proceso.</p>

Nota: tomade de “Highly efficient removal of aluminum, iron, and manganese ions using Linde type-A zeolite obtained from hazardous” por (Lobo-Recio et al., 2020; Wangi et al., 2023; Moreno & Palacios, 2017).

### **2.2.11.3 Precipitación inducida en la superficie de la zeolita debido a cambios de pH localizados**

Según Wangi et al., (2023) indicaron que, durante el proceso de intercambio iónico, la zeolita puede liberar cationes como  $\text{Na}^+$  o  $\text{K}^+$  y, en algunos casos, la interacción de los protones ( $\text{H}^+$ ) del DAM con la zeolita puede llevar a la disolución parcial del armazón o al intercambio de  $\text{H}^+$  por cationes de la zeolita, lo que podría causar un ligero aumento del pH en la microinterfase sólido-líquido, es decir, en la vecindad inmediata de la superficie de la zeolita. Este incremento localizado del pH, aunque sea sutil, podría ser suficiente para inducir la precipitación de hidróxidos de hierro (III) o aluminio si sus concentraciones superan el límite de solubilidad a ese pH interfacial modificado. Estos precipitados podrían entonces quedar retenidos en la superficie o en los macroporos de la zeolita. Este mecanismo sería más significativo si la zeolita tiene cierta capacidad de neutralización o si el pH inicial del DAM no es extremadamente bajo (Silva et al., 2021).

## 2.2.12 *Parámetros Analíticos para el DAM y Agua Tratada*

### 2.2.12.1 *pH, conductividad eléctrica (CE), potencial de óxido-reducción (ORP)*

#### a. pH

Utiliza una escala de 0 a 14 para determinar el grado de acidez o alcalinidad del agua. Es un parámetro clave en la DAM, ya que influye en la solubilidad y la especiación de los metales y muestra la concentración de iones de hidrógeno libres. Para medirlo se suele utilizar un medidor de pH calibrado. (Huaman et al., 2021).

#### b. Conductividad Eléctrica (CE)

La concentración total de sales o iones disueltos en el agua (TDS) está directamente relacionada con la capacidad del agua para conducir la corriente eléctrica. Debido a los cationes metálicos y los sulfatos disueltos, el DAM suele tener una CE elevada. Se mide con un medidor de conductividad. (Smith et al., 2022).

#### c. Potencial de Óxido-Reducción (ORP o Eh)

Mide el estado oxidante o reductor relativo de una solución acuosa. Es importante porque el ORP, junto con el pH, controla la especiación de elementos redox-sensibles como el ( $\text{Fe}^{2+}/\text{Fe}^{3+}$ ) y el manganeso, así como el arsénico y otros metaloides. Se mide con un electrodo de ORP (Smith et al., 2022).

### 2.2.12.2 *Sulfatos, acidez total, alcalinidad total*

#### a. Sulfatos ( $\text{SO}_4^{2-}$ )

Como se mencionó, son un componente mayoritario del DAM. Su concentración se puede determinar por varios métodos, incluyendo la turbidimetría (precipitación con cloruro de bario y medición de la turbidez), la cromatografía iónica, o métodos gravimétricos (Smith et al., 2022).

#### b. Acidez Total

Mide la capacidad total del agua para neutralizar una base fuerte hasta un pH de punto final específico (comúnmente pH 8.3). Se determina mediante titulación con una base estándar (ej. NaOH) utilizando un indicador de pH o un pH-metro. Incluye la acidez de los H<sup>+</sup> libres y la acidez proveniente de la hidrólisis de metales (Huaman et al., 2021).

### **c. Alcalinidad Total**

Mide la capacidad del agua para neutralizar un ácido fuerte hasta un pH de punto final específico (comúnmente pH 4.5). Se determina mediante titulación con un ácido estándar (ej. H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> o HCl) utilizando un indicador o un pH-metro. En el DAM no tratado, la alcalinidad suele ser cero o muy baja (Huaman et al., 2021).

#### **2.2.13 Contexto Geológico y Minero de Chumbivilcas**

##### **2.2.13.1 Geología regional y local de la provincia de Chumbivilcas**

La provincia de Chumbivilcas se enmarca dentro del denominado Cinturón de Cobre del Sur del Perú, una de las franjas metalogenéticas más importantes del país y del mundo, que alberga grandes yacimientos de pórfidos de cobre-molibdeno y depósitos relacionados tipo skarn y epitermales. La geología regional está dominada por la presencia de rocas sedimentarias mesozoicas (principalmente del Grupo Yura y la Formación Ferrobamba, esta última con importantes secuencias de calizas), rocas volcánicas cenozoicas (como las del Grupo Tacaza y Grupo Barroso) y cuerpos intrusivos también cenozoicos, principalmente del Batolito Andahuaylas-Yauri, de composición predominantemente granodiorítica a tonalítica, al cual se asocian muchos de los principales yacimientos de la región (Zulliger & Flores, 2023).

Estructuralmente, la zona ha sido afectada por múltiples fases de deformación andina, lo que ha resultado en un complejo sistema de fallas y pliegues que han controlado el emplazamiento de los cuerpos intrusivos y la mineralización. A nivel local, dentro de Chumbivilcas, la geología específica variará, pero se espera encontrar estas unidades

regionales con sus particularidades litológicas y estructurales locales, las cuales dictan la distribución de los minerales primarios y las zonas susceptibles a la alteración y mineralización (Hudbay Minerals Inc., 2021).

## 2.3 Marco legal nacional e internacional

### 2.3.1 Marco legal nacional

- **Ley General del Ambiente – Ley N.º 28611:** La Ley General del Ambiente constituye el marco normativo fundamental que rige la gestión ambiental en el Perú. Esta ley establece que toda actividad económica debe garantizar la preservación del equilibrio ecológico y la protección de los recursos naturales incluyendo los cuerpos hídricos afectados por actividades mineras. Específicamente en sus artículos 68 y 69, establece el deber de prevenir, mitigar y remediar impactos ambientales negativos generados por residuos peligrosos y efluentes contaminantes como el DAM ( Del Ambiente, 2005).
- **Reglamento de la Ley General del Ambiente – Decreto Supremo N.º 028-2017-MINAM:** Este reglamento desarrolla los principios y disposiciones contenidas en la Ley N.º 28611 y establece los parámetros ECA y LMP para vertimientos industriales, incluyendo los provenientes de la minería. Según el reglamento, los efluentes líquidos deben mantener un rango de pH entre 6.5 y 8.5 y contener concentraciones de metales pesados por debajo de valores específicos para proteger la salud humana y los ecosistemas acuáticos (MINAM, 2017). El reglamento también exige la implementación de sistemas de tratamiento de aguas ácidas y obliga a las empresas a presentar informes anuales de monitoreo ambiental al OEFA.
- **Ley de Gestión Integral de los Recursos Hídricos – Ley N.º 29338:** Esta ley reconoce al agua como un recurso natural de carácter estratégico, por lo que su

gestión debe garantizar su sostenibilidad cantidad y calidad. El artículo 92 obliga a los usuarios industriales a tratar sus aguas residuales antes de su descarga de manera que no afecten negativamente la calidad del recurso hídrico disponible para otros usos. En el caso del DAM, la ley otorga al Estado la facultad de intervenir para remediar pasivos ambientales que pongan en riesgo cuerpos de agua de uso poblacional agrícola o ecológico, como es frecuente en zonas mineras de la sierra peruana (ANA, 2019).

- **Ley que regula los Pasivos Ambientales de la Actividad Minera – Ley N.º 28271:** Esta normativa se refiere específicamente a los pasivos ambientales generados por la minería entre ellos el DAM. Establece que los titulares responsables deberán asumir los costos de identificación, evaluación, control y remediación de estos pasivos bajo supervisión del MINEM y la OEFA. Por otro lado, la ley promueve el uso de tecnologías limpias y sostenibles favoreciendo métodos que no generen impactos secundarios negativos lo que incentiva la búsqueda de soluciones innovadoras para el tratamiento de DAM (Alegre, 2009).
- **Directiva para la Gestión de Pasivos Ambientales Mineros – N.º 001-2019-MINEM/DGAAM:** Esta directiva actualiza los criterios técnicos para la identificación y priorización incluyendo la remediación de PAS. En esta se señala expresamente que el tratamiento del ECA debe cumplir con principios de sostenibilidad, efectividad, y adaptabilidad al medio geográfico. Promueve el uso de tecnologías pasivas como los humedales artificiales y reactores anaerobios para el tratamiento de drenaje ácido siempre y cuando cuenten con soporte técnico y evidencia científica de su efectividad (MINEM, 2019).

### 2.3.2 *Marco legal internacional*

- **Directiva 2006/21/CE del Parlamento Europeo sobre la gestión de residuos de industrias extractivas:** Esta normativa establece los requisitos para el manejo ambientalmente seguro de residuos mineros, incluyendo aquellos que generan drenaje ácido. Exige que los Estados miembros de la Unión Europea desarrollen planes de gestión de residuos con enfoque preventivo incorporando la evaluación del potencial de generación de DAM su monitoreo a largo plazo, y la remediación activa o pasiva mediante tecnologías certificadas. Por otra parte, aquí se estipula que toda empresa minera debe presentar estudios geotécnicos y geoquímicos que respalden la elección del tratamiento propuesto para sus efluentes ácidos (Unión Europea, 2006).
- **Directiva Marco del Agua – 2000/60/CE:** Según Martínez-Haro et al. (2022) esta norma busca alcanzar el buen estado ecológico y químico de todas las masas de agua en la Unión Europea promoviendo una gestión integral basada en cuencas hidrográficas. En lo referido al DAM, obliga a reducir progresivamente las descargas de metales pesados y otras sustancias peligrosas persistentes mediante tecnologías adecuadas y exige a las autoridades ambientales realizar inspecciones periódicas para garantizar la calidad del agua en zonas mineras.
- **Normas de Desempeño de la IFC – Performance Standard 3: Resource Efficiency and Pollution Prevention:** Esta norma internacional es utilizada como referencia por bancos multilaterales y fondos de inversión en proyectos mineros y exige que los proponentes identifiquen fuentes de contaminación como el DAM y apliquen las mejores técnicas disponibles para prevenir o mitigar sus impactos. La IFC prioriza el uso de tecnologías de tratamiento que reduzcan la carga contaminante a niveles aceptables según los límites de la OMS y la

legislación local, promoviendo prácticas de economía circular, reutilización de metales y recuperación de agua (IFC, 2020).

- **Convenio de Minamata sobre el Mercurio (2013):** Aunque enfocado en el mercurio este tratado internacional subraya la necesidad de mitigar la contaminación de cuerpos hídricos por metales pesados, promoviendo la eliminación progresiva de prácticas contaminantes asociadas a la minería. Su enfoque preventivo y de gestión del ciclo de vida de contaminantes peligrosos es compatible con el tratamiento de DAM que suele contener metales como Cu, Pb y Zn que pueden bioacumularse de forma similar al mercurio (Bank, 2020).





### 3 METODOLOGÍA

#### 3.1 Tipo y nivel de investigación

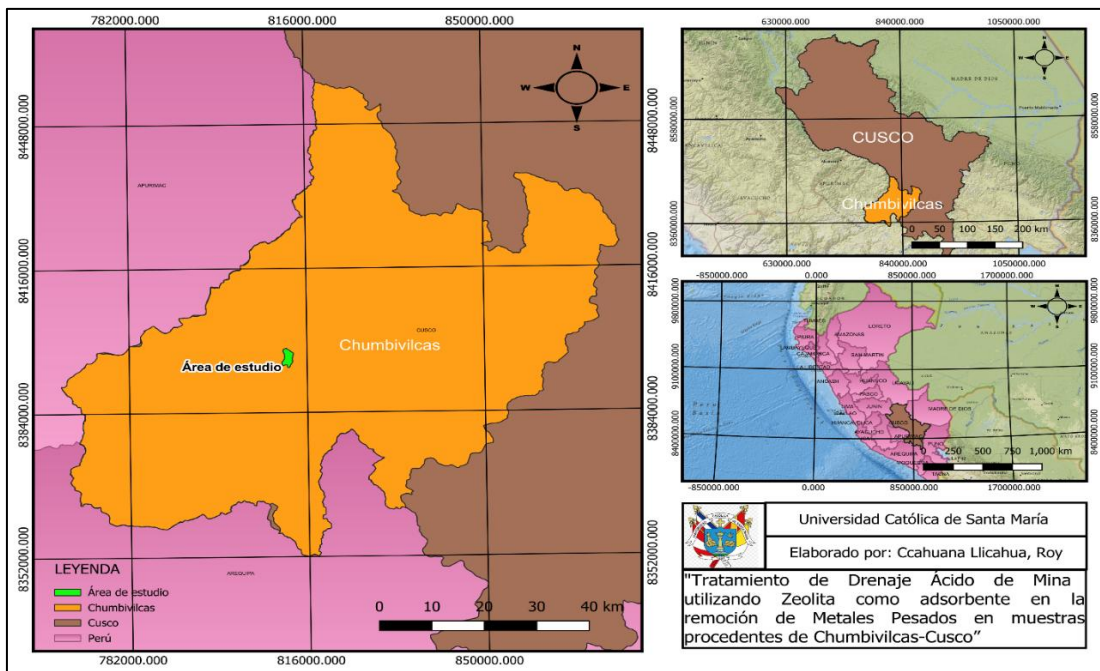
Esta investigación fue de tipo aplicada, porque buscó generar conocimientos nuevos de una información previa, permitiendo plantear soluciones concretas a un problema identificado. Desde un enfoque cuantitativo el diseño metodológico fue experimental y dentro de la clasificación correspondió a experimental básica o pura, eso se debe al control de su variable independiente que fue palpada, manipulada con el fin de observar el cambio en la variable dependiente (Hernández et al., 1997).

#### 3.2 Área de estudio

El área donde se desarrolló el estudio está situada en la provincia de Chumbivilcas Cusco, geográficamente se encuentra al sureste de la región, el área de estudio se encuentra a 13 km de distancia aproximadamente, con una altitud que varía entre los (3500 a 3600) m.s.n.m. presenta temperatura promedio anual de (5 a 23) °C, la radiación solar se encuentra entre (4.7 a 6) kWh/m<sup>2</sup>/dia, precipitación pluvial promedio anual de 800 a 1000 mm, la humedad relativa varia de (50 a 70) %, la velocidad del viento presenta aproximadamente de (10 a 15) km/h finalmente la estacionalidad época seca de mayo a septiembre y época húmeda de octubre a abril. (ver Figura 1).

**Figura 1**

*Mapa del área de estudio en la provincia de Chumbivilcas-Cusco, donde se colectó la muestra de DAM.*



Nota: Elaboración propia

## Población y muestra

La población en esta investigación fue constituida por el volumen total de DAM, proveniente de uno de los pasivos ambientales que se encuentra situado en la provincia de Chumbivilcas Cusco.

## Muestra

La muestra, estuvo constituida por 70 L de DAM, proveniente de Chumbivilcas, ubicada en Cusco, la cual fue clasificada como una muestra compuesta tomada al azar.

## Tipo de variable

## Independiente

➤ Método activo con zeolita

### Dependiente

➤ Remoción del contenido de Al y Fe y/o contenido residual de los metales totales en estudio. A continuación, se presenta la tabla 1 y 2, en la cual se muestran la matriz de operacionalización de variables de “tratamiento de DAM utilizando Zeolita en muestras procedentes de Chumbivilcas-Cusco” y el diseño experimental exploratorio ejecutado.



**Tabla 2**

*Matriz de operacionalización de variables de “tratamiento de DAM utilizando Zeolita natural en muestras procedentes de Chumbivilcas-Cusco”*

Variable	Definición conceptual	Definición operacional	dimensiones	indicadores	Unidad de medida	Instrumento de medida	
<b>Método activo con zeolita natural</b>	Retiene los metales totales en soluciones básicas, utilizando la zeolita natural como sustancia adsorbente. La zeolita actúa por adsorción superficial e intercambio iónico. Para este tratamiento son necesarios parámetros controlados, como el pH, la dosis, el tamaño de las partículas y la duración del contacto (Gaikwad et al., 2024).	Se utilizó zeolita natural, con propiedades fisicoquímicas específicas, para reducir las concentraciones de metales de Al y Fe, presentes en el DAM, luego de ajustar la variable Independiente pH, también se evaluaron parámetros de la zeolita natural como el tamaño del material (medido en micrómetros), peso (en gramos) y la cantidad aplicada (en porcentaje).	Zeolita natural	Tamaño del material	µm	Tamiz	
				Peso	g	Balanza de precisión	
				Cantidad	%	Balanza de precisión	
<b>Remoción del contenido de Al y Fe y/o contenido residual de los metales totales en estudio.</b>	Reducción cuantificable de las concentraciones de Al y Fe que están presentes en DAM, mediante el tratamiento activo con zeolita natural, la remoción presenta en porcentaje significativa además las mediciones de pH y conductividad eléctrica se encuentran dentro de los rangos aceptables. (Lobo Recio et al., 2020).	Se refiere al cambio cuantitativo en las concentraciones de los metales totales de Al y Fe, después de aplicar el tratamiento con zeolita. Esta remoción se mide en términos de porcentaje, utilizando instrumentos como conductímetros y fotómetro multiparamétrico.	Parámetros físico - químico	Neutralización de DAM mediante el uso de hidróxido de sodio	Potencial de hidrogeniones, pH	unidades	Potenciómetro
				Porcentaje de remoción de Al total	$((C_f - C_i) / C_i) \times 100$ de Al	Fotómetro ISOLAB 2	
				Porcentaje de remoción de Fe total	$((C_f - C_i) / C_i) \times 100$ de Fe	Fotómetro ISOLAB 2	
				Potencial de hidrogeniones, pH	unidades	Potenciómetro	
				Conductividad eléctrica	µS/cm	Conductímetro	

Nota: Elaboración propia

### 3.3 Diseño experimental de la investigación

**Tabla 3**

*Diseño experimental de factores y niveles de DAM utilizando Zeolita natural, a temperatura al ambiente, V = 100 mL, A = 300 RPM y t = 24 h.*

Tratamientos	Zeolita, g	pH	Remoción de Al, %	Remoción de Fe, %
<b>T1</b>	0.05	2.77	29.47 ± 1.03	29.96 ± 1.94
<b>T2</b>	0.15	2.77	53.17 ± 1.88	43.92 ± 0.82
<b>T3</b>	0.25	2.77	70.34 ± 1.31	54.95 ± 2.08
<b>T4</b>	0.5	2.77	77.37 ± 3.22	67.82 ± 3.07
<b>T5</b>	0.75	2.77	80.39 ± 2.79	68.53 ± 4.27
<b>T6</b>	1	2.77	82.83 ± 1.62	74.45 ± 1.4
<b>T7</b>	0.05	7.32	98.85 ± 0.16	98.51 ± 0.33
<b>T8</b>	0.15	7.32	98.99 ± 0.07	98.88 ± 0.04
<b>T9</b>	0.25	7.32	99.80 ± 0.03	99.61 ± 0.12
<b>T10</b>	0.5	7.32	99.99 ± 0.01	99.97 ± 0.01
<b>T11</b>	0.75	7.32	99.99 ± 0.003	99.97 ± 0.005
<b>T12</b>	1	7.32	99.99 ± 0.002	99.98 ± 0.05

Nota: Elaboración propia

Número de experimentos:  $2^k \Rightarrow m^k$

- Variables independientes: k = 2
- m = 6 niveles (1er factor), 2 niveles (2do factor)
- Factor 1: (adsorbente Zeolita) Niveles: (0.05, 0.15, 0.25, 0.5, 0.75, 0.1) g
- Factor 2: (pH) Niveles: (2.77 y 7.32) pH

Cantidad de pruebas para eliminar el error experimental, instrumental y humano =  
3 repeticiones

➤ Pruebas o ensayos para el diseño:  $6 \times 2 = 12$

Por triplicado  $12 \times 3 = 36$

36 muestras para el contenido de Al

36 muestras para el contenido de Fe

Total,  $N = 72$  muestras

El diseño experimental aplicado corresponde a un modelo factorial de tipo  $6 \times 2$ , donde se evaluaron dos factores independientes Dosis, g y pH, unidades: el primero con seis niveles (0.05, 0.15, 0.25, 0.5, 0.75 y 1) g y el segundo con dos niveles (2.77 y 7.32) unidades. La combinación de ambos factores originó doce tratamientos experimentales en total, permitiendo analizar de manera simultánea los efectos individuales y combinados de las variables sobre la respuesta del sistema. Este enfoque asegura una evaluación integral y estadísticamente sólida del comportamiento del proceso.

### **3.4 Técnicas e instrumentos de recolección de datos**

#### **3.4.1 Observación**

Para esta investigación se exploró el proceso donde se evidenció el manejo inadecuado de DAM, con el propósito de obtener conocimiento y verificó las condiciones del entorno que generaban una problemática ambiental y acorde a ello se planteó la solución.

### 3.4.2 *Análisis estadístico de datos*

La relación entre las variables se evaluó utilizando correlación de Spearman. Se ajustaron a los datos modelos de Pseudo-primer y pseudo-segundo orden. También se generaron gráficos de superficie de respuesta y contorno para optimizar el proceso.

## 3.5 Equipos, materiales, reactivos e insumos

### A Equipos

Balanza analítica marca RADWAG

Centrifuga marca BIORIDGE

Agitador magnético marca VELP

Potenciómetro/Conductímetro/TDS, marca ISOLAB

Fotómetro multiparamétrico marca PrimeLab

Espectrómetro infrarrojo marca Thermo Scientific (Nicolet Summit)

Sortómetro marca Anton Parr modelo Nova 600 área superficial

Analizador elemental marca Thermo scientific, modelo Flash Smart Elemental

### B Materiales

Picetas

Cinta para rotular

Vasos precipitados de 100 mL o beakers

Fiola de 100 mL

Pastillas magnéticas

Papel aluminio

Papel tissue

Papel adsorbente

Jeringa descartable de 10 mL

Filtro de jeringa de 45  $\mu\text{m}$

Frascos de muestras

Tubos falcon

Mortero

Tamiz

Plumón indeleble

### **C Reactivos y insumos**

Ácido nítrico  $\text{HNO}_3$  (1M) grado analítico > 95%

Hidróxido de sodio  $\text{NaOH}$  (1M)

Agua destilada

Pastillas Aluminium N°1

Pastillas Aluminium N°2

Pastillas Iron LR

Floculante

Zeolita natural

Muestra de DAM

Bromuro de potasio KBr FTIR grupo funcional

Pentóxido de vanadio  $V_2O_5$  para el analizador elemental SmartFlash

### **Procedimiento en la toma de muestra de DAM procedentes de Chumbivilcas -**

#### **Cusco**

- A Preparación inicial.** En esta ocasión se dispuso los equipos y los suministros, que incluían frascos, conservantes, un cooler con hielo en caso de EPPs, casco, guantes de nitrilo, gafas de seguridad, zapatos de seguridad y mascarilla, también se identificó el punto de muestreo.
- B Toma de muestra en campo.** Portando con el EPP se procedió a tomar la muestra de DAM, se recogió en un balde limpio a continuación, se llenó un galón de 20 litros para el pretratamiento correspondiente en el laboratorio por otro lado, también se llenó un frasco de 100 mL para la caracterización de las propiedades físicas y químicas de DAM.
- C Transporte y conservación.** Se añadió tres gotas de ácido nítrico ( $HNO_3$ ) al frasco de 100 mL, por otro lado, se etiquetó el frasco de 100 mL con los datos solicitados por el laboratorio. A continuación, los frascos se conservaron a baja temperatura en un cooler con hielo.
- D Registro.** El código de punto, la fecha, la hora, los parámetros y el conservante utilizado se etiquetaron en el frasco. Luego se realizó el llenado de la cadena custodia donde se identificaron el receptor del laboratorio y la persona encargada del muestreo.
- E Entrega al laboratorio.** Finalmente, las muestras se mantuvieron a baja temperatura y el envío se realizó antes de 24 horas al laboratorio de Arequipa

que es acreditado por INACAL SGS. Después de 7 días el laboratorio emitió los resultados sobre el análisis de la muestra de DAM y acorde a ello se realizó el tratamiento de los metales que sobrepasaron los LMP.

### 3.6 Desarrollo experimental

#### Determinación de la eficiencia adsorptiva de la zeolita natural en sistema modo

##### Batch

##### Pretratamiento

- Se seleccionó y etiquetó 12 vasos precipitados por triplicado de 120 mL y en cada uno de ellos se agregaron diferentes cantidades de zeolita natural  $D_z = (0.05, 0.15, 0.25, 0.50, 0.75 \text{ y } 1) \text{ g}$ , a las muestras de DAM ( $V = 100 \text{ mL}$ ), a diferentes pH (2.77, 7.33) unidades, luego se añadió solución de NaOH 1M hasta alcanzar condiciones ligeramente básicas.
- Se realizó la regulación del pH del DAM antes de iniciar la agitación, luego se procedió al ajuste de pH utilizando una solución de NaOH 1 M, por ello el pH del DAM se modificó de (2.77 a 7.33) unidades de pH, con el fin de comprobar su eficiencia tanto en condiciones ácidas como básicas.
- Los tratamientos modo Batch se realizaron con agitación de forma continua, durante 24 h, a una velocidad  $A = 300 \text{ rpm}$  con el objetivo de garantizar una mezcla adecuada y buen contacto entre el adsorbente y los contaminantes.

##### Centrifugación y filtración

- Las muestras fueron sometidas a centrifugación ( $A = 3000 \text{ rpm}$ ) durante  $t = 15 \text{ min}$  para acelerar la sedimentación de las partículas suspendidas. Este proceso permitió obtener una fase líquida más limpia y sin sólidos, facilitando un análisis preciso del sobrenadante sin interferencias de partículas en suspensión.

- A continuación, se realizó la filtración de las muestras usando una jeringa acoplada a un filtro de membrana de  $0.45\ \mu\text{m}$  y así poder separar las partículas suspendidas y sólidos finos. Este método permitió separar eficazmente los contaminantes sólidos y obtener una fase líquida limpia, ideal para análisis precisos, el filtro de  $0.45\ \mu\text{m}$  retiene partículas muy pequeñas, generando un sobrenadante sin impurezas.

#### **Determinación de análisis de metales totales (Al y Fe).**

Se tomó 1 mL de muestra de DAM pretratada, con la zeolita natural 0.5 g y fue diluida con agua destilada hasta un volumen de 20 mL, para los metales en estudio.

#### **Procedimiento para medir el contenido de hierro (Fe)**

Primero se llenó una cubeta estéril de 24 mm con 10 mL de agua de prueba. Luego se cerró la cubeta con ayuda de un tapón. Luego, la cubeta fue colocada en el fotómetro, prestando atención a la flecha de la parte frontal de la cubeta, tras ello se realizó la medición de ZERO y posteriormente la cubeta fue retirada del fotómetro, acto seguido, se quitó el tapón de la cubeta y se añadió una pastilla Iron LR de fotómetro al agua de prueba de la cubeta. Luego una varilla fue utilizada para triturar la tableta de pastilla, hasta que el reactivo se disolvió completamente, se agitó la tableta durante unos 20 s, después se incorporó a la muestra una pastilla Iron LR Photometer y nuevamente, se utilizó una varilla limpia para triturar la pastilla. Para asegurar la completa disolución del reactivo, la segunda pastilla fue agitada en fresco durante 20 s.

Posteriormente, se enroscó el tapón en la cubeta y fue movida cuidadosamente la cubeta para mezclar adecuadamente el contenido, la cubeta fue introducida otra vez en el fotómetro con la correcta alineación de la flecha, una vez transcurrido 5 min, se pulsó la

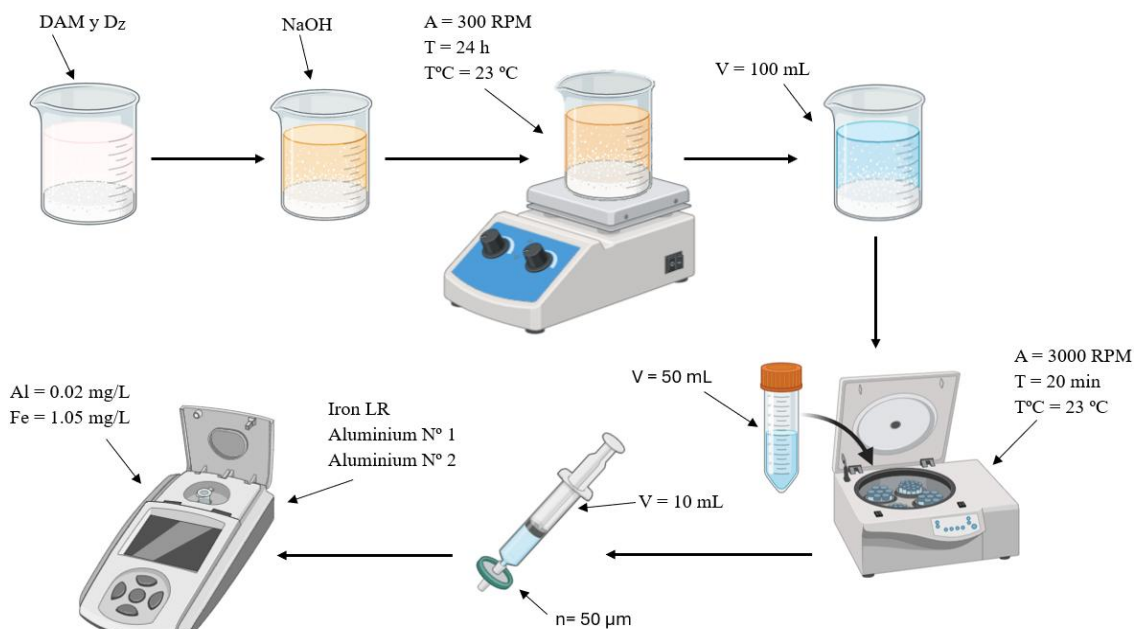
opción TEST para iniciar el recuento. Finalmente, este tiempo, se obtuvo el resultado determinado y se visualizó en el panel del fotómetro (Banunle et al., 2025).

### **Procedimiento para medir el contenido de Aluminio (Al)**

Se llenó una cubeta estéril de 24 mm con 10 mL de agua de ensayo, luego se volvió a enroscar el tapón de la cubeta. A continuación, la cubeta fue colocada en el fotómetro, prestando atención a la flecha ubicada en la parte frontal, se realizó la medición ZERO y posteriormente se retiró la cubeta del fotómetro. Después se desenroscó el tapón de la cubeta y se añadió una pastilla de aluminoun N° 1 al agua de ensayo. Utilizando la varilla agitadora se trituro la pastilla hasta que se disolvió completamente el reactivo luego la pastilla fue agitada con la varilla agitadora durante 20 s de tiempo, acto seguido se agregó la segunda pastilla aluminoun N° 2 a la misma muestra y con la otra varilla agitadora limpia se trituro y agito también durante 20 s finalizando esta etapa el tapón de la cubeta fue enroscado y la cubeta se agitó suavemente para garantizar una mezcla homogénea del contenido, luego se introdujo la cubeta en el fotómetro teniendo en cuenta la alineación de la flecha después se activó la opción TEST, a cuenta regresiva de 5 min. Finalmente, se obtuvo el resultado del equipo y se mostró una vez transcurrido el tiempo de espera (Banunle et al., 2025).

**Figura 2**

*Procedimiento experimental aplicado en Biorender, la adsorción de metales Al y Fe con zeolita natural*



Nota: Obtenido de la aplicación Biorender

**Caracterización inicial y final del adsorbente mediante análisis elemental (CHNS), área superficial específica ( $S_{BET}$ ) ( $N_2$  a 77 K), F-TIR.**

### **A Preparación y purificación de la zeolita**

La zeolita fue extraída de Arequipa – Yura, luego fue reducida de tamaño mediante un proceso de trituración, Posteriormente, se realizó un tamizado de 150  $\mu\text{m}$ , para lograr una distribución uniforme de las partículas y descartar aquellas que no cumplan con los criterios establecidos, La zeolita previamente triturada fue introducida en la solución alcalina a una concentración de NaOH entre 2 % para facilitar la eliminación de las impurezas presentes en la zeolita, luego mediante un proceso de filtración, se aisló la zeolita de la solución alcalina. donde se eliminaron los residuos líquidos después, la zeolita fue enjuagada con agua desionizada luego de ello la zeolita

lavada fue colocada en una estufa de laboratorio para su deshidratación. Luego el secado se efectuó a una temperatura controlada entre 60 y 80 °C, durante periodo de 24 horas, hasta obtener un material uniforme y apto para su uso.

### **B Identificación de grupos funcionales de la zeolita.**

Se utilizó un espectrofotómetro FTIR marca Thermo Scientific. Se pesaron 50 mg de bromuro de potasio (KBr), 0.5 mg de la muestra de zeolita, la mezcla sólida fue triturada utilizando un mortero AGATA, hasta lograr un mezcla homogénea, posteriormente, la mezcla fue comprimida usando un prensa marca Specac, aplicando una fuerza de -1,75 TON, con el fin de formar una pastilla, la cual fue colocada en el holder del espectrofotómetro para realizar el análisis cualitativo correspondiente (Ugrina et al., 2021).

### **C Área superficial específica $S_{BET}$ .**

Se determinaron las isotermas de adsorción-desorción de  $N_2$  a 77 K, en un sortómetro marca Anton Parr modelo Nova 600, con el fin de calcular el área superficial específica  $S_{BET}$  de la zeolita natural antes y después del tratamiento aplicado. Previamente, 0.2 g aproximadamente de la zeolita, fue pesada y trasvasada a una celda con bulbo y desgasificada a 200 °C durante 1 h. Posteriormente, las muestras una vez desgasificadas, fueron colocadas en la estación de análisis con  $N_2$  líquido a 77 K, configurando el programa para generar así la isoterma correspondiente, con 25 puntos de adsorción y 25 puntos de desorción El ancho (nm) y volumen de poros ( $cm^3/g$ ) fue calculado, al igual que el área superficial específica ( $m^2/g$ )  $S_{BET}$  (Hassan et al., 2022).

### **D Análisis elemental CHNS de los adsorbentes**

Se utilizó un analizador elemental marca Thermo Scientific modelo Flash Smart. Para este microanálisis, se pesaron 10 mg de pentóxido de vanadio  $V_2O_5$  en cápsulas de

estaño, a continuación, se añadieron entre (3 a 3.5) mg de zeolita natural usando una balanza semi micro marca RADWAG. El análisis fue realizado por duplicado. La mezcla obtenida fue sometida a un proceso de combustión (950°C), posteriormente la muestra pasó por un filtro y una columna de separación a un flujo 140 barr usando He como gas de arrastre. La duración total del análisis fue de 12 min, obteniendo así un cromatograma con picos de C, H, N y S respectivamente. La oxidación térmica de los elementos a (950-1060) °C, que produce CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>O y N<sub>2</sub> (Zamani et al., 2024).

### 3.4 Evaluación cinética de adsorción del Al y Fe sobre la zeolita natural

Para determinar la cinética de adsorción del hierro (Fe) presente en las muestras de DAM, sobre la zeolita natural, se realizaron tratamientos a distintos tiempos de contacto manteniendo constantes las condiciones experimentales de: temperatura ambiente (~22 °C), pH de 7.3, dosis de zeolita de 0.5 g/100 mL de muestra y A=300 rpm.

Se trabajó con un diseño de 20 muestras, sometidas a tiempos de contacto que oscilaron entre t = (3 y 240) min. Para cada punto, se registró la concentración inicial (C<sub>0Fe</sub>=70.44 mg/L) y la concentración final de hierro disuelto (C<sub>t</sub>), a fin de determinar la eficiencia de remoción a lo largo del tiempo (Velarde et al., 2024).

#### a) Modelo cinético de pseudo-primer orden (Lagergren)

Este modelo asume que la tasa de ocupación de los sitios de adsorción es proporcional a la cantidad de sitios disponibles. La ecuación lineal es:

$$\log(q_e - q_t) = \log q_e - \frac{K_1}{2,303} t \quad (10)$$

donde:

- $q_t$ : cantidad de metal adsorbido en el tiempo t, mg/g
- $q_e$ : cantidad de metal adsorbido en equilibrio, mg/g

- $K_1$ : constante de velocidad del modelo,  $\text{min}^{-1}$
- $t$ : tiempo, min

Se calculó  $q_t$  a partir de:

$$q_e = \frac{(c_o - c_e)v}{m} \quad (11)$$

Siendo:

- $C_o$ : concentración inicial de hierro, mg/L
- $C_e$ : concentración en el tiempo  $t$ , mg/L
- $V$ : volumen de solución, L
- $m$ : masa de zeolita, g

**b) Modelo cinético de pseudo-segundo orden.**

Este modelo asume que el proceso de adsorción es más dependiente del cuadrado de los sitios libres. Su forma lineal es (Ankrah et al., 2022).

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_e^2} - \frac{t}{q_e} \quad (12)$$

Donde:

- $k_2$ : constante de velocidad del segundo orden,  $\text{g}/\text{mg} \cdot \text{min}$
- $q_t$ : cantidad de metal adsorbido en el tiempo  $t$ , mg/g
- $q_e$ : cantidad de metal adsorbido en equilibrio, mg/g
- $t$ : tiempo, min

Ambos modelos fueron ajustados mediante regresión lineal en Excel, calculando  $R^2$  y comparando cuál se ajusta mejor al comportamiento experimental.

**c) Modelo  $C_t/C_0$**

También se graficó el cociente adimensional  $C_t/C_0$  vs. tiempo para describir el descenso relativo de la concentración en función del tiempo, lo cual permite visualizar de forma directa la eficiencia del proceso a lo largo del tiempo. Esta relación también fue útil para análisis comparativos o diseño de sistemas a escala real (Wanyonyi et al., 2024).

Comparación de los Modelos Cinéticos. Al concluir el análisis, se procedió a comparar ambos modelos cinéticos para identificar cuál de ellos representa con mayor precisión el comportamiento de adsorción de los metales de Al y Fe en la zeolita. Esta evaluación se realizó mediante el cálculo del coeficiente de determinación  $R^2$  para cada modelo. El modelo que presentó el valor de  $R^2$  más elevado fue considerado como el mejor ajuste en el experimento que se realizará, proporcionando una visión más clara de la dinámica del proceso de adsorción bajo las condiciones experimentales evaluadas.



## 4 RESULTADOS Y DISCUSION

A continuación, se presentan los resultados de la caracterización del DAM del pasivo ambiental minero Chumbivilcas-Cusco, las concentraciones alcanzadas tras el tratamiento y las eficiencias finales calculadas utilizando zeolita natural en el tratamiento de DAM.

### 4.1 Caracterización y composición fisicoquímica del DAM

Los resultados de la muestra de DAM se presentan en la tabla 3, los mismos fueron comparados con el decreto supremo N°010-2010-MINAM, que especifica los LMP para la descarga de efluentes líquidos de operaciones mineras y metalúrgicas.

**Tabla 4**

*Resultados obtenidos de la caracterización y composición fisicoquímica del DAM procedente de Chumbivilcas - Cusco*

Parámetros	Unidad	DAM	LMP	LMP referencial
pH	unidades	2.77	6-9	--
Temperatura	°C	19.7	--	--
Conductividad	µS/cm	3625	--	--
TDS	mg/L	571	--	--
ORP	mV	278.5	--	--
Turbiedad	NTU	28	--	--
Cobre	mg/L	3.5	0.5	--
Zinc	mg/L	1.91	1.5	--
Hierro	mg/L	70.44	2	--
Aluminio	mg/L	174.82	--	5

Nota: Elaboración propia

El valor de pH está por debajo de los límites máximos permitidos (LMP) ( $pH=2,77 < 6.5-8.5$ ). La conductividad eléctrica, turbidez, contenido de cobre, zinc, hierro y aluminio son los siguientes:  $CE = 3625 \mu S/cm$ ,  $T = 28 NTU$  y el contenido de los metales totales, ( $Cu = 3,5$ ,  $Zn = 1,91$ ,  $Fe = 70,44$  y  $Al = 174,82$ )  $mg/L$ , respectivamente, todos estos valores se encuentran más allá de los límites permitidos por el Decreto Supremo N°010-2010-MINAM y el aluminio de acuerdo con el Decreto 90, que fija las directrices de emisión para el control de contaminantes relacionados con las descargas de residuos líquidos a las aguas superficiales continentales y marinas de Chile, debido a lo antes expuesto es necesario aplicar alternativas de tratamiento eficientes a la muestras de DAM. Chostak et al. (2023) reportó en su investigación, metales Fe y Al y sus respectivos valores se encuentran por debajo del LMP en la normativa peruana y chilena.

#### 4.2 Eficiencia de la zeolita natural en la remoción de Al y Fe

La Tabla 4 muestra los valores obtenidos de la remoción de Al a diferentes valores de pH y a diferentes Dz

**Tabla 5**

*Remoción del contenido de Al a diferentes valores de pH y a diferentes Dz natural. A temperatura ambiente,  $V = 100 mL$ ,  $A = 300 RPM$ ,  $t = 24 h$ ,  $CoAl = 170.84 mg/L$ ,  $LMP = 5 mg/L$ .*

Tratamientos	Zeolita, g	pH	Aluminio total, mg/L		R, %
			Ct		
<b>T1</b>	0.05	2.77	120.50		$29.47 \pm 1.03$
<b>T2</b>	0.15	2.77	80.00		$53.17 \pm 1.88$
<b>T3</b>	0.25	2.77	50.67		$70.34 \pm 1.31$
<b>T4</b>	0.5	2.77	38.67		$77.37 \pm 3.22$
<b>T5</b>	0.75	2.77	33.50		$80.39 \pm 2.79$

<b>T6</b>	1	2.77	29.33	82.83 ± 1.62
<b>T7</b>	0.05	7.32	1.97	98.85 ± 0.16
<b>T8</b>	0.15	7.32	1.73	98.99 ± 0.07
<b>T9</b>	0.25	7.32	0.35	99.80 ± 0.03
<b>T10</b>	0.5	7.32	0.02	99.99 ± 0.01
<b>T11</b>	0.75	7.32	0.02	99.99 ± 0.003
<b>T12</b>	1	7.32	0.01	99.99 ± 0.002

Nota: Elaboración propia

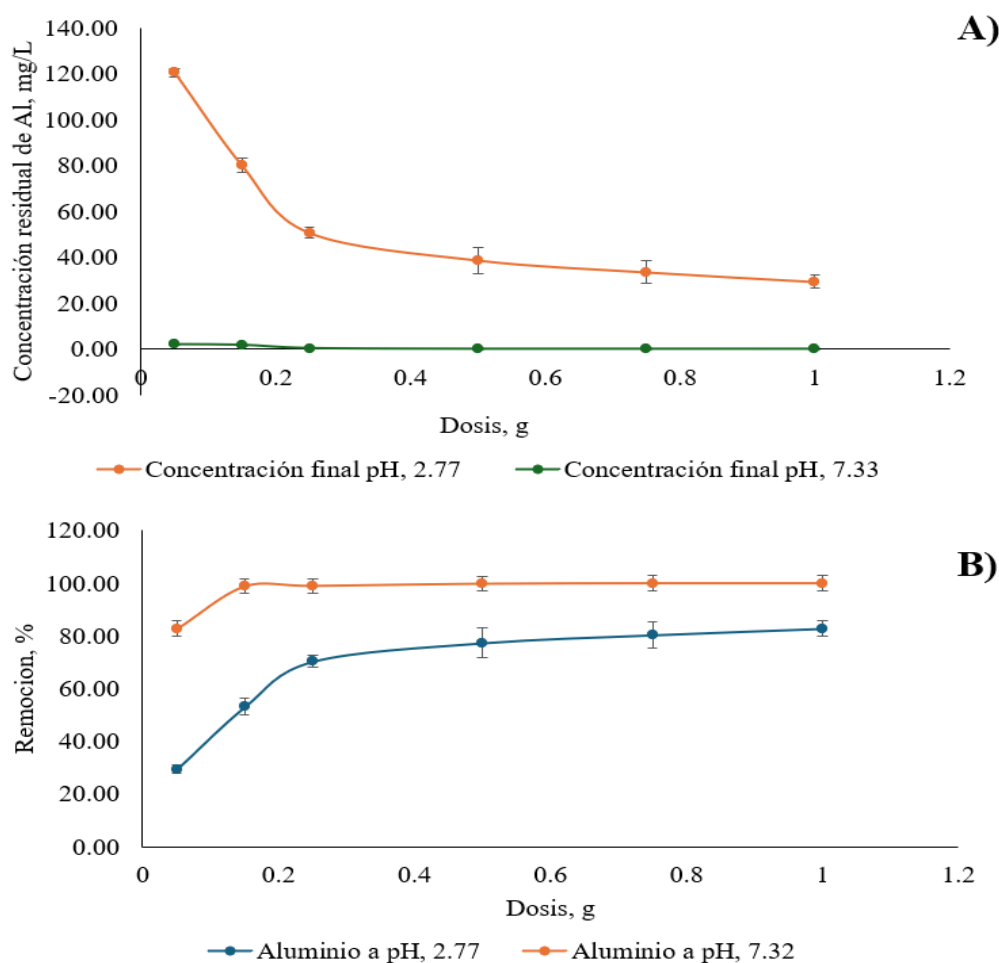
La comparación entre las concentraciones finales de aluminio y el LMP de referencia establecido en la Normativa Chilena. Doce muestras fueron tratadas a temperatura ambiente y  $A = 300$  rpm, en el transcurso de un periodo de 24 h. El contenido de aluminio residual fue inferior al LMP cuando el pH fue ligeramente alcalino ( $\text{pH} > 7$ ) y la  $D_z$  fue mayor, la concentración final del metal se mantuvo por encima del LMP predeterminado en condiciones ácidas (Lobo-Recio et al., 2020).

Los metales pesados en solución acuosa pueden eliminarse eficazmente mediante zeolitas naturales, según un estudio realizado por Garces Porras et al. (2024). Según el modelo de isoterma de Langmuir, las capacidades de adsorción obtenidas fueron de 1,54 mg/g para  $\text{Al}^{3+}$ , 3,19 mg/g para  $\text{Cu}^{2+}$  y 7,30 mg/g para  $\text{Pb}^{2+}$ . Se alcanzó una eficiencia de eliminación del 99,32 % para  $\text{Al}^{3+}$ , del 98,04 % para  $\text{Cu}^{2+}$  y del 99,97 % para  $\text{Pb}^{2+}$  con el filtro de zeolita especificado. Según la cinética de pseudo-segundo orden, la adsorción fue más eficaz a un pH de 3,5 para  $\text{Al}^{3+}$  y a un pH de 4 para  $\text{Cu}^{2+}$  y  $\text{Pb}^{2+}$ . Rubio et al. (2021) mencionaron en la investigación donde se extrajeron con éxito metales pesados del agua utilizando una zeolita natural de tipo heulandita. Los filtros con partículas diminutas (T3) y mixtas (T4) demostraron una mayor eficacia cuando se evaluaron cuatro tamaños de partículas. Se eliminó hasta el 73 % del boro, el 86 % del magnesio y el 84 %

del litio. La capacidad de adsorción se vio muy afectada por el tamaño de las partículas. La zeolita es un sustituto rentable y práctico para la descontaminación del agua.

**Figura 3**

*Resultados de la eficiencia de la zeolita natural en la adsorción de Al (mg/L) presente en el DAM a distintos valores de pH y DZ. A) concentración residual de Al a pH (2.77 y 7.33) B) porcentaje de remoción de Al a pH (2.77 y 7.33)*



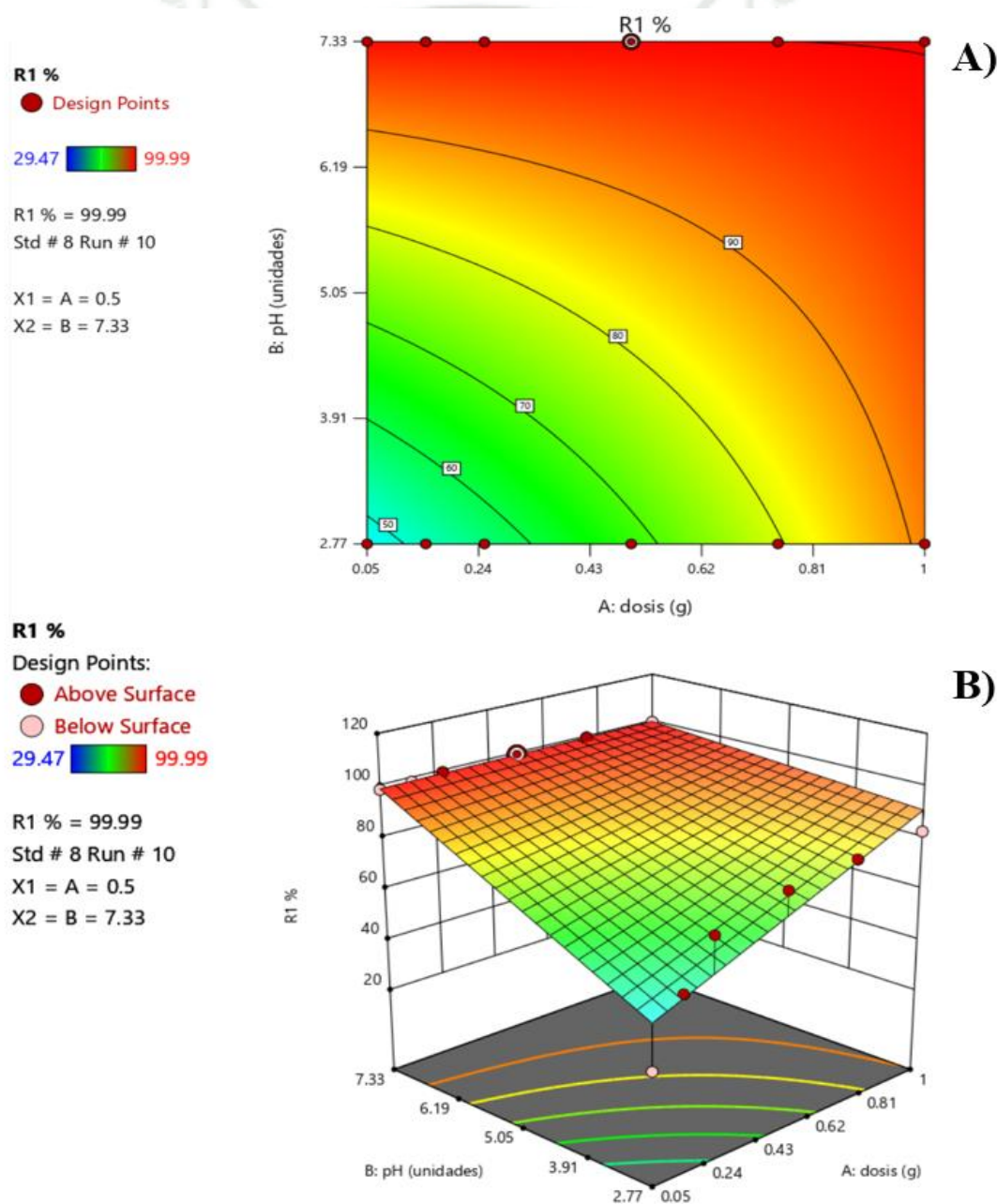
Nota: Obtenido de software Microsoft Excel

El contenido de aluminio disminuyó de 170.84 mg/L a 27 mg/L a un pH de 2,77 a medida que aumentaba la dosis de zeolita, mientras que a un pH de 7,33 la reducción fue casi completa desde las dosis iniciales, acercándose a valores cero, como ilustra la Figura 3 (A). La Figura 3 (B), muestra que, a un pH de 2,77, la eficiencia de eliminación

se estabilizó en torno al 82 %, mientras que, a un pH de 7,32, la eliminación a partir de una dosis de 0,2 g superó rápidamente el 99 % y se mantuvo constante. Estos resultados demuestran que la adsorción del aluminio se ve favorecida por un pH neutro.

**Figura 4**

*Eficiencia de la zeolita natural en la adsorción de Al (mg/L) presente en el DAM a distintos valores de pH y DZ. A) gráfica de contorno (2D) B) gráfica de superficie de respuesta (3D)*



Nota: Obtenido del software Desing Expert 13

Las Figuras 4 (A) y 4 (B), muestran cómo el pH y la dosis de zeolita interactúan para determinar la tasa de eliminación de aluminio (R1 %). La eliminación sólo alcanza un (30-40) % con dosis bajas (<0,2 g) y valores ácidos (pH 2,77), pero la eficiencia se aproxima al 100 % cuando tanto la dosis (>0,5 g) como el pH se elevan a aproximadamente 7,33. En el diagrama de contorno se representa un gradiente ascendente desde el color verde (remoción baja) hasta el rojo (remoción alta). La mayor eliminación (99,99 %) a pH neutro con dosis medias-altas se confirma en la superficie 3D.

Lobo Recio et al., (2020) mencionaron los porcentajes significativos de eliminación de iones metálicos en las diez pruebas de diseño muestran la eficacia del tratamiento con zeolita LTA de la solución multicomponente. En todos los casos, la proporción de eliminación de  $Al^{3+}$  fue  $\geq 99,80$  %, lo que demuestra su fuerte afinidad por la zeolita LTA. Con una dosis de zeolita de (6-10) g/L, la eliminación de  $Fe^{2+}$  mostró dos rangos ideales: uno a baja velocidad de agitación (<100 rpm) y otro a alta velocidad de agitación (>150 rpm). La eliminación de Fe fue superior al 100 % en estos rangos.

También explicaron que el tratamiento de DAM utilizando la zeolita natural a escala experimental donde muestra el DAM inicial y DAM tratado: Las concentraciones de Al del DAM tratado están por debajo del límite de detección del equipo, mientras que las del DAM inicial oscilan entre (81,50 y 21,50) mg/L. El porcentaje de aluminio eliminado oscila entre un mínimo del 94,88 % y un máximo del 99,25 %, con un valor medio de eliminación del 97,81 % (Moreno & Palacios, 2017), se muestran en la siguiente Tabla 5.

**Tabla 6**

*Remoción del contenido de Fe a diferentes valores de pH y a diferentes Dz natural. A temperatura ambiente, V = 100 mL, A = 300 RPM, t = 24 h, CoFe=70.44 mg/L, LMP = 2 mg/L.*

Tratamiento	Zeolita, g	Ph	Hierro total, mg/L	R, %
			$C_t$	
T1	0.05	2.77	49.33	29.96 ± 1.94
T2	0.15	2.77	39.50	43.92 ± 0.82
T3	0.25	2.77	31.73	54.95 ± 2.08
T4	0.5	2.77	22.67	67.82 ± 3.07
T5	0.75	2.77	22.17	68.53 ± 4.27
T6	1	2.77	18.00	74.45 ± 1.4
T7	0.05	7.32	1.05	98.51 ± 0.33
T8	0.15	7.32	0.79	98.88 ± 0.04
T9	0.25	7.32	0.27	99.61 ± 0.12
T10	0.5	7.32	0.02	99.97 ± 0.01
T11	0.75	7.32	0.02	99.97 ± 0.005
T12	1	7.32	0.01	99.98 ± 0.05

Nota: Elaboración propia

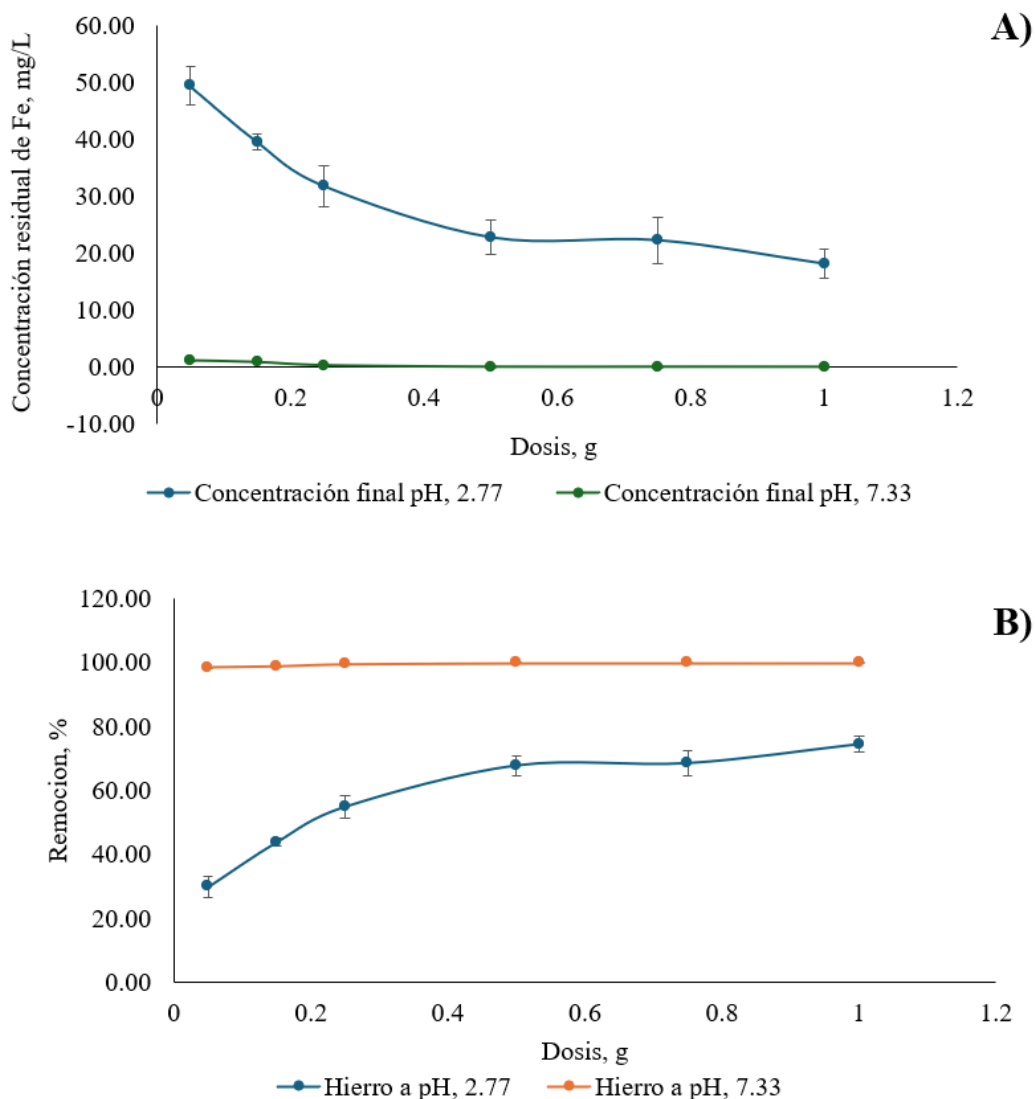
En la tabla 5, se comparan los datos de concentración final de hierro total con los LMP para el vertido de efluentes líquidos procedentes de actividades metalúrgicas mineras, doce muestras fueron tratadas a temperatura ambiente y agitación a 300 rpm en el transcurso de una evaluación de 24 h. El contenido final de hierro fue inferior al valor establecido LMP cuando el pH era neutro o alcalino ( $pH > 7$ ) y la dosificación de zeolita fue mayor, sin embargo, incluso con un mayor contenido de zeolita, la concentración final

del metal se mantuvo por encima del LMP predeterminada en condiciones acidas (Dalimunthe, et al., 2024).

Silveira et al., 2024, reportaron que la zeolita clinoptilolita obtuvo un alto nivel de eficiencia en la eliminación de metales en pruebas de filtrado por adsorción a escala de laboratorio. La zeolita fue el mejor medio filtrante probado, ya que eliminó el 100 % del hierro y el 87,96 % del manganeso sin necesidad de cloro. El carbón antracita eliminó el hierro con una eficacia del 81,11 %, pero su concentración de manganeso aumentó, quizá como resultado de la solubilidad del medio filtrante. La arena sólo eliminó el 4,17 % del manganeso y el 65 % del hierro. Las diferencias significativas entre los tratamientos se validaron mediante análisis estadísticos, que también demostraron que la adición de cloro no tenía un impacto positivo apreciable en los resultados (Silveira et al., 2024). Se muestra en la Figura 5 resultados de la eficiencia de la zeolita natural en la adsorción de Fe (mg/L) presente en el DAM a distintos valores de pH y DZ. A) concentración residual de Fe a pH (2.77 y 7.33) B) porcentaje de remoción de Fe a pH (2.77 y 7.33).

**Figura 5**

Resultados de la eficiencia de la zeolita natural en la adsorción de Fe (mg/L) presente en el DAM a distintos valores de pH y DZ. A) concentración residual de Fe a pH (2.77 y 7.33) B) porcentaje de remoción de Fe a pH (2.77 y 7.33)



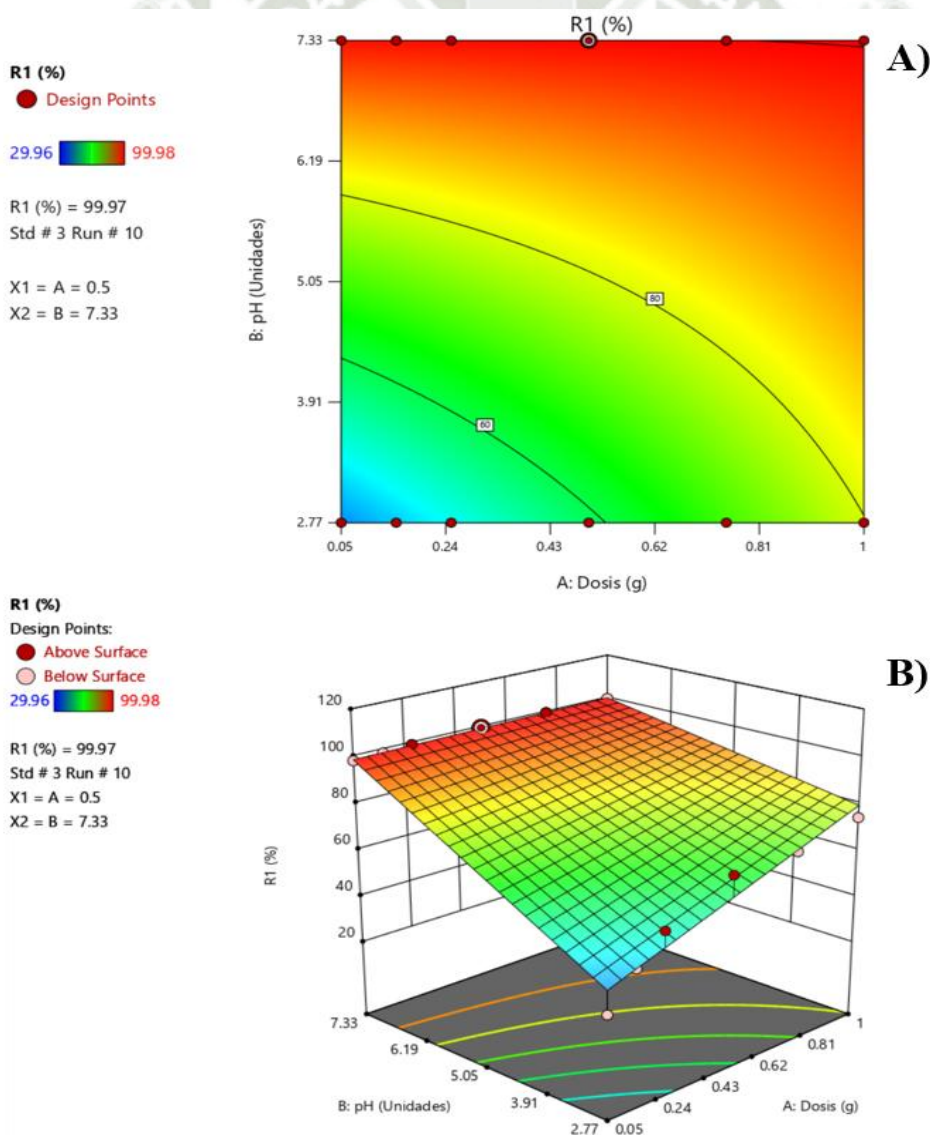
Nota: Obtenido de software Microsoft Excel

A medida que aumentó la dosis de zeolita, la concentración inicial de Fe 70.44 mg/L disminuyó gradualmente hasta obtener un valor de 17 mg/L (pH de 2,77), como se muestra en la Figura 5 (A). A un pH de 7,33, la concentración final de las dosis iniciales se mantuvo prácticamente en cero. La Figura 5 (B), muestra que, mientras que la eliminación fue de aproximadamente el 70 % en condiciones ácidas, la eficacia fue casi

del 100 % a pH neutro en todo el rango de dosis. Estos resultados demuestran que, a diferencia de los entornos ácidos, el pH neutro favorece en gran medida la eliminación del hierro. Se muestra En la Figura 6 gráfica de la eficiencia de la zeolita natural en la adsorción de Fe (mg/L) presente en el DAM a distintos valores de pH y DZ. A) Figura de contorno (2D) B) Figura de superficie de respuesta (3D).

**Figura 6**

*Eficiencia de la zeolita natural en la adsorción de Fe (mg/L) presente en el DAM a distintos valores de pH y DZ. A) Figura de contorno (2D) B) Figura de superficie de respuesta (3D)*



Nota: Obtenido del software Desing Expert 13

La eliminación de hierro aumenta a medida que los valores de pH y la dosis de zeolita se incrementan, como se observa en las Figuras 6 (A) y 6 (B), La eficiencia apenas alcanza el 30 % con dosis bajas (<0,2 g) y en condiciones ácidas (pH 2,77), mientras que la eliminación alcanza el 99,97 % con dosis medias-altas y valores de pH cercanos a 7,33. En el diagrama de contorno se puede observar un gradiente que va del verde (remoción baja) al rojo (remoción alta). La superficie de respuesta en 3D alcanza una eliminación casi total en todo el rango de dosis, lo que confirma que el pH neutro es el factor decisivo más importante (Setiawan et al., 2025).

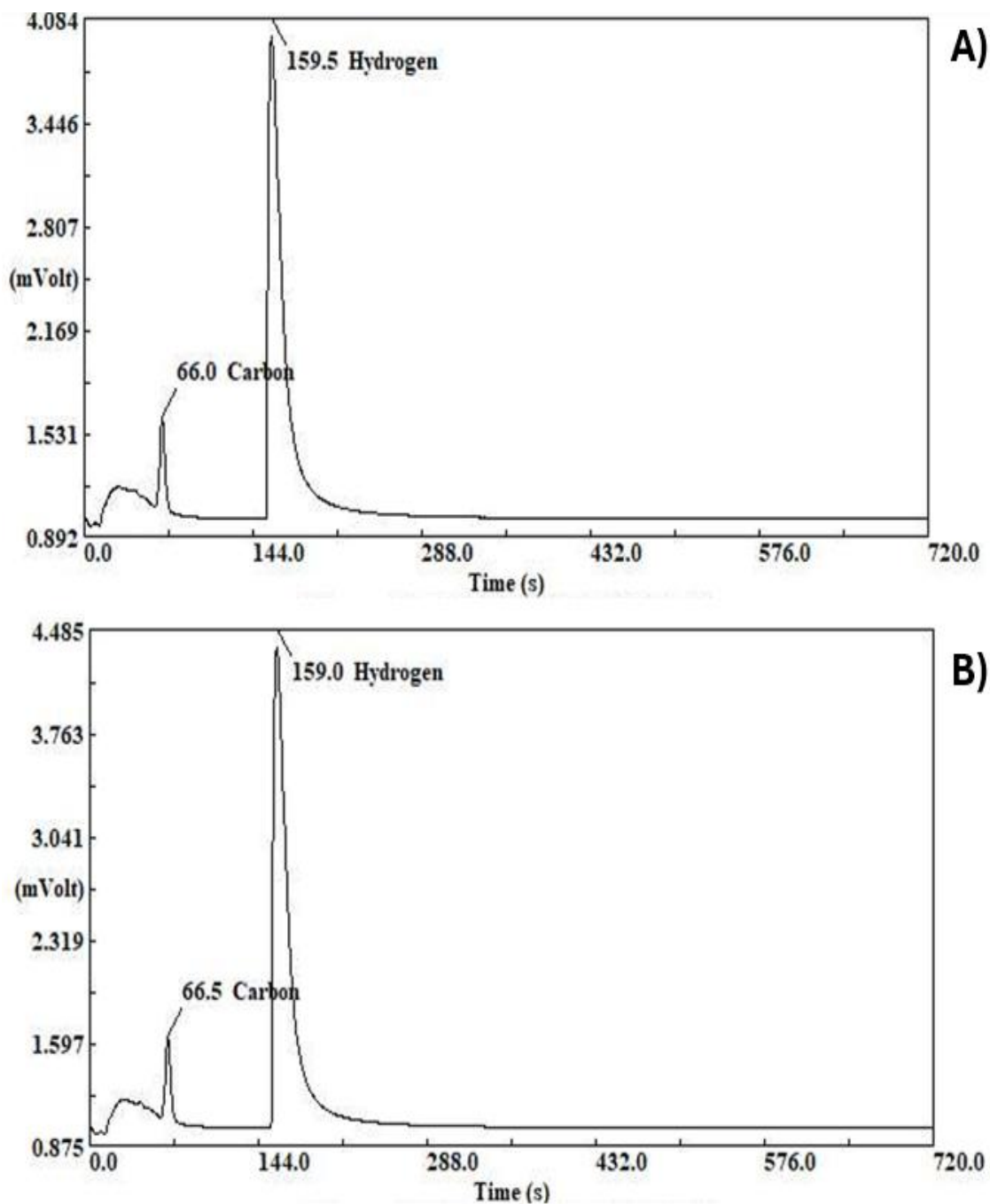
Según Moreno y Palacios (2017) las concentraciones de DAM inicial y DAM tratado de Fe en los primeros oscilan entre un mínimo de 14,05 mg/L y un máximo de 200 mg/L, mientras que las cantidades en el segundo se sitúan por debajo del límite de detección del equipo. El porcentaje de eliminación de hierro oscila entre un máximo del 100% y un mínimo del 99,29%, con un valor medio de eliminación del 99,79%.

Tanto el  $\text{Fe}^{3+}$  como el  $\text{Mn}^{2+}$  se evidenció la remoción con éxito, lo que dio lugar a una eliminación final de iones superior al 98 % para el  $\text{Fe}^{3+}$  y superior al 94 % para el  $\text{Mn}^{2+}$  tras un proceso de 25 min que arrojó valores superiores al 90 % de adsorción para ambos cationes. Estos resultados pueden estar relacionados con el pH del sistema, que se mantuvo en 6,0 para garantizar que la superficie del adsorbente tuviera cargas negativas. Como demuestran los resultados obtenidos con la zeolita ACLIN, donde la eliminación de  $\text{Fe}^{3+}$  y  $\text{Mn}^{2+}$  se redujo aproximadamente el 70 % y el 42 %, respectivamente, la precipitación de metales se limita significativamente a niveles de pH inferiores a 6,0 (Arenhardt et al., 2025). También la faujasita sintética con pizarra negra. 0,6 g de adsorbente de pizarra negra pueden adsorber hasta un 61,5 % de 200 ppm de Fe y un 34,3 % de  $\text{Mn}^{2+}$ . Aproximadamente el 97,7 % del Mn y el 100 % del Fe fueron adsorbidos por

la misma dosis 0,6 g de faujasita. Esto se explica por el aumento tanto en el número como en la superficie (Hassan et al., 2022).

**Figura 7**

*Resultados del análisis elemental (CHNS) de la zeolita natural A) zeolita natural antes del tratamiento y B) zeolita natural después del tratamiento*



Nota: Elaboración propia

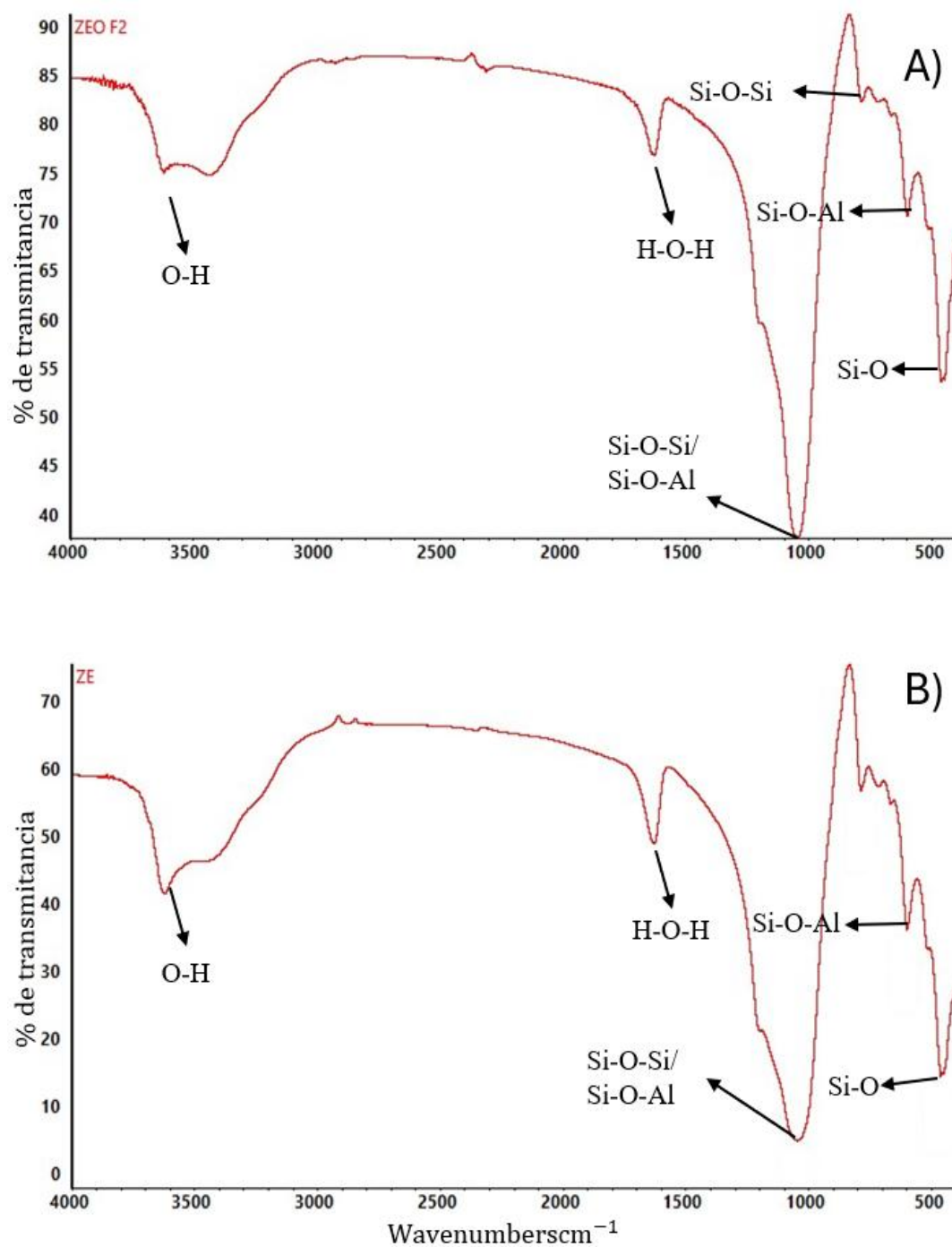
En las Figuras 7 (A) y 7 (B), se muestra el análisis elemental de dos muestras de zeolita natural inicial y final, el cual reveló la presencia de H (159 %) y C (66 %). Como es habitual en las zeolitas no funcionalizadas, el contenido de S y N no fueron detectados. Es posible que no haya mucha diferencia en el contenido orgánico superficial entre las dos muestras, basándonos en la pequeña diferencia en los valores de C y H.

Zamani et al. (2024) mencionaron que la zeolita es una sustancia cristalina inorgánica tridimensional porosa compuesta principalmente por Si, O y Al. Su contenido en agua y cationes como Ca, Mg, K o Na ayuda a contrarrestar la carga negativa que produce el Al. Debido a su estructura, puede adsorber moléculas diminutas, lo que la hace útil para el tratamiento del agua, la filtración y la catálisis. A menos que se altere químicamente, carece naturalmente de C, N y S. Esta sustancia es segura para el medio ambiente, no es tóxica y es térmicamente estable.

Derbe et al. (2021) describieron que la red de aluminosilicato que constituye la base estructural de la zeolita sintética está compuesta principalmente por  $\text{SiO}_2$  y  $\text{Al}_2\text{O}_3$ . En esta red se encuentran cationes intercambiables, como  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$ , que son esenciales para las actividades de intercambio iónico y adsorción. Debido a su naturaleza, la zeolita puede absorber eficazmente los iones metálicos de las soluciones acuosas contaminadas. Por lo tanto, es un adsorbente versátil para la eliminación de metales pesados en aplicaciones medioambientales debido a sus propiedades químicas y texturales.

**Figura 8**

*Análisis FTIR de zeolita natural mediante técnicas de infrarrojo por transformada de Fourier A) zeolita natural antes del tratamiento B) zeolita natural después del tratamiento*



Nota: Elaboración propia

En la Figura 8 (A), muestra El espectro FTIR de la primera zeolita muestra las siguientes bandas distintivas de la estructura de aluminosilicato:  $469\text{ cm}^{-1}$  (flexión interna T–O–T), ( $792$  y  $606$ )  $\text{cm}^{-1}$  (vibraciones y flexiones Si–O–Si/Al–O–Si),  $1050\text{ cm}^{-1}$  (estiramiento Si–O–T) y  $3630\text{ cm}^{-1}$  (O–H de los grupos hidroxilo). Estos picos respaldan la estructura cristalina habitual de la zeolita cuyos grupos funcionales son idénticos a la zeolita clinoptilolita y la composición fisicoquímica consta de óxidos menores como  $\text{K}_2\text{O}$ ,  $\text{CaO}$  y  $\text{NaO}$ , alto porcentaje de sílice  $\text{SiO}_2$  y alúmina  $\text{AlO}_3$ . Tiene propiedades adsorbentes y de intercambio catiónico debido a su estructura cristalina, que está formada por tetraedros de  $\text{SiO}_4$  y  $\text{AlO}_4$  (Legorreta et al., 2024; Castro et al., 2022).

En la Figura 8 (B), la banda O–H en los espectros FTIR de la zeolita después de la adsorción de metales se desplaza de ( $3630$  a  $3439$ )  $\text{cm}^{-1}$ , sugiere que los hidroxilos y los cationes metálicos están interactuando. El agua retenida, que está parcialmente unida a los metales, se muestra mediante la señal a  $1633\text{ cm}^{-1}$  (Vicuña & Soto., 2021). Mientras que las bandas a ( $605$  y  $468$ )  $\text{cm}^{-1}$  permanecen intactas, lo que indica la integridad de la red cristalina, el estiramiento Si–O–T se manifiesta a  $1054\text{ cm}^{-1}$ , lo que sugiere cambios en el entorno estructural (Ugrina et al., 2021).

Realizando una comparación el desplazamiento hacia una onda más baja y el ensanchamiento de la banda O–H ( $3630 \rightarrow 3439$ )  $\text{cm}^{-1}$  indican que los grupos hidroxilo interactuaron con los cationes metálicos y crearon enlaces de hidrógeno más fuertes. Esto sugiere que habrá menos sitios OH libres disponibles para la adsorción en el futuro (Ugrina et al., 2021). Flexión del agua adsorbida ( $1637 \rightarrow 1633$ )  $\text{cm}^{-1}$ : se mantiene algo variable, lo que sugiere que las moléculas de agua, algunas de las cuales están unidas a metales, son retenidas por la zeolita. Estiramiento asimétrico Si–O–T ( $1050 \rightarrow 1054$ )  $\text{cm}^{-1}$ : ligero desplazamiento provocado por alteraciones de los iones metálicos en el entorno electrónico de los tetraedros  $\text{SiO}_4/\text{AlO}_4$ . Las bandas estructurales ( $606$  y  $469$ )

$\text{cm}^{-1}$  permanecen prácticamente inalteradas, lo que indica que la estructura cristalina del aluminosilicato no se ha deteriorado.

Composición fisicoquímica. Según la Figura 8 (A) y 8 (B), la espectroscopia infrarroja por transformada de Fourier (FTIR) se verificó la presencia de enlaces distintivos como Si–O–Si, Si–O–Al y grupos funcionales –OH que son idénticos con los grupos funcionales de la zeolita clinoptilolita. Por lo tanto, se confirma su identidad mineralógica como clinoptilolita. La zeolita natural de este estudio es del tipo clinoptilolita, cuya composición fisicoquímica ha sido descrita exhaustivamente en la literatura. Contiene una gran cantidad de sílice ( $\text{SiO}_2$ ), alúmina ( $\text{AlO}_3$ ) y trazas de óxidos menores como KO, NaO, CaO y MgO. Debido a esta composición, la clinoptilolita tiene una alta capacidad de adsorción e intercambio iónico gracias a su estructura cristalina monoclinica, formada por tetraedros de  $\text{SiO}_4$  y  $\text{AlO}_4$  dispuestos en un entramado tridimensional con canales unidimensionales, La tabla 6 muestra los resultados del análisis de superficie de la zeolita natural al inicio y al final del tratamiento ( $S_{\text{BET}} \text{N}_2$  a 77 K) (Castro et al., 2022; Mohammadzadeh et al., 2023).

**Tabla 7**

*Resultados del análisis de la superficie de la zeolita natural antes y después del tratamiento  $\text{N}_2$  a 77 K*

Muestra	Parámetro	unidades	Resultado
Zeolita natural antes del tratamiento	Volumen de poro	$\text{cm}^3/\text{g}$	0.0277
	$S_{\text{BET}}$	$\text{m}^2/\text{g}$	41.87
	Ancho de poro	nm	3.6560

Zeolita natural después del tratamiento	Volumen de poro	cm <sup>3</sup> /g	0.0265
	S <sub>BET</sub>	m <sup>2</sup> /g	39.81
	Ancho de poro	nm	2.5830

Nota: Elaboración propia

Se observó una reducción menor en el área superficial, de (41,873 a 39,815) m<sup>2</sup>/g y en el volumen de poros (de 0,0277 a 0,0265) cm<sup>3</sup>/g, lo que sugiere un posible bloqueo parcial de los poros provocado por la adsorción del compuesto. Además, el diámetro de los poros se reduce drásticamente de (3,6560 a 2,5830) nm, lo que indica que los poros más anchos se vieron más gravemente afectados. Estas alteraciones muestran que la zeolita sufrió un cambio estructural moderado tras el proceso de adsorción/desorción.

Ugrina et al. (2021) en su investigación mostraron que, en comparación con Nueva Zelanda, el S<sub>BET</sub> de SZ fue mucho menor. Dado que se verificó la desilicación de la zeolita, se preveía un aumento del S<sub>BET</sub>. Como resultado, la reducción del S<sub>BET</sub> confirma la deposición de azufre en la superficie de la zeolita, lo que cierra los poros accesibles y reduce el S<sub>BET</sub>. El S<sub>BET</sub> de la zeolita de Nueva Zelanda es sustancialmente mayor (19 447 m<sup>2</sup>/g) que la de la muestra SZ (12 064 m<sup>2</sup>/g), lo que sugiere que hay más sitios activos disponibles. Los volúmenes de poros de ambos materiales son comparables (~0,082 cm<sup>3</sup>/g). También es comparable el radio de los poros, con variaciones menores que tienen poco efecto sobre la porosidad.

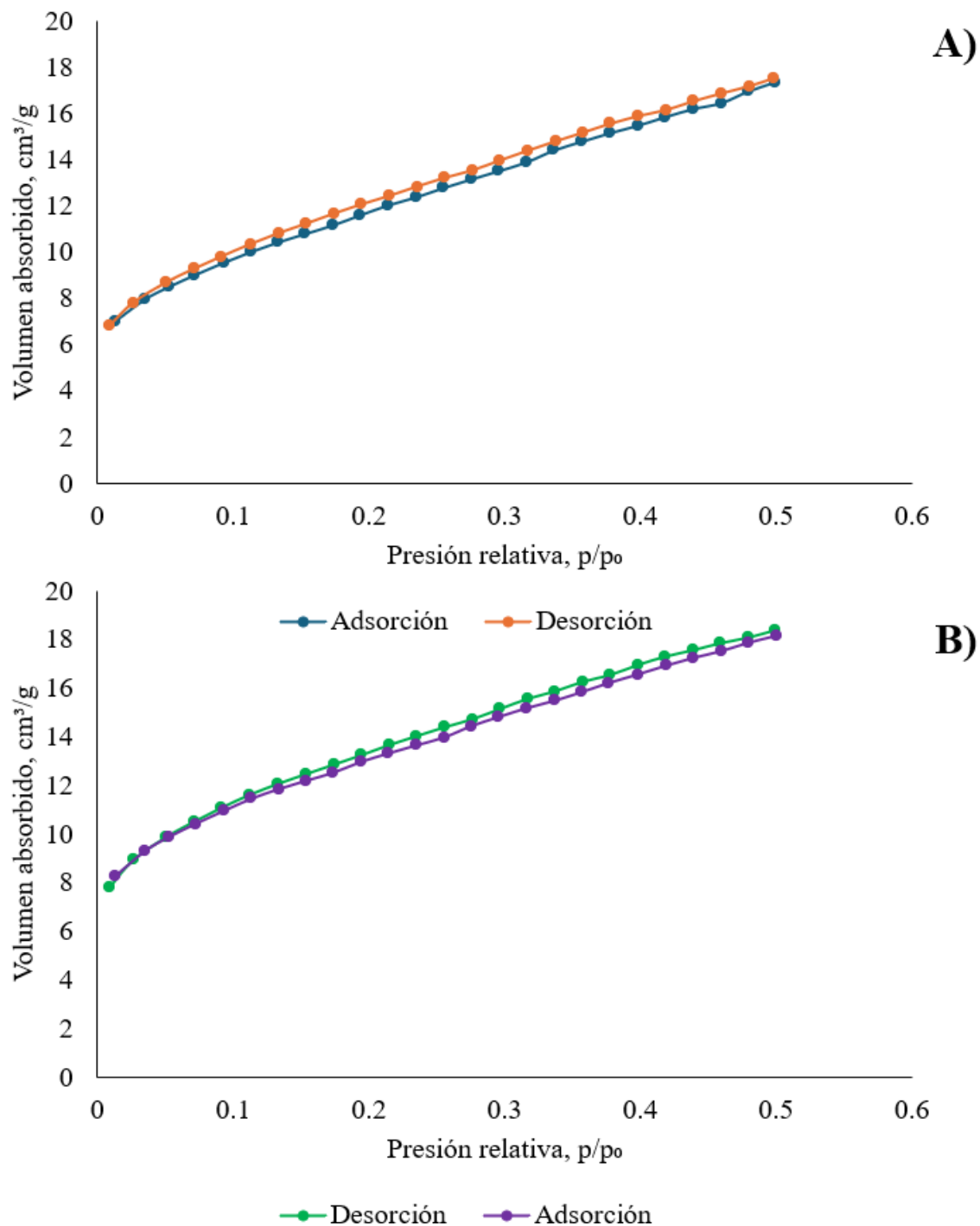
Para un lodo residual seco de una planta de tratamiento de aguas residuales - DWTS, el S<sub>BET</sub> fue de 54,77 m<sup>2</sup>/g; para el T-500, fue de 67,90 m<sup>2</sup>/g. Esto podría deberse a que los mesoporos, microporos y espacios intersticiales de las partículas de DWTS se han limpiado de material orgánico y/o agua residual, lo que ha cambiado su forma y a su vez, su S<sub>BET</sub>. El modelo de adsorción S<sub>BET</sub> arrojó una superficie específica del DWTS de

54,77 m<sup>2</sup>/g, lo que se encuentra dentro del rango típico reportado por otros autores que habían examinado el DWTS de aguas superficiales (Andrade et al., 2024).

El análisis S<sub>BET</sub> confirmó una mayor disponibilidad de sitios activos, revelando que la zeolita sintetizada mejoró considerablemente su área superficial, alcanzando valores de hasta 75 cm<sup>3</sup>/g de adsorción de N<sub>2</sub>, en comparación con los 17 cm<sup>3</sup>/g de la materia prima. La síntesis hidrotérmica también aumentó el volumen de los poros, lo que mejoró el paso de los iones metálicos a la red interna. La presencia de mesoporos, indicativos de isoterma de tipo IV y que facilitan tanto la adsorción como la desorción, quedó indicada por la categorización de la IUPAC en términos de anchura de los poros. La capacidad de la zeolita para intercambiar cationes se ve reforzada por este aumento de la porosidad y la superficie específica (Hassan et al., 2022). La Figura 9, muestra la zeolita inicial (Figura 9A), esta tiene un volumen de N<sub>2</sub> adsorbido mayor que la zeolita tras la adsorción de metales (Figura 9B), según el gráfico de adsorción-desorción.

**Figura 9**

*Adsorción y desorción A) zeolita natural antes del tratamiento B) zeolita natural después del tratamiento*



Nota: Obtenido de software Microsoft Excel

Con una pequeña histéresis entre los procesos de adsorción y representa la zeolita tras la adsorción de aluminio y hierro, casi se superponen, lo que sugiere una mayor reversibilidad del proceso y una reducción de la histéresis. Aunque los iones metálicos ocupan sitios internos y alteran la dinámica de transporte en los poros, el volumen adsorbido final se mantiene cercano a los  $18 \text{ cm}^3/\text{g}$ , lo que indica que la estructura porosa no se colapsa y el resultado obtenido guarda una relación con (Zhang et al., 2023).

El volumen y el diámetro de los poros de la zeolita fueron de  $0,08 \text{ cm}^3/\text{g}$  y  $1,195 \text{ nm}$ , respectivamente y su  $S_{\text{BET}} = 164,4 \text{ m}^2/\text{g}$ . Las isothermas de adsorción/desorción de  $\text{N}_2$  sobre la zeolita NaY en esta investigación, mostraron que el adsorbente es una sustancia microporosa. Lo que sugería que los adsorbentes tenían un poro en forma de hendidura y que la interacción entre el adsorbente y el adsorbato (Le et al., 2024). Las isothermas de adsorción y desorción de  $\text{N}_2$  de ambos adsorbentes a  $77 \text{ K}$  mostraron una histéresis mínima ( $DWTS > T-500$ ). Esto demostraría que ambas muestras son materiales de baja porosidad, ya que carecen de microporos y/o mesoporos de volumen significativo en su estructura (Andrade et al., 2024).

En lo que respecta a la adsorción de cadmio, la zeolita natural tratada con NaOH demostró una eficacia excepcional, con una tasa de eliminación del  $99,90 \%$ , frente al  $59,15 \%$  de la zeolita sin modificar. El proceso se representó mejor mediante el modelo de Langmuir, que mostró una adsorción monocapa con una capacidad máxima de  $63,3 \text{ mg/g}$ . Se utilizó un modelo de pseudo-segundo orden para la cinética de la adsorción química. A un pH de 2, se recuperó aproximadamente el  $80 \%$  del Cd tras la desorción, lo que indica una excelente regeneración. Según estos resultados, la alteración alcalina aumenta considerablemente la capacidad y la reutilización de la zeolita para el tratamiento de aguas contaminadas (Zhang et al., 2023). Los resultados de la evaluación de la cinética de adsorción de Al a distintos tiempos de contacto, manteniendo los mismos parámetros

experimentales (temperatura ambiente,  $A =$  de 3000 rpm,  $D_z = 0.5$  g y un pH neutro), se muestran en la siguiente Tabla 7.

### 4.3 Cinética de adsorción de Al y Fe

**Criterios que se consideraron para la cinética de adsorción en diferentes tiempos de contacto:** (Arenhardt et al., 2025; Velarde et al., 2024).

**Comportamiento del sistema adsorbente–adsorbato:** Los metales pesados muestran una etapa inicial de adsorción rápida, seguida por una fase más lenta en la que el sistema tiende a estabilizarse hasta alcanzar el equilibrio.

**Determinación del equilibrio:** Los intervalos de tiempo aplicados (3, 5, 8, 10, 15, 20, 25, 30, 35, 40, 45, 50, 55, 60, 90, 120, 150, 180, 210, 240) min se establecieron para observar la evolución de la remoción y definir el momento en que la concentración de los iones deja de variar significativamente.

**Optimización del proceso:** La selección de los tiempos buscó determinar el periodo más eficiente de contacto, reduciendo el uso innecesario de energía y de material adsorbente.

**Sustento teórico y experimental:** La elección se respaldó en investigaciones previas que señalan que la zeolita alcanza el equilibrio de adsorción entre 60 y 180 min, dependiendo del tipo de metal y del pH de la solución.

**Tabla 8**

*Remoción de Al y Fe a diferentes tiempos de contacto durante la cinética de adsorción*

*$D_z$  natural = 0.5 g, A temperatura ambiente,  $V = 100$  mL,  $A = 300$  RPM,  $CoAl =$*

*174.82 mg/L,  $CoFe = 174.82$  mg/L y  $LMP = 5$  mg/L*

Tratamiento	Tiempo, min	Aluminio		Fe residual,	
		residual, mg/L $C_t$	R, %	mg/L $C_t$	R, %
<b>T1</b>	3	71.50	58.15 ± 1.18	33.33	52.68 ± 1.71
<b>T2</b>	5	72.00	57.86 ± 0.68	27.43	61.05 ± 0.74
<b>T3</b>	8	35.83	79.03 ± 0.64	14.93	78.80 ± 2.21
<b>T4</b>	10	33.00	80.68 ± 0.89	15.33	78.23 ± 1.66
<b>T5</b>	15	20.00	88.29 ± 0.68	9.13	87.03 ± 0.84
<b>T6</b>	20	4.00	97.66 ± 0.17	2.63	96.26 ± 0.13
<b>T7</b>	25	2.83	98.34 ± 0.10	3.50	95.03 ± 0.86
<b>T8</b>	30	4.33	97.46 ± 0.26	1.91	97.29 ± 0.24
<b>T9</b>	35	1.67	99.02 ± 0.20	1.65	97.66 ± 0.07
<b>T10</b>	40	2.80	98.36 ± 0.24	0.45	99.36 ± 0.19
<b>T11</b>	45	0.33	99.80 ± 0.02	1.20	98.30 ± 0.08
<b>T12</b>	50	1.10	99.36 ± 0.29	0.44	99.37 ± 0.34
<b>T13</b>	55	3.17	98.15 ± 0.20	0.88	98.75 ± 0.06
<b>T14</b>	60	2.00	98.83 ± 0.17	1.14	98.38 ± 0.26
<b>T15</b>	90	0.61	99.64 ± 0.05	0.96	98.64 ± 0.04
<b>T16</b>	120	1.17	99.32 ± 0.10	0.59	99.16 ± 0.17
<b>T17</b>	150	0.52	99.69 ± 0.06	0.44	99.38 ± 0.17

---

<b>T18</b>	180	2.00	98.83 ± 0.17	1.27	98.20 ± 0.47
<b>T19</b>	210	0.57	99.67 ± 0.11	0.50	99.29 ± 0.18
<b>T20</b>	240	0.36	99.79 ± 0.08	0.27	99.62 ± 0.09

---

Nota: Elaboración propia

Los resultados de la cinética demuestran que la adsorción de Al y Fe en la zeolita se produce rápidamente en los primeros minutos, logrando eliminaciones del 79,03 % para el Al y del 78,80 % para el Fe en solo 8 min. A continuación, la eficiencia aumenta gradualmente hasta alcanzar un nivel estable. El sistema ha alcanzado esencialmente el equilibrio a los 45 min, como lo demuestra la eliminación del 99,80 % del Al y del 98,30 % del Fe. Los niveles de eficiencia se mantienen constantes durante períodos más largos (90-240) min, superando el 99 % para el Al y el 98 % para el Fe, lo que demuestra la fuerte capacidad de adsorción de la zeolita y el establecimiento del equilibrio antes de la conclusión de la duración del trabajo.

Con una remoción final de iones superior al 98 % para Fe<sup>3+</sup> y superior al 94 % para Mn<sup>2+</sup> tras un proceso de 25 min, se puede confirmar que zeolita NCLIN fue muy eficaz en la remoción de ambos cationes. Obtuvo valores superiores al 90 % de adsorción para ambos cationes. El pH del sistema, que se mantuvo en 6,0 para garantizar cargas negativas en la superficie del adsorbente, puede estar relacionado con estos resultados. La precipitación de metales se reduce significativamente a valores de pH inferiores a 6,0 como se observa en los resultados de la zeolita ACLIN, donde la eliminación de Fe<sup>3+</sup> y Mn<sup>2+</sup> se redujo a aproximadamente el 70 % y el 42 %, respectivamente (Arenhardt et al., 2025).

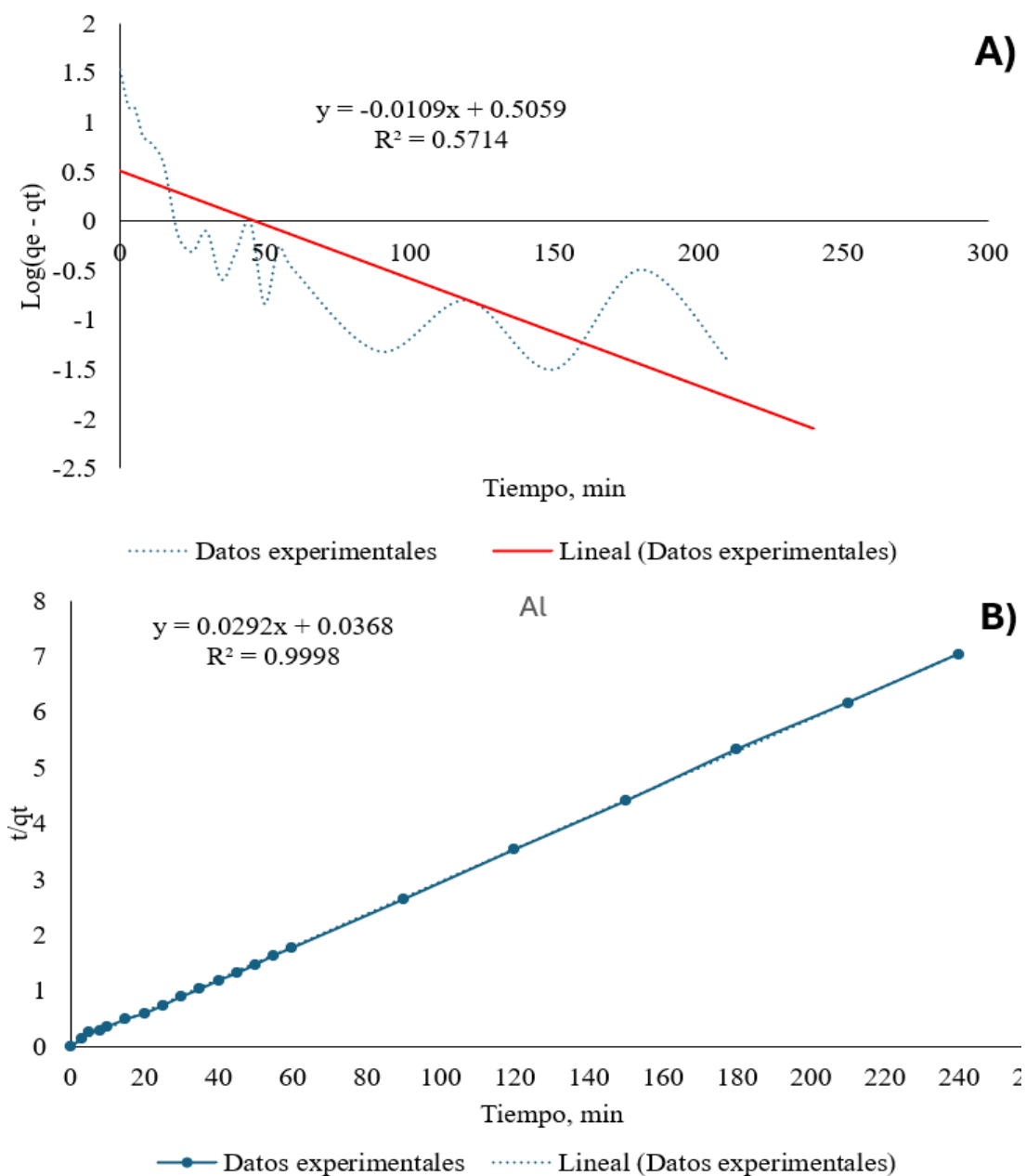
Velarde et al. (2024) afirman que, con el fin de confirmar el tiempo de equilibrio, se representó gráficamente la capacidad de adsorción del Cd en zeolita natural boliviana y luego de ser tratada para diversas concentraciones iniciales en función del tiempo. Tras

60 min, la adsorción del cadmio se encontraba en equilibrio. Se eligió un tiempo de equilibrio de 120 min para realizar un examen adicional. Mansour et al. (2025) mencionaron en el presente estudio se identificaron tres períodos de reacción: el primero, que duró de 0 a 60 min y se caracterizó por una reacción rápida entre la sorción de metales pesados y arcilla o minerales arcillosos modificados; el segundo, que duró de 1 a 2 h y se caracterizó por un período de reacción medio; y la parte restante, que duró de 1 a 2 h y se caracterizó por condiciones cuasiestacionarias. Después de 30 min, el tiempo de reacción rápida muestra porcentajes notables en la primera sesión.

A una escala real el tratamiento de drenaje ácido de minas (AMD) se remedia con cal viva (óxido de calcio,  $\text{CaO}$ ), que neutraliza la acidez y precipita los metales pesados disueltos. Para determinar la cantidad adecuada de cal, primero se registra el caudal del AMD. A continuación, se eleva el pH añadiendo cal viva a la corriente ácida, donde interactúa rápidamente con el agua para generar hidróxido de calcio ( $\text{Ca(OH)}_2$ ). Metales como el Fe, Al, Cu o Zn precipitan en forma de hidróxidos insolubles a medida que aumenta el pH y pueden separarse mediante filtración o sedimentación. Este método es muy popular en el campo y es rápido y eficaz (Fikri et al., 2025). Por otro lado Colonio, (2024) mencionó que la roca caliza (carbonato de calcio,  $\text{CaCO}_3$ ) en un sistema de flujo continuo, se puede realizar el tratamiento del drenaje ácido de mina (DAM) a escala real. Este método implica el paso constante del DAM a través de un lecho de caliza, donde se produce una reacción de neutralización que eleva el pH del agua al liberar iones bicarbonato. A medida que el pH aumenta, los metales disueltos en el DAM precipitan como hidróxidos y carbonatos. Para su aplicación a gran escala, es fundamental considerar el tamaño del lecho reactivo, el tiempo de residencia, el caudal de entrada, y la saturación progresiva de la caliza

**Figura 10**

*Modelo para Al y Zeolita A) Pseudo primer orden B) Pseudo segundo orden*



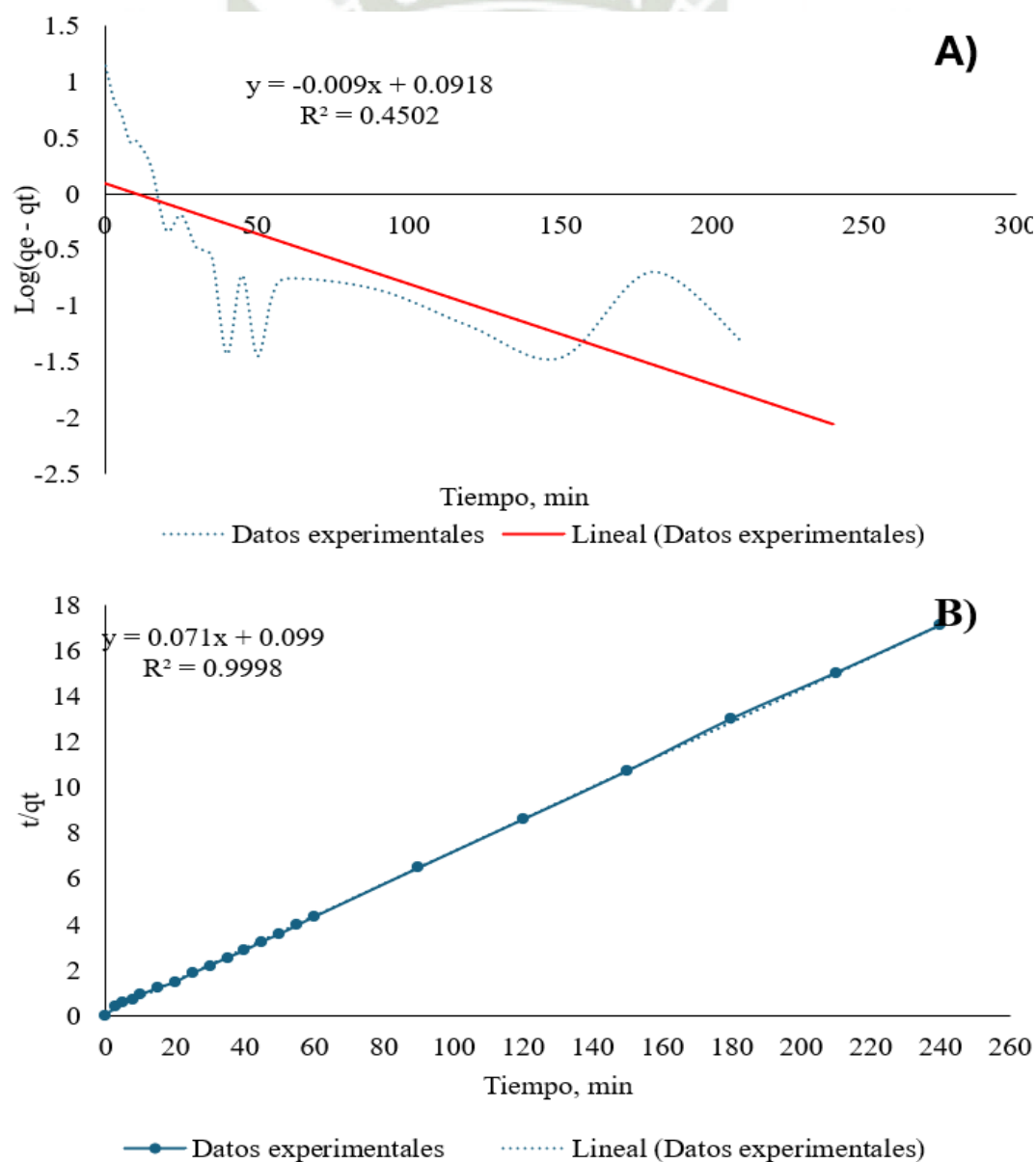
Nota: Obtenido de software Microsoft Excel

El coeficiente de determinación para el modelo de pseudo-primer orden de la figura 10 (A), fue  $R^2 = 0,5714$ , lo que indica un ajuste deficiente y una baja correlación entre los resultados teóricos y experimentales. El valor calculado estimado fue cercano a 3,2 mg/g. Por otro lado, el modelo de pseudo-segundo orden de la figura 10 (B), mostró

una coincidencia prácticamente perfecta con  $R^2 = 0,9998$ , lo que sugiere una descripción fiable de la cinética de adsorción. Se calculó un valor aproximado de 34,25 mg/g basándose en la pendiente, que era significativamente mayor que el valor encontrado en el primer modelo. De manera similar, la velocidad de adsorción inicial fue  $h = 27,17 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{min}^{-1}$ , y la constante de velocidad fue  $k_2 \approx 0,023 \text{ g} \cdot \text{mg}^{-1} \cdot \text{min}^{-1}$ . Por ende, el modelo de pseudo-segundo orden, indica un mecanismo dominado por la quimisorción.

**Figura 11**

*Modelo para Fe y Zeolita A) Pseudo primer orden B) Pseudo segundo orden*



Nota: Elaboración propia

Con  $R^2 = 0,4502$ , el modelo de pseudo-primero orden de la Figura 11 (A), mostró un ajuste deficiente, lo que sugiere que es insuficiente para explicar la adsorción de Fe en la zeolita. Por el contrario, el modelo de pseudo-segundo orden de la Figura 11(B), mostró una coincidencia excepcional con  $R^2 = 0,9998$ , lo que sugiere una conexión casi perfecta entre el modelo y los datos experimentales. Con un valor calculado de  $14,08 \text{ mg/g}$  y una constante de velocidad de  $k_2 = 0,036 \text{ g} \cdot \text{mg}^{-1} \cdot \text{min}^{-1}$ , se confirmó que la cinética de adsorción del Fe se ajustaba al modelo de pseudo-segundo orden, que está vinculado a un proceso de tipo quimisorción.

La cinética de adsorción de los iones  $\text{Fe}^{2+}$  y  $\text{Mn}^{2+}$  en las zeolitas fabricadas a partir de residuos de roca minera coincide con el modelo de pseudo-segundo orden, lo que sugiere un mecanismo de quimisorción. Según el autor Hassan et al. (2022) los elevados coeficientes de correlación ( $R^2$ ), que en el caso de la pizarra negra alcanzaron hasta 0,98 para el hierro y 0,95 para el manganeso, así como valores comparables para las zeolitas faujasita y sodalita-cancrinita, demostraron esta coincidencia. Además, la validez del modelo se vio reforzada por la casi coincidencia entre los valores experimentales y teóricos de la capacidad de adsorción. Debido a sus valores de  $q_e$  inconsistentes y a sus escasas correlaciones, se eliminó el modelo de primer orden. Según los científicos, esta característica cinética respalda el uso eficaz de las zeolitas como adsorbentes de metales en vías fluviales contaminadas.

La cinética de adsorción de metales como  $\text{Pb}^{2+}$ ,  $\text{Cu}^{2+}$  y  $\text{Zn}^{2+}$  sobre zeolita sintética NaP1 derivada de cenizas volantes se ajusta mejor al modelo de pseudo-segundo orden, según el estudio de Ankrah et al. (2022) también hallaron que  $R^2 = 0,999$  para  $\text{Zn}^{2+}$  y  $R^2 = 1$  para  $\text{Pb}^{2+}$  y  $\text{Cu}^{2+}$ . Los resultados de ambas investigaciones apoyan la idea de que la interacción metal-adsorbente es particular y se rige por procesos de difusión y afinidad química, ya que el modelo de pseudo-segundo orden captura mejor la cinética de

adsorción en sistemas que incluyen zeolitas. Lobo Recio et al. (2020) mencionaron debido a su rápida eliminación, se utilizaron modelos pseudo-primer orden, como los mecanismos de sorción y precipitación, y se identificaron modelos pseudo-segundo orden utilizando los valores  $R^2$  de las ecuaciones de regresión no lineal relacionadas. Con valores  $R^2$  de 0,2862, 0,9258 y 0,9753, las sorciones de Al, Fe y Mn, respectivamente, se ajustan mejor al modelo cinético de pseudo-primer orden, se muestra en la siguiente Tabla 8.

**Tabla 9**

*Resultados del análisis cinético del proceso utilizando los modelos de pseudo-primer y pseudo-segundo orden*

Modelo cinético	Parámetro	Unidad	Valor numérico	
			Al	Fe
Pseudo Primer Orden	$q_e$ (Estimado)	mg/g	3.20	1.23
	$K_1$	$\text{min}^{-1}$	0.0109	0.009
	Coefficiente de correlación ( $R^2$ )	-	0.57	0.45
Pseudo Segundo Orden	$q_e$ (Estimado)	mg/g	27.17	10.10
	$K_2$	$\text{g}/(\text{mg} \cdot \text{min})$	0.029	0.07
	Coefficiente de correlación ( $R^2$ )	-	0.9998	0.9998
<b>Valor experimental</b>	<b><math>q_e</math> (Experimental)</b>	<b>mg/g</b>	<b>34.09</b>	<b>14.03</b>

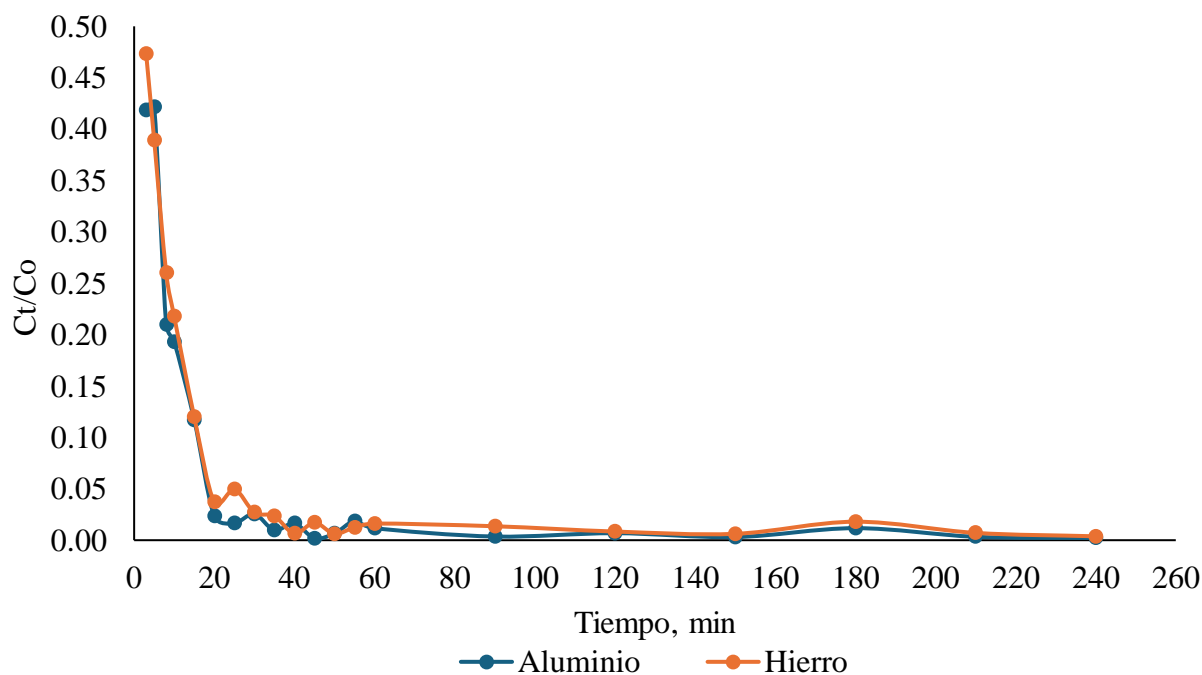
Nota: Elaboración propia

Muestra variaciones entre los modelos utilizados en la evaluación cinética de la adsorción de Fe y Al en el DAM utilizando zeolita natural. La capacidad de adsorción de equilibrio del adsorbente, o la mayor cantidad de metal que puede retenerse por masa de zeolita, está representada por el parámetro  $q_e$  (estimado). Por el contrario, las constantes de velocidad de adsorción respectivas de los modelos de pseudo primer orden y pseudo segundo orden,  $K_1$  y  $K_2$ , muestran la rapidez del proceso de adsorción. En el modelo de pseudo primer orden se encontraron valores bajos de coeficiente de correlación  $R^2$  (0,57 y 0,45) y  $q_e$  (estimado) (Al = 3,20 y Fe = 1,23) mg/g, lo que indica un mal ajuste del modelo y una subestimación de la capacidad de adsorción real.

Además, las bajas constantes  $K_1$  sugerían un proceso lento e ineficaz en este modelo. Alternativamente, el modelo de pseudo-segundo orden se ajusta muy bien a ambos metales ( $R^2 = 0,9998$ ), y los valores  $q_e$  estimados (Al = 27,17 y Fe = 10,10) mg/g, y los valores experimentales (Al = 34,09 y Fe = 14,03) mg/g, respectivamente. Además, se observa una mayor velocidad de adsorción ligada a un mecanismo regulado por interacciones químicas en las constantes  $K_2$  (0,029 y 0,07) g/mg-min. Estos resultados muestran que el proceso de adsorción está bien descrito por el modelo de pseudo-segundo orden, demostrando que los mecanismos de quimiosorción.

**Modelo Ct/Co****Figura 12**

*Análisis de la relación Ct/Co en función del tiempo de contacto para Al y Fe*



Nota: Obtenido de software Microsoft Excel

La Figura 12, ilustra cómo cambió la relación Ct/Co para el Fe y el Al a lo largo del tiempo como resultado del proceso de adsorción. Como se puede observar, la concentración relativa desciende rápidamente durante los primeros 20 min, pasando de valores iniciales de 0,42 (Al) y 0,47 (Fe) a menos de 0,05, lo que sugiere que la zeolita tenía una alta afinidad inicial por ambos metales. Las concentraciones relativas tienden a estabilizarse cerca de cero después de 20 a 40 min, lo que indica que la mayoría de los sitios activos ya han sido ocupados. Las curvas se mantienen esencialmente constantes entre 60 y 240 min, lo que indica que el sistema ha alcanzado el equilibrio de adsorción.

Este resultado supera incluso al de Chostak et al. (2023), que lograron una remoción del 96,56% con un tiempo de ruptura de 1320 min utilizando zeolita tipo Linde-

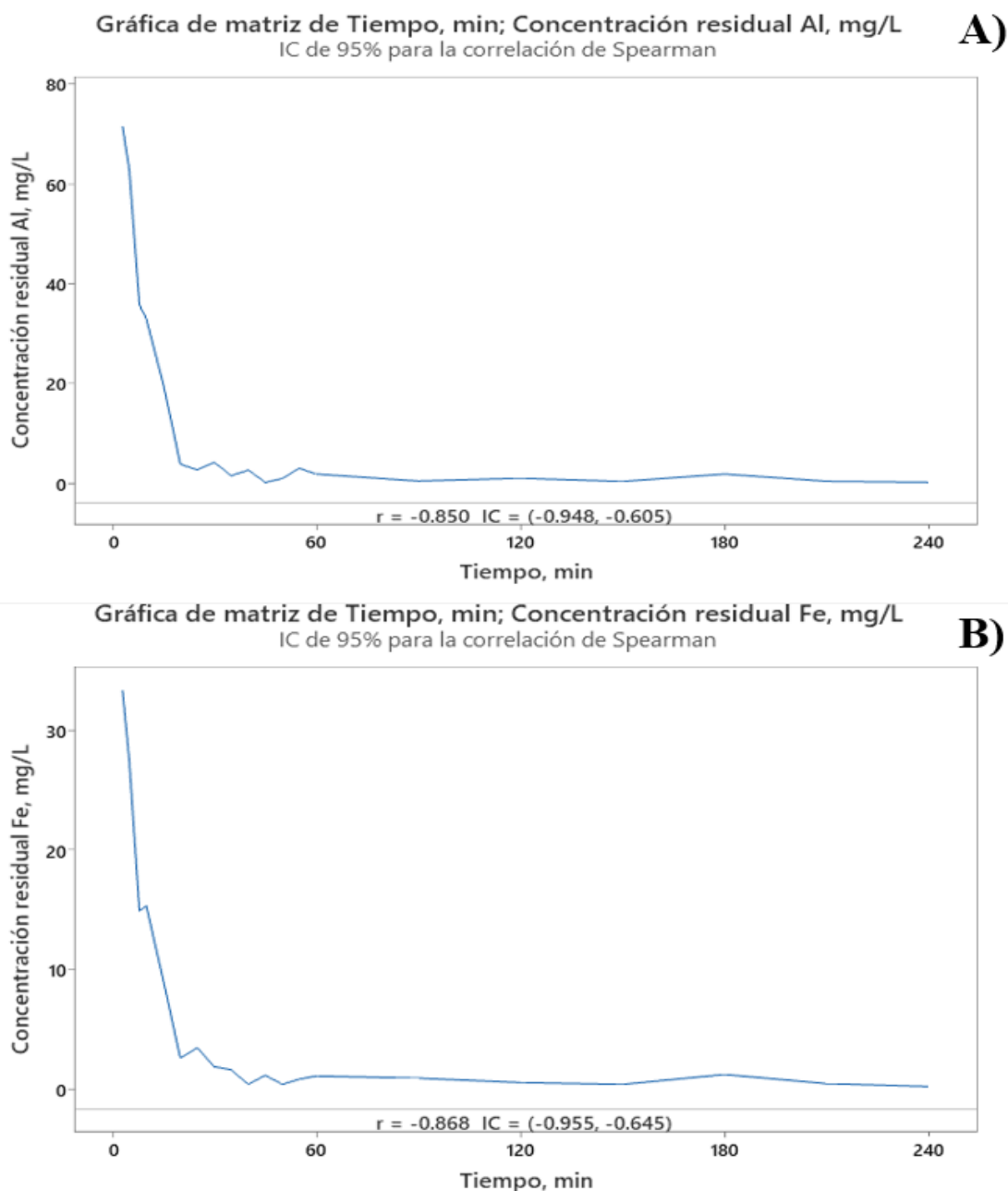
A inmovilizada sobre agarosa en columnas piloto. La tasa de adsorción alcanzada en este trabajo enfatiza la notable reactividad de la zeolita natural inalterada, incluso si su sistema continuo se ajusta a configuraciones más realistas. Además, este estudio demuestra que materiales fácilmente disponibles y sin tratar también pueden alcanzar una eficacia impresionante en la captación de  $\text{Al}^{3+}$  en ambientes ácidos, después de 1027 min, utilizaron zeolita LTA en columnas para eliminar el 93,45% del  $\text{Fe}^{2+}$ . El potencial de la zeolita natural para tratamientos rápidos de drenaje ácido se pone de manifiesto por la rápida cinética del estudio, que muestra una mejor eficiencia inicial sin necesidad de soporte o modificación.

Otros estudios se basaron en los resultados del diseño factorial, se seleccionaron la  $Dz = 8,25 \text{ g/L}$  y la  $A = 150 \text{ rpm}$  para la investigación cinética de la solución multicomponente. Datos experimentales sobre cinética. El  $\text{Al}^{3+}$  se eliminó con increíble rapidez; en solo 5 min de tiempo de contacto, se eliminó el 99,67 %. El  $\text{Fe}^{2+}$  y el  $\text{Mn}^{2+}$  se eliminaron más lentamente, tardando (60 y 30) min, respectivamente, en alcanzar una eliminación superior al 90 %. En ambos casos se necesitaron 60 min. Para convertir la solución multicomponente en agua apta para uso no potable, se consideró que 60 min era el tiempo de contacto óptimo (Lobo-Recio et al., 2020). Por otro lado, Wanyonyi et al. (2024) mencionaron para una eliminación óptima del metal en los ensayos analizados, el tiempo de contacto fue fundamental. La adsorción de  $\text{Pb}^{2+}$  demostró una captura rápida en los primeros 60 min y alcanzó el equilibrio con una eficiencia del 99,7 % después de 3 h. Con una eliminación total del 76,7 %, la cinética del  $\text{Cd}^{2+}$  fue más lenta en la primera hora, se aceleró entre los 60 y los 120 min y se acercó al equilibrio alrededor de los 180 min. Esto indica que el plomo se adsorbe más fácilmente que el cadmio, y que la velocidad y la eficiencia dependen tanto del metal como de la duración de la exposición.

## Correlación de spearman

**Figura 13**

*Correlación de Spearman entre A) tiempo de contacto y concentración residual para Al total B) tiempo de contacto y concentración residual para Fe total*



Nota: Obtenido del software estadístico Minitab versión 22

El tiempo de contacto y el contenido residual de metal están fuertemente correlacionados de forma inversa, según la correlación de Spearman para el Al Figura 13 (A), ( $r = -0,850$ , IC del 95 =  $-0,948$ ;  $-0,605$ ), lo que sugiere que la concentración de Al desciende drásticamente hasta valores cercanos a cero conforme se incrementa el tiempo de reacción. La relación fue considerablemente mayor para el hierro Figura 13 (B), ( $r = -0,868$ , IC del 95 % =  $-0,955$ ;  $-0,645$ ), lo que indica una tendencia a la baja comparable en la concentración residual a lo largo del tiempo. Estos resultados demuestran que el procedimiento es bastante eficaz para remover ambos metales, con una relación inversa clara: cuanto mayor es el tiempo de contacto, menor es la concentración residual. En las primeras fases de la prueba, se alcanzaron eficiencias de eliminación superiores al 90 %. Según Tyagi et al. (2023) en la investigación demuestran cuanto más se aproxima el valor a 1 (o al 100%), más fuerte y positiva es la relación entre las variables, indica mayor confiabilidad en los resultados.

Bocianowski et al. (2024) en la investigación revelaron una conexión positiva sustancial entre las variables analizadas con un coeficiente de correlación de Spearman ( $\rho_s$ ) de alrededor del 67-68 %. Este resultado demuestra una clara tendencia combinada, significa si una variable aumenta, la otra también lo hace de manera constante. Además, este grado de correlación refuerza la validez de los hallazgos y disminuye la probabilidad de que los resultados sean aleatorios. Una correlación superior al 65 %, expresada en porcentaje, se considera una señal fiable en la investigación experimental y demuestra la viabilidad de las ideas planteadas.

El análisis del coeficiente de correlación de Spearman ( $\rho_s$ ) reveló valores positivos elevados en las zonas más sensibles de la pendiente, con valores que oscilan entre aproximadamente 0,60 (60 %) y 0,70 (70 %). Esto sugiere una correlación positiva fuerte entre el factor de seguridad y la resistencia al corte sin drenaje del suelo. En

términos prácticos, una correlación del 67 % indica que el modelo es coherente a la hora de explicar la interacción entre las variables analizadas y que el comportamiento de los parámetros está estrechamente relacionado (Zhang & Wang, 2023). Se muestra en la siguiente Tabla 9.

#### 4.4 Remoción de Al y Fe, frente a los estándares ambientales

**Tabla 10**

*Comportamiento de los parámetros fisicoquímicos de DAM tratado con zeolita natural en relación con los LMP establecidos por la normativa peruana*

Parámetros	Unidad	DAM			DAM (Después del tratamiento con zeolita natural)		
		(Antes del tratamiento con zeolita natural)	LMP	LMP referencial	pH = 7.32	60, min	24, h
							pH = 2.77
							24, h
pH	unidades	2.77	6-9	--	7.33	7.31	2.80
Temperatura	°C	19.7	--	--	20.1	22.3	21.8
Conductividad	µS/cm	2625	--	--	1137	989	1894
TDS	mg/L	771	--	--	335	147	589
ORP	mV	278.5	--	--	81	-1	142
Turbiedad	NTU	28	--	--	6.5	6.3	7.9
Cobre	mg/L	3.5	0.5	--	--	--	--
Zinc	mg/L	1.91	1.5	--	--	--	--
Hierro	mg/L	70.44	2	--	0.36	0.02	22.67

Aluminio	mg/L	174.82	--	5	0.27	0.02	38.67
----------	------	--------	----	---	------	------	-------

Nota: Elaboración propia

Los parámetros fisicoquímicos primarios del DAM se comparan en la tabla antes y después del tratamiento con zeolita natural a intervalos de 60 min y 24 h bajo condiciones de pH neutro (7.32) y ácido (2.77). Se encontró que el pH inicial de 2.77 fue corregido exitosamente a valores neutros (7.33 y 7.31), los cuales estuvieron de acuerdo con el rango definido por la LMP peruana (6-9). La conductividad eléctrica y (TDS) disminuyeron significativamente a pH 7.32, siendo la reducción más notoria a las 24 h (147 mg/L SDT). Después de 24 h, el potencial redox (ORP) en condiciones neutras disminuyó de 278.5 mV a -1 mV, indicando un ambiente más reductor y ventajoso para la adsorción o precipitación de metales.

A pH 7,33 durante 24 h, la concentración de Fe en metales descendió de 70,44 mg/L a 0,02 mg/L, alcanzando fácilmente el LMP de 2 mg/L según los límites permitidos por el Decreto Supremo N°010-2010-MINAM. En ese mismo tratamiento, los niveles de aluminio descendieron de 174,82 mg/L a 0,02 mg/L, también por debajo del límite de 5 mg/L según el Decreto 90, que fija las directrices de emisión para el control de contaminantes relacionados con las descargas de residuos líquidos a las aguas superficiales continentales y marinas de Chile. Por otro lado, la eliminación parcial (Fe = 22,67 y Al = 38,67) mg/L a pH 2,77, los resultados siguen siendo superiores a los límites predeterminados. Estos resultados apoyan la alta efectividad del tratamiento con zeolita activa para la remoción de metales totales de DAM cuando se realiza en un ambiente neutro y durante un día completo.



## 5 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

### 5.1 CONCLUSIONES

- Los resultados de la caracterización del DAM en Chumbivilcas, Cusco, el pH fue de 2,77, lo que estaba por debajo del (LMP); los niveles de Cd, Al, Cu, Zn y Fe fueron de (0,039, 3,50, 1,91 y 74,44) mg/L, respectivamente; y los niveles de conductividad eléctrica, turbidez y ORP la normativa ambiental peruana (LMP).
- La zeolita natural mostró la máxima eficacia en la remoción de metales totales en condiciones básicas con una dosis de 0,5 g, con porcentajes del 99,99 % para el Al y del 99,97 % para el Fe. Tras el proceso, los cambios en la composición y la disminución del área superficial se validaron mediante análisis elementales (CHNS) y análisis del área superficial específica ( $S_{BET}$ ) ( $N_2$  a 77 K), que mostraron que los metales adsorbidos habían ocupado los poros. Las variaciones en las bandas vinculadas a los grupos funcionales se detectaron mediante F-TIR.
- El análisis cinético demostró que, durante los primeros minutos de contacto, el Al y el Fe se adhirieron rápidamente a la zeolita natural. Tras 60 min, la tasa de remoción descendió de forma constante hasta alcanzar el equilibrio. En el caso del Al y el Fe, las eficiencias de adsorción fueron del 98,83 % y del 98,38 %, respectivamente.
- Por último, se comparó la tabla de resultados con la normativa medioambiental peruana y chilena la cual reveló que las concentraciones de (Fe = 1,14 y Al = 2) mg/L se redujeron por debajo de los límites máximos permitidos tras el tratamiento con zeolita natural.

## 5.2 RECOMENDACIONES

- Se recomienda que, además de los valores de pH de 2,77 y 7 examinados anteriormente, las investigaciones futuras evalúen la adsorción de metales en la zeolita en un rango de pH más amplio, que incluya valores intermedios como 2.77, 4, 6 y 8. Esto permitiría determinar con mayor precisión cómo afecta el pH a la eficacia de la eliminación.
- Proceda con un tratamiento adicional del DAM para eliminar cualquier sulfato restante, como el intercambio iónico o las bacterias reductoras de sulfato.
- Se recomienda evaluar cómo afectan el tamaño de las partículas de zeolita a la adsorción de metales. Tanto la tasa de eliminación como la eficiencia del proceso pueden verse afectadas por el tamaño de las partículas. El tamaño ideal de las partículas puede determinarse mediante un examen comparativo.
- Los estudios de adsorción deben realizarse en sistemas continuos, como columnas de lecho fijo, para simular condiciones más próximas a un tratamiento de escala real. Este método permitiría evaluar el comportamiento dinámico y la capacidad de eliminación de la zeolita en flujo continuo.

## 6 REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Aboli, E., Jafari, D., & Esmaeili, H. (2020). Heavy metal ions (lead, cobalt, and nickel) biosorption from aqueous solution onto activated carbon prepared from Citrus limetta leaves. *Carbon Letters*, 30, 683–698. <https://doi.org/10.1007/s42823-020-00141-1>

Abood, N. M., Flayh, E. K., Saeed, L. S., & Abdulkareem, M. A. (2023). Removal of Iron (III) and Manganese (II) from polluted solutions using natural limestone (cost effective adsorbent). *Results in Chemistry*, 5, 100921. <https://doi.org/10.1016/j.rechem.2023.100921>

Abukhadra, M., Basyouny, M., El-Sherbeeney, A., & El-Meligy, M. (2020). The effect of different green alkali modification processes on the clinoptilolite surface as adsorbent for ammonium ions; characterization and application. *Microporous and Mesoporous Materials*, 300, 110145. <https://doi.org/10.1016/j.micromeso.2020.110145>

Acharya, B., & Kharel, G. (2020). Acid mine drainage from coal mining in the United States – An overview. *Journal of Hydrology*, 588, 125061. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.125061>

Ahmadi, M., Kalinin, I. V., & Tomchuk, V. A. (2023). Removal of heavy metals by sorbents and biochemical indices in rats. *Ukrainian Journal of Veterinary Sciences*, 14(4), 68–74. <https://doi.org/10.31548/veterinary4.2023.09>

Alegre, A. (2009). Los pasivos ambientales mineros en la legislación peruana. *Consultores SAC Derecho y gestión ambiental*, 71-72.

<https://sinia.minam.gob.pe/sites/default/files/siar-pasco/archivos/public/docs/397.pdf>

Andrade, G. C., Jiménez Orihuela, A., Challco Hihui, A., Tejada Meza, K., Pacheco, C. R., & Terán Hilaes, R. (2024). Environmental sustainability of the removal of alpaca fiber dye using a thermally modified sludge from a drinking water treatment facility. *Sustainability*, 16(18), 7876. <https://doi.org/10.3390/su16187876>

Ankrah, A. F., Tokay, B., & Snape, C. E. (2022). Heavy metal removal from aqueous solutions using fly-ash derived zeolite NaP1. *International Journal of Environmental Research*, 16(2), 17. <https://doi.org/10.1007/s41742-022-00395-9>

Arenhardt, W. D., Ketzer, F., Wancura, J. H., Seraglio, J., Carasek, F. L., Zin, G., ... & Dal Magro, J. (2025). Fe<sup>3+</sup> and Mn<sup>2+</sup> Removal from Water Solutions by Clinoptilolite Zeolites as a Potential Treatment for Groundwater Wells. *Processes*, 13(4), 1060. <https://doi.org/10.3390/pr13041060>

Autoridad Nacional del Agua (ANA). (2009). Ley de Recursos Hídricos, Ley N.º 29338. El Peruano, Normas Legales, 22 de marzo de 2009. (La referencia ANA, 2019 en el texto puede referirse a interpretaciones o documentos derivados posteriores).

Bank, M. (2020). La interfaz ciencia-política del mercurio: Historia, evolución y progreso del Convenio de Minamata. *Science of the Total Environment*, 722, 137832. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137832>

Banunle Albert , Agbeshie Alex Amerh, dumanye Mary Queenette, Adjei Rita, Bosomtwi Appiah. (2025). Interactive effect of anthropogenic activities and seasonal changes on the biophysicochemical properties and heavy metal status of tropical surface water resources. <https://doi.org/10.1016/j.sciaf.2024.e02495> R

Bocianowski, J., Wronska-Pilarek, D., Krysztofiak-Kaniewska, A., Matusiak, K., & Wiatrowska, B. (2024). Comparison of pearson's and spearman's correlation coefficients for selected traits of *Pinus sylvestris* L. *Biom Lett*, 61(2), 115-135. DOI: 10.2478/bile-2024-0008

Castro, K. D. S., Araujo, A. M. D. M., Batista, A. C. D. M., Fernandes, V. J., Pergher, S. B. C., & Gondim, A. D. (2022). K2O SUPORTADO EM ZEÓLITA NATURAL: SÍNTESE, CARACTERIZAÇÃO E APLICAÇÃO PRODUÇÃO DE BODIESEL A PARTIR DO ÓLEO DE GIRASSOL. *Química Nova*, 45(07), 807-815. <http://dx.doi.org/10.21577/0100-4042.20170890>

Chen, H., Ai, Y., Jia, Y., Li, J., Gu, M., & Chen, M. (2022). Effective and simultaneous removal of heavy metals and neutralization of acid mine drainage using an attapulgite-soda residue based adsorbent. *Science of the Total Environment*, 851(Pt 1), Article 157120. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157120>

Chen, H., Zhang, D., Li, Q., Nie, Z., & Pakostova, E. (2022). Release and fate of As mobilized via bio-oxidation of arsenopyrite in acid mine drainage: Importance of As/Fe/S speciation and As(III) immobilization. *Water*

Research, 223, Article 118957.

<https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118957>

Chostak, C. L., López-Delgado, A., Padilla, I., Lapolli, F. R., & Lobo-Recio, M.

Á. (2023). Use of a waste-derived linde type-a immobilized in agarose for the remediation of water impacted by coal acid mine drainage at pilot scale. *Materials*, 16(11), 4038. <https://doi.org/10.3390/ma16114038>

Coayla, E., Romero Carrion, V. L., & Bedón Soria, Y. T. (2024). Regulación

económica e impacto ambiental de la gran minería cuprífera en el desarrollo de Perú. *Economía, sociedad y territorio*, 24(74). <https://doi.org/10.22136/est20242032>

Colonio Alanya, T. X. (2024). Tratamiento de Drenaje Ácido de Mina por

Metodo Pasivo con Roca Caliza de la Relavera Quiulacocha en Cerro de Pasco, 2022. (Repositorio Institucional, Universidad Nacional Daniel Alcides Carrión). <https://hdl.handle.net/20.500.13084/9031>

Dabbawala, A. A., Ismail, I., Vaithilingam, B., Polychronopoulou, K.,

Singaravel, G., Morin, S., Berthod, M., & Al Wahedi, Y. (2020). Hierarchical porous Zeolite-Y synthesis for improved CO<sub>2</sub> capture. *Microporous and Mesoporous Materials*, 303, 110261. <https://doi.org/10.1016/j.micromeso.2020.110261>

Dalimunthe, S., Fajar, M., & Azizah, R. N. (2024). Efektivitas Kombinasi Zeolit

dan Batu Apung dalam Menurunkan Konsentrasi Besi (Fe) pada Air Tanah: Studi Kasus di Pidada, Kecamatan Panjang, Bandar Lampung. *Dampak*, 21(2), 27-33.

<https://doi.org/10.25077/dampak.21.2.27-33.2024>

Del Ambiente, L. G. (2005). Ley General del Ambiente. Ley N 28611.

<https://www.minam.gob.pe/wp-content/uploads/2017/04/Ley-N%C2%B0-28611.pdf>

Derbe, T., Temesgen, S., & Bitew, M. (2021). A short review on synthesis, characterization, and applications of zeolites. *Advances in Materials Science and Engineering*, 2021(1), 6637898.

<https://doi.org/10.1155/2021/6637898>

Diario Gestión. (20 de setiembre de 2022). Minería verde en Perú: una transición hacia grandes oportunidades. Diario Gestión.

<https://gestion.pe/publirreportaje/mineria-verde-en-peru-una-transicion-hacia-grandes-oportunidades-noticia/>

Donaires, A. E., Lume, L. M. A., Armas, L. Q., Felipe, W. C., & Manrique, J. M. A. (2024). Eficiencia de bioadsorción de vegetales silvestres sometidos a metales y metaloide contenido en agua superficial. *Revista de investigación científica siglo XXI*, 4(2), 75-99.

<https://doi.org/10.54943/rscsxxi.v4i2.579>

Dube, V., Phiri, Z., Kuvarega, A. T., Mamba, B. B., & De Kock, L. (2024). Exploring acid mine drainage treatment by adsorption: A bibliometric analysis. *Environmental Science and Pollution Research*, 31(41), 59659–59680. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-35047-2>

Feng, M., Kou, Z., Tang, C., Shi, Z., Tong, Y., & Zhang, K. (2023). Recent progress in synthesis of zeolite from natural clay. *Applied Clay Science*, 240, 107087. <https://doi.org/10.1016/j.clay.2023.107087>

- Fikri, M., Agustina, TE, y Hermansyah, H. (2025). Efecto del uso de cenizas húmedas como sustituto de la cal viva en la mejora de la calidad del drenaje ácido de minas de carbón. *IJFAC (Revista Indonesia de Química Fundamental y Aplicada)* , <http://dx.doi.org/10.24845/ijfac.v10.i2.154>
- Freire Matamoros, A. P., & Loja Barrionuevo, E. M. (2024). Tratamiento de aguas de drenaje minero utilizando zeolita como absorbente de metales pesados. Universidad del Azuay. <http://dspace.uazuay.edu.ec/handle/datos/14553>
- Fu, Y., Zhang, R., Wang, N., Wu, P., Zhang, Y., An, L., & Zhang, Y. (2023). Efectos del pH inicial y la dosificación de roca carbonatada en la biooxidación y la síntesis secundaria de minerales de hierro. *Toxics*, 11(3), Article 224. <https://doi.org/10.3390/toxics11030224>
- Gaikwad, R. W., Sonawane, A. V., Hakke, V. S., Sonawane, S. H., Gaikwad, M. S., Lakhera, S. K., ... & Sapkal, V. S. (2024). Application of apophyllite and thomsonite natural zeolite as modified adsorbents for the removal of zinc from acid mine drainage. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.141095>
- García-Valero, A., Martínez-Martínez, S., Faz, Á., Rivera, J., & Acosta, J. A. (2020). Environmentally sustainable remediation of acid mine drainage: Use of natural alkaline material. *Journal of Water Process Engineering*, 33, 101064. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2019.101064>
- Gomes, P. H. A., & Valente, T. M. (2024). Seasonal impact of acid mine drainage on water quality and potential ecological risk in an old sulfide

exploitation. *Environmental Science and Pollution Research*, 31(15), 21124–21135. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-32367-1>

Hart, K. M., Trueman, B. F., Halfyard, E. A., & Sterling, S. M. (2024). Detection and prediction of toxic aluminum concentrations in high-priority salmon rivers in Nova Scotia. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 43(10), 2545–2556. <https://doi.org/10.1002/etc.5997>

Hassan, W. A., Mohamed, M. A., Ahmed, E. A., Shaban, M. S., & Abukhadra, M. R. (2022). Removal of Fe<sup>2+</sup> and Mn<sup>2+</sup> from Water by Using Mining Rock Wastes and Their Synthesized Zeolites. *Int J Mineral Process Extract Metal*, 7(4), 90-107. <http://www.sciencepublishinggroup.com/j/ijmpem>

Hassas, B. V., Rezaee, M., & Pisupati, S. V. (2021). Efecto de diversos ligandos en la precipitación selectiva de elementos críticos y tierras raras provenientes del drenaje ácido de minas. *Chemosphere*, 280, Article 130684. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130684>

Hernández, R., Fernández, C., Baptista P. (1997). Metodología de la investigación. McGraw-Hill Interamericana. [https://www.uv.mx/personal/cbustamante/files/2011/06/Metodologia-de-la-Investigaci%C3%83%C2%B3n\\_Sampieri.pdf](https://www.uv.mx/personal/cbustamante/files/2011/06/Metodologia-de-la-Investigaci%C3%83%C2%B3n_Sampieri.pdf)

Huaman, K., Olivera, Y., Rojas, V., Arauzo, L., Ibañez, C., & Dominguez, F. (2023). Minimally Active Neutralization of Acid Mine Drainage through the Monte Carlo Method. *Water*, 15(19), 3496. <https://doi.org/10.3390/w15193496>

- Hudbay Minerals Inc. (2021). NI 43-101 Technical Report – Constancia Mine, Province of Chumbivilcas, Department of Cusco, Peru.  
[https://s23.q4cdn.com/405985100/files/doc\\_downloads/tech\\_reports/peru/Constancia-NI-43-101-Technical-Report-March-29-2021\\_FINAL.pdf](https://s23.q4cdn.com/405985100/files/doc_downloads/tech_reports/peru/Constancia-NI-43-101-Technical-Report-March-29-2021_FINAL.pdf)
- IFC (International Finance Corporation). (2020). Performance Standards on Environmental and Social Sustainability. International Finance Corporation.
- Keller, FS, Boff, C., Silva, D., Grigorieff, A., Weber, CC, Weiler, J. y Schneider, IAH (2025). Atenuación del drenaje ácido de mina en un depósito de residuos de carbón en el sur de Brasil y la perspectiva de transición del tratamiento activo al pasivo. *Minerals*, 15 (10), 1068.  
<https://doi.org/10.3390/min15101068>
- Kumar, V., Paul, D., & Kumar, S. (2024). Acid mine drainage from coal mines in the eastern Himalayan sub-region: Hydrogeochemical processes, seasonal variations and insights from hydrogen and oxygen stable isotopes. *Environmental Research*, 255, Article 119086.  
<https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.119086>
- Larraguibel Quiñones, A. T. (2020). Optimización de tecnología DAS en laboratorio para retención de sulfato y metales de drenaje ácido de minas andinos utilizando residuos agro-industriales ricos en CaCO<sub>3</sub>  
<https://repositorio.uchile.cl/handle/2250/175231>
- Le, T. P., Luong, H. V. T., Nguyen, H. N., Pham, T. K. T., Le, T. L. T., Tran, T. B. Q., & Ngo, T. N. M. (2024). Insight into adsorption-desorption of

methylene blue in water using zeolite NaY: Kinetic, isotherm and thermodynamic approaches. *Results in Surfaces and Interfaces*, 16, 100281. <https://doi.org/10.1016/j.rsurfi.2024.100281>

Le, V. T., Vo, T. D. H., Nguyen, B. S., Vu, C. T., Shih, Y. J., & Huang, Y. H. (2020). Recovery of iron(II) and aluminum(III) from acid mine drainage by sequential selective precipitation and fluidized-bed homogeneous crystallization (FBHC). *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 115, 135–143. <https://doi.org/10.1016/j.jtice.2020.10.007>

Legorreta-García, F., Valdez-Sierra, J., Chávez-Urbiola, E. A., Ramírez-Cardona, M., Reyes-Cruz, V. E., & Pérez-Labra, M. (2024). Análisis de la transformación del caolín de Hidalgo en zeolita cancrinita y fases secundarias por el método hidrotermal. *Boletín de la Sociedad Española de Cerámica y Vidrio*, 63(4), 268-278. <https://doi.org/10.1016/j.bsecv.2024.02.002>

Lobo-Recio, M., Rodrigues, C., Jeremias, T., Lapolli, F., Padilla, I., & López-Delgado, A. (2021). Highly efficient removal of aluminum, iron, and manganese ions using Linde type-A zeolite obtained from hazardous waste. *Chemosphere*, 260, 128919. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128919>

Mancinelli, M., Precisvalle, N., Ardit, M., Beltrami, G., Gigli, L., Catizzone, E., Migliori, M., Giordano, G., & Martucci, A. (2023). Thermal stability of shaped ZSM-5 zeolites: An in situ synchrotron X-ray powder diffraction study. *Microporous and Mesoporous Materials*, 361, 112777. <https://doi.org/10.1016/j.micromeso.2023.112777>

Mansour, H., Nassar, H. F., Zaghoul, A., Kabary, H., & Ahmed, S. A. (2025).

Preparation and evaluation of altered zeolite and diatomite as affordable adsorbents in contaminated water treatment. *Applied Water Science*, 15(7), 160. <https://doi.org/10.1007/s13201-025-02518-x>

Martínez-Haro, M., Acevedo, P., Pais-Costa, A., Neto, J., Vieira, L., Ospina-

Alvarez, N., Taggart, M., Guilhermino, L., Ribeiro, R., y Marques, J. (2022). Herramientas ecotoxicológicas en apoyo de los objetivos de la Directiva Marco Europea del Agua: Un paso hacia un enfoque ecosistémico más holístico. *Ecological Indicators*, 145, 109645. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109645>

Merchichi, A., Hamou, A. A., Edahbi, M., Bobocioiu, E. N., Neculita, C. M., &

Benzaazoua, M. (2021). Passive treatment of acid mine drainage from Sidi-Kamber mine tailings (Mediterranean coast, Algeria) using neighbouring phosphate material from Djbel Onk mine. *Science of The Total Environment*, 800, 151002. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151002>

MINEM. (2024). Informe N° 0447-2024/MINEM-DGAAM-DEAM-DGAM.

Evaluación Final de la Declaración de Impacto Ambiental del proyecto de exploración minera "Maria Reyna". (Anexo a la Resolución Directoral N° 180-2024-MINEM/DGAAM).

Ministerio de Energía y Minas (MINEM). (2019). Directiva para la Gestión de

Pasivos Ambientales Mineros – N.º 001-2019-MINEM/DGAAM.

Mohammadzadeh Kakhki, R., Zirjanizadeh, S., & Mohammadpoor, M. (2023).

A review of clinoptilolite, its photocatalytic, chemical activity, structure

and properties: In time of artificial intelligence. *Journal of Materials Science*, 58(26), 10555-10575. <https://doi.org/10.1007/s10853-023-08643-9>

Moreno Balseca, A. R., & Palacios Cabrera, T. (2017). Tratamiento de drenaje ácido de mina con el uso de zeolita natural a escala experimental. *FIGEMPA: Investigación y Desarrollo*, 4(2), 29-40. <https://doi.org/10.29166/revfig.v1i2.67>

Moreno-González, R., Macías, F., Olías, M., & Cánovas, C. (2021). Temporal evolution of acid mine drainage (AMD) leachates from the abandoned Tharsis mine (Iberian Pyrite Belt, Spain). *Environmental Pollution*, 290, Article 118697. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118697>

Narayanan, S., Tamizhdurai, P., Mangesh, V., Ragupathi, C., Krishnan, S., & Ramesh, A. (2020). Recent advances in the synthesis and applications of mordenite zeolite – review. *RSC Advances*, 11(1), 250–267. <https://doi.org/10.1039/d0ra09434j>

Núñez, F. (2021). Jacinto de agua y tiempo de permanencia en el proceso de fitorremediación de las Lagunas PTAR-El Indio. [Tesis de magister]. Universidad Nacional de Piura. <https://repositorio.unp.edu.pe/bitstream/handle/20.500.12676/2705/IAS-IN-NUN-ALB-2021.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

Paradise, M., Nursanto, E., Nurkhamim, N., & Haq, S. (2022). USE OF CLAYSTONE, ZEOLITE, AND ACTIVATED CARBON AS A COMPOSITE TO REMOVE HEAVY METALS FROM ACID MINE

DRAINAGE IN COAL MINING. ASEAN Engineering Journal, 12(2), 15-24. <https://doi.org/10.11113/aej.v12.16982>

Patiño Tipacti, J. C. (2022). Sistema de tratamiento activo mediante neutralización con Óxido de Calcio en solución, para la remoción de concentraciones de Hierro y Aluminio del drenaje Ácido de Mina de la unidad minera Arasi, Ocuvi-Puno, 2019. <https://repositorio.unac.edu.pe/handle/20.500.12952/7259>

Pérez-López, R., Millán-Becerro, R., Basallote, M., Carrero, S., Parviainen, A., Freydier, R., Macías, F., & Cánovas, C. (2023). Effects of estuarine water mixing on the mobility of trace elements in acid mine drainage leachates. *Marine Pollution Bulletin*, 187, Article 114491. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114491>

Ramírez, J. D. L. (2022). *Remoción de arsénico y cadmio en agua usando zeolitas como material adsorbente* (Doctoral dissertation, CENTRO DE INVESTIGACIÓN EN MATERIALES AVANZADOS).

Revellame, E. D., Fortela, D. L., Sharp, W., Hernandez, R., & Zappi, M. E. (2020). Adsorption kinetic modeling using pseudo-first order and pseudo-second order rate laws: A review. *Cleaner Engineering and Technology*, 1, 100032. <https://doi.org/10.1016/j.clet.2020.100032>

Rubio-Arias, H. O., Ochoa-Rivero, J. M., de Lourdes Villalba, M., Barrientos-Juárez, E., Orozco, C. D. L. M., & Rocha-Gutiérrez, B. A. (2021). Eliminación de metales pesados en agua utilizando filtros empacados con zeolita natural de diversos tamaños. *Tecnología y Ciencias del*

*Agua*, 12(6), 282-327A. <https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/>

Salas Carreño, G., & Diez Hurtado, A. (2018). Estado, concesiones mineras y comuneros. Los múltiples conflictos alrededor de la minería en las inmediaciones del Santuario de Qoyllurit'i (Cusco, Perú). Colombia *Internacional* (93), 65-91. <https://doi.org/10.7440/colombiaint93.2018.03>

Schwarz, A., Nancuqueo, I., Gaete, M., Muñoz, D., Sanhueza, P., Torregrosa, M. B., Rötting, T. S., Southam, G., & Aybar, M. (2020). Evaluation of dispersed alkaline substrate technologies and diffusive exchange systems for passive treatment of acid drainage from copper mining. *Water*, 12(3), 854. <https://doi.org/10.3390/w12030854>

Setiawan, Y., Bahrin, D., & Komariah, L. N. (2025). Synthesis of Zeolite from Coal Bottom Ash Using Hydrothermal Method as An Adsorbent for Heavy Metals Cd, Pb, Fe, and Cu. *Jurnal IPTEK*, 29(1), 49-58. <https://doi.org/10.31284/j.iptek.2025.v29i1.7715>

Shabalala, A. N., & Masindi, V. (2022). Insights into the mechanisms governing passive removal of inorganic contaminants from acid mine drainage by a permeable reactive barrier. *Journal of Environmental Management*, 321, 115866. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115866>

Silva, D. M., Weber, C. C., & Oliveira, C. T. (2021). Neutralization and uptake of pollutant cations from acid mine drainage (AMD) using limestones and zeolites in a pilot-scale passive treatment system. *Minerals*

Engineering, 170, Article 107000.

<https://doi.org/10.1016/j.mineng.2021.107000>

Silveira, H. A., de Souza, J. B., Wiecheteck, G. K., & de Souza Vidal, C. M. (2024). Iron and Manganese Removal through Adsorptive Filtration based on Zeolites, at bank scale. *Revista Brasileira de Ciência, Tecnologia e Inovação*, 9(1), 15-27. <https://doi.org/10.18554/rbcti.v9i1.7004>

Smith, J., Sheridan, C., Van Dyk, L., & Harding, K. (2022). Critical evaluation of the chemical composition of acid mine drainage for the development of statistical correlations linking electrical conductivity with acid mine drainage concentrations. *Environmental Advances*, 8, 100241. <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2022.100241>

Takeda, N., Fukushi, K., Okuyama, A., & Takahashi, Y. (2024). Partición sólido-líquido y especiación de Pb(II) y Cd(II) en goethita a pH alto, según se examinó mediante análisis subnanomolar de metales pesados, espectroscopia de absorción de rayos X y modelado de complejación superficial. *Chemosphere*, 363, Article 142766. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.142766>

Thacker, B.V., Vadodaria, G.P., Priyadarshi, G.V., & Trivedi, M. (2023). Biopolymer-based fly ash-activated zeolite for the removal of chromium from acid mine drainage. *The Scientific Temper*, 14(4), 24. <https://doi.org/10.58414/scientifictemper.2023.14.4.24>

Tong, L., Fan, R., Yang, S., & Li, C. (2021). Development and status of treatment technology for acid mine drainage. *Mining, Metallurgy &*

Exploration, 38(1), 315–327. <https://doi.org/10.1007/s42461-020-00298-3>

Torres, F., & De-La-Torre, G. (2022). Mercury pollution in Peru: Geographic distribution, health hazards, and sustainable removal technologies. *Environmental Science and Pollution Research*, 29(36), 54045–54059. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-21152-7>

Tyagi, A., Salhotra, R., Agrawal, A., Vashist, I., & Malhotra, R. K. (2023). Use of Pearson and Spearman correlation testing in Indian anesthesia journals: An audit. *Journal of Anaesthesiology Clinical Pharmacology*, 39(4), 550-556. <https://journals.lww.com/joacp>

Ugrina, M., Gaberšek, M., Daković, A., & Nuić, I. (2021). Preparation and characterization of the sulfur-impregnated natural zeolite clinoptilolite for Hg (II) removal from aqueous solutions. *Processes*, 9(2), 217. <https://doi.org/10.3390/pr9020217>

Unión Europea. (2006). Directiva 2006/21/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 15 de marzo de 2006, sobre la gestión de los residuos de industrias extractivas y por la que se modifica la Directiva 2004/35/CE. *Diario Oficial de la Unión Europea*, L 102, 15-34.

Valdivia, MR, Urday, EU y Velásquez, GO (2021). Evaluación de la capacidad de intercambio catiónico (cec) de zeolita natural o de zeolita intercambiada con sodio de formaciones ignimbríticas en Puno, Perú, mediante la medición de la remoción de amonio y metales pesados. *Revista Boliviana de Química*, 38 (2), 68-79. <https://doi.org/10.34098/2078-3949.38.2.5>

- Velarde, L., Nabavi, M., Escalera, E., Antti, M., & Akhtar, F. (2023). Adsorption of heavy metals on natural zeolites: A review. *Chemosphere*, 338, Article 138508. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138508>
- Velarde, L., Nikjoo, D., Escalera, E., & Akhtar, F. (2024). Bolivian natural zeolite as a low-cost adsorbent for the adsorption of cadmium: Isotherms and kinetics. *Heliyon*, 10(1). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e24006>
- Vicuña Galindo, E. C., & Soto Huamán, A. (2021). Optimización del proceso de remoción de  $Pb^{2+}$  y  $Zn^{2+}$  por el material adsorbente-floculante neonite MR. *Revista de la Sociedad Química del Perú*, 87(4), 370-385. <http://dx.doi.org/10.37761/rsqp.v87i4.362>
- Wang, C., Guo, H., Leng, S., Yu, J., Feng, K., Cao, L., & Huang, J. (2021). Regulation of hydrophilicity/hydrophobicity of aluminosilicate zeolites: A review. *Critical Reviews in Solid State and Materials Sciences*, 46(4), 330–348. <https://doi.org/10.1080/10408436.2020.1819198>
- Wangi, G., Olupot, P., Byaruhanga, J. y Kulabako, R. (2023). Caracterización de zeolita natural y determinación de su potencial de intercambio iónico para iones metálicos seleccionados en agua. *Environmental Processes*, 10, Article 47. <https://doi.org/10.1007/s40710-023-00654-7>
- Wanyonyi, F. S., Orata, F., Mutua, G. K., Odey, M. O., Zamisa, S., Ogbodo, S. E., ... & Pembere, A. (2024). Application of South African heulandite (HEU) zeolite for the adsorption and removal of  $Pb^{2+}$  and  $Cd^{2+}$  ions from aqueous water solution: Experimental and computational study. *Heliyon*, 10(14). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e34657>

- Widyaningrum, S. R., Sarto, S., & Prasetya, A. (2022). Removal of Iron and Manganese in Acid Mine Drainage Using Natural Zeolite. *Key Engineering Materials*, 920, 81-87. <https://doi.org/10.4028/p-0c392g>
- Wulandari, E. S., Hidayat, A., & Moersidik, S. S. (2020). Comparison of Copper Adsorption Effectiveness in Acid Mine Drainage using Natural Zeolite and Synthesized Zeolite. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 473(1), 012143. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/473/1/012143>
- Yadav, M., Singh, G. y Jadeja, RN (2021). Métodos físicos y químicos para la remoción de metales pesados. *Contaminantes y gestión del agua: recursos, estrategias y escasez*, 377-397.
- Zamani Abyaneh, E., Heidary, M. H., Rafaatinia, M., Darzian Rostami, A., Yazdian, F., Rasekh, B., & Mostoufi, N. (2024). Experimental Investigation and Modeling of Denitrification of Water in a Column Bioreactor Using Immobilized Microorganisms on Modified Zeolite. *Journal of Chemical and Petroleum Engineering*, 58(1), 165-187. [10.22059/jchpe.2024.370389.1474](https://doi.org/10.22059/jchpe.2024.370389.1474)
- Zhang, H., Gao, S., Cao, X., Lin, J., Feng, J., Wang, H., ... & Zhuge, Y. (2023). Cd removal from aqueous solutions using a new modified zeolite adsorbent. *Minerals*, 13(2), 197. <https://doi.org/10.3390/min13020197>
- Zhang, L., & Wang, L. (2023). Optimization of site investigation program for reliability assessment of undrained slope using Spearman rank correlation coefficient. *Computers and Geotechnics*, 155, 105208. <https://www.elsevier.com/open-access/userlicense/1.0/>

Zheng, M., Wei, Y., Ren, J., Dai, B., Luo, W., Li, M., & Yan, T. (2021).

Compuesto magnético de núcleo-capa Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub>@polipirrol funcionalizado con 2-aminopiridina para la eliminación de Mn (VII) de una solución acuosa mediante adsorción de doble capa. *Separation and Purification Technology*, 277, Article 119455.  
<https://doi.org/10.1016/j.seppur.2021.119455>

Zulliger, G., & Flores, K. (2023). Geology and geochronology of the Pinaya mineral district: Magmatism and porphyry-style mineralization in the southern extension of the Andahuaylas-Yauri belt, Southern Peru. *Journal of South American Earth Sciences*, 132, 104572.  
<https://doi.org/10.1016/j.jsames.2023.104572>

## ANEXOS

### Modelo cinético que mejor se ajusta

El cálculo del modelo cinético de adsorción de metales Al y Fe con el adsorbente Zeolita consta de varias fases. En primer lugar, debe determinarse la capacidad de adsorción en el equilibrio del adsorbente frente al metal mediante la ecuación 1.

$$q_e = \frac{(c_o - c_e)v}{m} \quad (13)$$

### Anexo 01

Características y la información necesaria para analizar la adsorción en equilibrio

Parámetro	unidad	Valor numérico
$q_e$	mg/g	34.09
$C_o$	mg/L	170.84
$C_e$	mg/L	0.36
$V$	L	0.1
$m$	g	0.5

Nota: Elaboración propia

### Cantidades adsorbidas en diferentes intervalos de tiempo

A continuación, se debe determinarse la capacidad de adsorción de los metales para cada uno de los de los intervalos de tiempo especificado, que son (3, 5, 8, 10, 15, 20, 25, 30, 35, 40, 45, 50, 55, 60, 90, 120, 150, 180, 210 y 240) min, como se muestra el ejemplo de adsorción de Aluminio con Zeolita en la tabla 9.

## Anexo 02

Retención de Al por la Zeolita a distintos tiempos de contacto

Tiempo, min	$q_t \frac{mg}{g}$	Tiempo, min	$q_t \frac{mg}{g}$
3	19.30	45	34.10
5	29.57	50	33.95
8	28.43	55	33.53
10	27.57	60	33.77
15	30.17	90	34.05
20	33.37	120	33.93
25	33.60	150	34.06
30	33.30	180	33.77
35	33.83	210	34.05
40	33.61	240	34.16

Nota: Elaboración propia

### Modelo de pseudo-primer orden

La ecuación de Lagergren de pseudo-primer orden, que se basa en la capacidad de sorción de los sólidos y presupone que la transferencia de masa es el paso que controla el proceso de adsorción, se empleó para investigar el modelo cinético que guía el comportamiento del Aluminio y la Zeolita, en la tabla 10 se muestran los valores derivados de la ecuación para cada intervalo estudiado.

$$\log(q_e - q_t) = \log q_e - \frac{K_1}{2,303} t \quad (14)$$

### Anexo 03

Datos del modelo de pseudo-primer orden para obtener la gráfica

Tiempo	$\log(q_e - q_t)$	Tiempo	$\log(q_e - q_t)$
0	1.53269494	45	-
3	1.17008561	50	-0.83169899
5	0.65584247	55	-0.25129526
8	0.75286758	60	-0.48500977
10	0.81473579	90	-1.3127684
15	0.59409776	120	-0.79407422
20	-0.13826651	150	-1.49485002
25	-0.30627305	180	-0.48500977
30	-0.1001795	210	-1.39076142
35	-0.5839145	240	-
40	-0.31217388		

Nota: Elaboración propia

En la Figura 9, se creó utilizando los datos de la tabla 10 y el coeficiente de la regresión, que muestra si el modelo de pseudo-primer orden rige o no el comportamiento de la cinética de adsorción

### Modelo de pseudo-segundo orden

Para demostrar que la velocidad de adsorción de los metales con los adsorbentes depende tanto de la transferencia de masa como de la quimisorción, debido a la creación de enlaces químicos entre el adsorbente y el metal en una monocapa sobre la superficie del material, calculamos a continuación del modelo de pseudo-segundo orden entre el Aluminio y la Zeolita. Los datos derivados de la ecuación de la tabla

10 se muestran para determinar el coeficiente de regresión, de forma muy similar al cálculo del modelo de pseudo-primer orden.

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_e^2} - \frac{t}{q_e} \quad (15)$$

#### Anexo 04

Datos para el modelo de pseudo-segundo orden de Aluminio – Zeolita

Tiempo	$q_t$	$\frac{t}{q_t}$	Tiempo	$q_t$	$\frac{t}{q_t}$
<b>0</b>	0.00	0	<b>45</b>	34.10	1.3195965
<b>3</b>	19.30	0.1554	<b>50</b>	33.95	1.47284082
<b>5</b>	29.57	0.1691	<b>55</b>	33.53	1.64009383
<b>8</b>	28.43	0.2813	<b>60</b>	33.77	1.77683014
<b>10</b>	27.57	0.3627	<b>90</b>	34.05	2.64343059
<b>15</b>	30.17	0.49721559	<b>120</b>	33.93	3.53620683
<b>20</b>	33.37	0.59937665	<b>150</b>	34.06	4.40356199
<b>25</b>	33.60	0.74401809	<b>180</b>	33.77	5.33049041
<b>30</b>	33.30	0.90086483	<b>210</b>	34.05	6.16655573
<b>35</b>	33.83	1.03444199	<b>240</b>	34.10	7.03908648
<b>40</b>	33.61	1.19019281			

Nota: Elaboración propia

## Anexo 05

Caracterización de los metales totales de DAM en muestras procedentes de Chumbivilcas- Cusco”

IDENTIFICACIÓN DE MUESTRA					Muestra 1. Toma de muestra del efluente minero de Chumbivilcas - Cusco
FECHA DE MUESTREO					21/05/2025
HORA DE MUESTREO					17:02:00
CATEGORIA					AGUA RESIDUAL
SUB CATEGORIA					AGUA RESIDUAL INDUSTRIAL
Parámetro	Referencia	Unidad	LD	LC	Resultado ± Incertidumbre
<b>Metales Totales</b>					
Aluminio Total	EW EPA200 8 AQ	mg/L	0.001	0.003	174.832 ± 5.93
Antimonio Total	EW EPA200 8 AQ	mg/L	0.00004	0.00013	<0.00013
Arsénico Total	EW EPA200 8 AQ	mg/L	0.00003	0.00010	0.00655 ± 0.00024
Bario Total	EW EPA200 8 AQ	mg/L	0.0001	0.0003	0.0036 ± 0.00020
Berilio Total	EW EPA200 8 AQ	mg/L	0.00002	0.00006	0.00624 ± 0.00023
Bismuto Total	EW EPA200 8 AQ	mg/L	0.00001	0.00003	<0.00003
Boro Total	EW EPA200 8 AQ	mg/L	0.002	0.006	<0.006
Cadmio Total	EW EPA200 8 AQ	mg/L	0.00001	0.00003	0.03913
Calcio Total	EW EPA200 8 AQ	mg/L	0.003	0.009	229.873 ± 20.73
Cerio Total	EW EPA200 8 AQ	mg/L	0.00008	0.00024	0.16738 ± 0.0061
Cesio Total	EW EPA200 8 AQ	mg/L	0.0001	0.0003	0.0018 ± 0.00010
Cobalto Total	EW EPA200 8 AQ	mg/L	0.00001	0.00003	0.46810 ± 0.018
Cobre Total	EW EPA200 8 AQ	mg/L	0.00003	0.00009	3.50326 ± 0.12
Cromo Total	EW EPA200 8 AQ	mg/L	0.0001	0.0003	0.0177 ± 0.00060
Estaño Total	EW EPA200 8 AQ	mg/L	0.00003	0.00010	<0.00010
Estroncio Total	EW EPA200 8 AQ	mg/L	0.0002	0.0006	1.0716 ± 0.041
Fósforo Total	EW EPA200 8 AQ	mg/L	0.015	0.047	<0.047
Galio Total	EW EPA200 8 AQ	mg/L	0.00004	0.00012	0.00264 ± 0.00011
Germanio Total	EW EPA200 8 AQ	mg/L	0.0002	0.0006	<0.0006
Hafnio Total	EW EPA200 8 AQ	mg/L	0.00005	0.00015	<0.00015
Hierro Total	EW EPA200 8 AQ	mg/L	0.0004	0.0013	70.4454 ± 2.62
Lantano Total	EW EPA200 8 AQ	mg/L	0.0005	0.0015	0.0419 ± 0.0020
Litio Total	EW EPA200 8 AQ	mg/L	0.0001	0.0003	0.0169 ± 0.00060
Lutecio Total	EW EPA200 8 AQ	mg/L	0.00002	0.00006	0.00258 ± 0.000090
Magnesio Total	EW EPA200 8 AQ	mg/L	0.001	0.003	51.669 ± 2.64
Manganeso Total	EW EPA200 8 AQ	mg/L	0.00003	0.00010	19.57197 ± 0.32
Mercurio Total	EW EPA200 8 AQ	mg/L	0.00003	0.00009	<0.00009
Molibdeno Total	EW EPA200 8 AQ	mg/L	0.00002	0.00006	<0.00006
Niobio Total	EW EPA200 8 AQ	mg/L	0.0005	0.0015	<0.0015
Niquel Total	EW EPA200 8 AQ	mg/L	0.0002	0.0006	0.2923 ± 0.010
Plata Total	EW EPA200 8 AQ	mg/L	0.000003	0.000010	<0.000010
Plomo Total	EW EPA200 8 AQ	mg/L	0.0002	0.0006	<0.0006
Potasio Total	EW EPA200 8 AQ	mg/L	0.04	0.13	0.98 ± 0.10
Rubidio Total	EW EPA200 8 AQ	mg/L	0.0003	0.0009	0.0172 ± 0.00080
Selenio Total	EW EPA200 8 AQ	mg/L	0.0004	0.0013	<0.0013
Silicio Total	EW EPA200 8 AQ	mg/L	0.04	0.13	41.04 ± 1.51
Sodio Total	EW EPA200 8 AQ	mg/L	0.006	0.019	5.763 ± 0.51
Talio Total	EW EPA200 8 AQ	mg/L	0.00002	0.00006	<0.00006
Tantalio Total	EW EPA200 8 AQ	mg/L	0.0007	0.0021	<0.0021
Teluro Total	EW EPA200 8 AQ	mg/L	0.001	0.003	<0.003
Thorio Total	EW EPA200 8 AQ	mg/L	0.00006	0.00019	<0.00019
Titanio Total	EW EPA200 8 AQ	mg/L	0.0002	0.0006	0.0037 ± 0.00040
Uranio Total	EW EPA200 8 AQ	mg/L	0.000003	0.000010	0.014802 ± 0.00067
Vanadio Total	EW EPA200 8 AQ	mg/L	0.0001	0.0003	<0.0003
Wolframio Total	EW EPA200 8 AQ	mg/L	0.0002	0.0006	<0.0006
Yterbio Total	EW EPA200 8 AQ	mg/L	0.00002	0.00006	0.01121 ± 0.00030
Zinc Total	EW EPA200 8 AQ	mg/L	0.0008	0.0026	1.9146 ± 0.11
Zirconio Total	EW EPA200 8 AQ	mg/L	0.00015	0.00045	0.00131 ± 0.00013

Nota: Resultado proporcionado por el laboratorio SGS

## Anexo 06

### Balance de materia y energía en el diseño experimental de DAM

Etapa	Balance de Masa						Balance de Energía					
	Entrada			Salida			Entrada			Salida		
	Código	Descripción	Valor numérico, Kg	Código	Descripción	Valor numérico, Kg	Código	Descripción	Valor numérico, KJ	Código	Descripción	Valor numérico, KJ
Adsorción	S-001	Muestra de DAM	3.9	Y-001	zeolitas en suspensión con metales	3.915	E-001	Energía mecánica	KJ	A-001	Energía térmica disipada al ambiente	KJ
	S-002	Zeolita natural	0.0177	Y-002	H <sub>2</sub> O	0.003	E-002	Energía térmica inicial	KJ	A-002	Energía térmica final	KJ
Neutralización	S-003	NaOH	0.098	Y-003	Zeolita con carga de metales	4.0157	E-003	Energía química reacción entre NaOH y DAM	KJ	A-003	Energía térmica por reacción exotérmica	KJ
	S-004	DAM con zeolita natural	3.9177				E-004	Energía térmica inicial	KJ	A-004	Energía térmica final de la mezcla	KJ
Agitación	S-005	Solución neutralizada	4.0157	Y-004	Solución neutralizada	4.0137	E-005	Energía mecánica por el agitador	KJ	A-005	Energía térmica generada por la fricción del líquido	KJ
				Y-005	H <sub>2</sub> O	0.002						
Centrifugación	S-006	Solución homogenizada	4.0137	Y-006	Sobrenadante (fracción líquida)	4.0137	E-006	Energía mecánica	KJ	A-006	Energía térmica por la fricción del líquido con el rotor	KJ
				Y-007	Fase sólida con metales adsorbidos		E-007	Energía térmica inicial	KJ	A-007	Energía térmica disipada al ambiente	KJ
Filtración	S-007	Corriente líquida y la fase sólida	4.0137	Y-008	Aluminio total	0.000615	E-008	Energía mecánica de bombeo	KJ	A-008	Energía térmica por la fricción en el filtro	KJ
				Y-009	Hierro total	0.00002789	E-009	Energía térmica de corriente	KJ	A-009	Energía térmica disipada al ambiente	KJ
				Y-010	Cobre total	$136 * 10^{-6}$						
				Y-011	Arsénico total	$25.5 * 10^{-8}$						

				Y-012	Cadmio total	$15.2 * 10^{-7}$						
				Y-013	Cobalto total	$18.2 * 10^{-6}$						
				Y-014	Cromo total	$6.9 * 10^{-7}$						
				Y-015	Mercurio total	$35 * 10^{-10}$						
				Y-016	Plata total	$3.9 * 10^{-10}$						
				Y-017	Plomo total	$23.4 * 10^{-9}$						
				Y-018	Zinc total	$7.44 * 10^{-5}$						
				Y-019	Filtrado (fase líquida)	4.0137						
				Y-020	Torta de filtración (fase sólida)							
Análisis del metal	S-007	DAM con partículas en suspensión	4.0137	Y-021	Líquido permeado	4.0137	E-010	Energía eléctrica del fotómetro	KJ	A-010	Energía lumínica absorbida	KJ
	S-008	Pastillas Iron LR	0.012	Y-022	Residuos disueltos	0.036	E-011	Energía lumínica emitida por la lámpara	KJ	A-011	Energía térmica final	KJ
	S-009	Pastillas Aluminium N° 1	0.012				E-012	Energía térmica inicial	KJ	A-012	Energía disipada al ambiente	KJ
	S-010	Pastillas Aluminium N° 2	0.012									
Total			4.0517			4.0517			KJ			KJ

Nota: Elaboración propia

## Anexo 07

### Fotografías



Pesaje del adsorbente

Agitación de la muestra

Medición de las variables fisicoquímicas



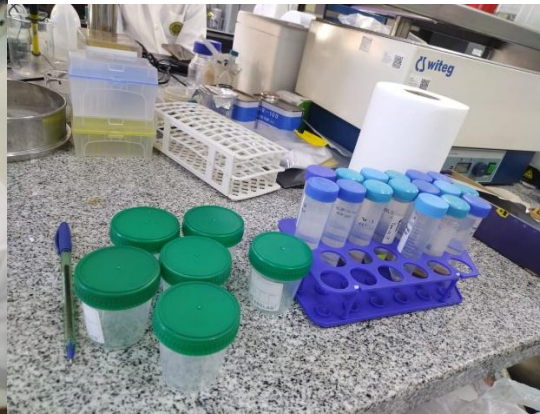
Preparación del NaOH

Neutralización de DAM

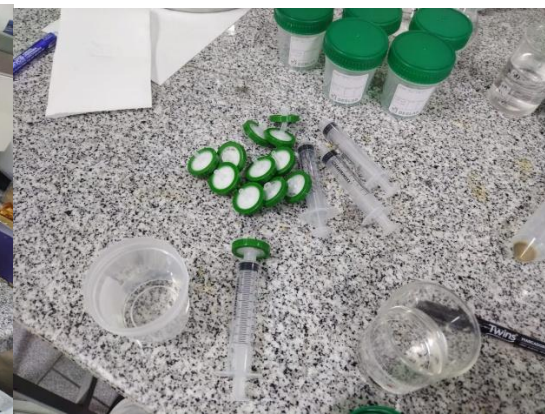
Beakers de 100 mL con el DAM



Centrifugación de las muestras



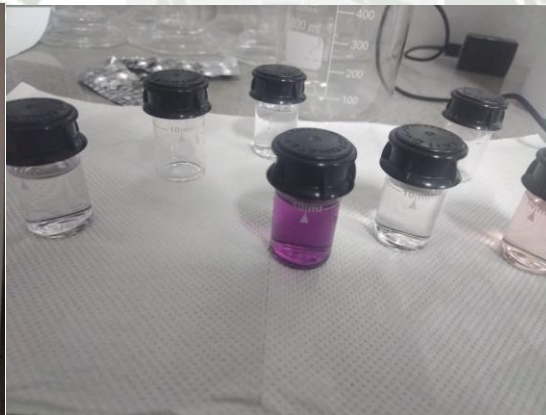
Muestras en tubos falcon



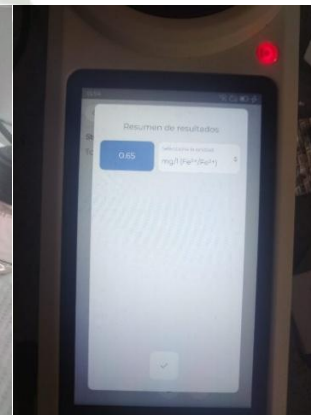
Filtración de las muestras



Análisis de TDS



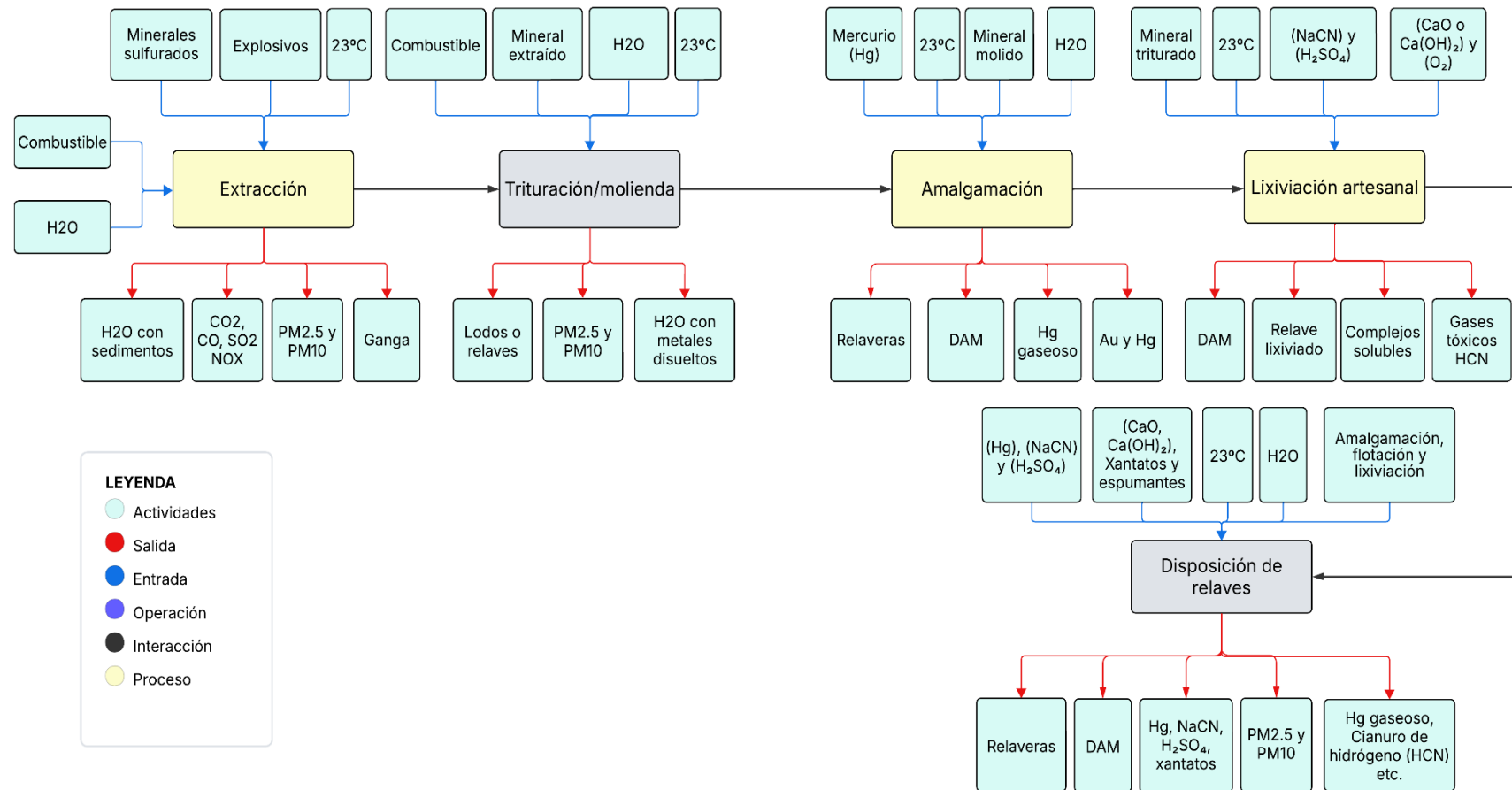
Metales totales Al y Fe



Análisis de metales totales

## Anexo 08

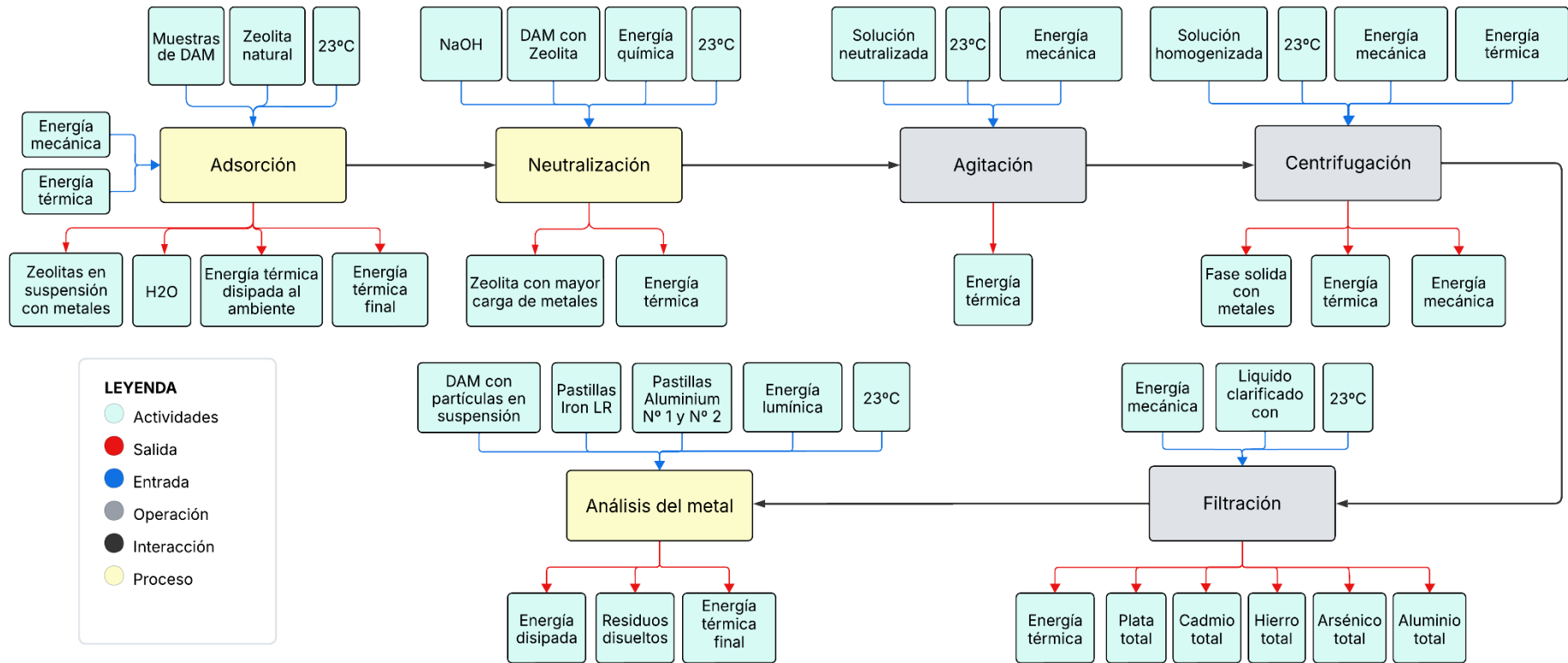
Diagrama del proceso productivo de la minería informal en Chumbivilcas – Cusco, con identificación de Input y Outputs.



Nota: Elaboración propia.

## Anexo 09

Diagrama de bloques del proceso experimental, con identificación de Input y Outputs.



Nota: Elaboración propia.

## Anexo 10

Constancia de acreditación de la investigación realizada en la UNSA



**UNIVERSIDAD NACIONAL DE SAN AGUSTÍN DE AREQUIPA**  
**FACULTAD DE INGENIERÍA DE PROCESOS**  
**ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA QUÍMICA**

### CONSTANCIA

La que suscribe, **Dra. Lilia Mary Miranda Ramos**, docente de la Escuela Profesional de Ingeniería Química de la Facultad de Ingeniería de Procesos de la Universidad Nacional de San Agustín de Arequipa, hace constar que:

El tesista **Roy CCahuana Llicahua** ha realizado su investigación en el **Laboratorio de Análisis Instrumental** de la Escuela Profesional de Ingeniería Química, contando con las facilidades necesarias para el desarrollo de su trabajo de tesis **“Tratamiento de Drenaje Ácido de Mina utilizando Zeolita como adsorbente en la remoción de Metales Pesados en muestras procedentes de Chumbivilcas- Cusco”**.

Se expide la presente constancia a solicitud del interesado, para los fines que estime conveniente.

Arequipa, 11 de setiembre de 2025



---

Dra. Lilia Mary Miranda Ramos  
lmirandar@unsa.edu.pe  
Cel: 937664566  
Docente – Escuela Profesional de Ingeniería Química  
Facultad de Ingeniería de Procesos – UNSA

Nota: Constancia proporcionada por la UNSA

Anexo 11

Certificado de la calibración del equipo emitido por el laboratorio de la UNSA



## CERTIFICADO DE CALIBRACIÓN

### N° 060-2025

**SOLUCIONES QUÍMICAS AMBIENTALES SAC**

---

**Solicitante** : UNIVERSIDAD NACIONAL SAN AGUSTÍN  
**Dirección** : Calle Santa Catalina Nro. 117, Arequipa  
**Instrumento de Medición** : Fotómetro  
**Alcance de Indicación** : 0 NTU a 9,99 NTU / 10,0 NTU a 99,9 NTU / 100 NTU a 1 000 NTU (\*)  
**Resolución** : 0,01 NTU / 0,1 NTU / 1 NTU  
**Marca** : Water-I.D.  
**Modelo** : Primelab 2.0  
**Serie** : P20003230498  
**Código** : S/N  
**Procedencia** : Alemania

**Fecha de Calibración** : 3/05/2025  
**Lugar de Calibración** : Instalaciones del Laboratorio de Metrología de SQA.

**Condiciones Ambientales**

Temperatura	26 °C
Humedad Relativa	78 %
Presión Atmosférica	998 mbar

**Patrones de Referencia**

Estándar Formacina Marca HACH Stabical (**)	N° de Lote
N° de Catálogo 26848-01 Solución 20 NTU o FTU	A5082
N° de Catálogo 26849-01 Solución 100 NTU o FTU	A5065
N° de Catálogo 26605-01 Solución 800 NTU o FTU	A5072

**Resultados**

Indicación (NTU)	Valor de referencia (NTU)	Corrección (NTU)	Incertidumbre (NTU)
0.7	0.5	-0.2	0.14
11	10	-1.0	1.16
992	1000	8.0	5.43

**Incertidumbre**  
 La incertidumbre reportada en el presente certificado es la incertidumbre expandida de medición que resulta de multiplicar la incertidumbre estándar por el factor de cobertura  $k=2$ . La incertidumbre fue determinada según la "Guía para la expresión de la incertidumbre en la Medición". Generalmente, el valor de la magnitud está dentro del intervalo de los valores determinados con la incertidumbre expandida con una probabilidad de aproximadamente 95 %.

**Observaciones**  
 - Los resultados del presente documento, son válidos únicamente para el objeto calibrado y se refieren al momento y a las condiciones en que fueron ejecutadas las mediciones, al solicitante le corresponde definir la frecuencia de calibración en función al uso, conservación y mantenimiento del instrumento de medición.  
 - Con fines de identificación de la condición de calibrado se ha colocado una etiqueta autoadhesiva  
 (\*) Indicado en el manual de instrucciones del fabricante  
 (\*\*) La formacina es aceptado como estándar primario por The United States Environmental Protection Agency (USEPA)  
 - Los resultados corresponden al promedio de 3 mediciones  
 Fecha de Emisión: 11/04/2025



**Ronny Jara Caballero**  
Especialista Técnico  
Jefe de Servicio Técnico



**Ing. Eduardo Molina Rodríguez**  
REG. CIP N° 224227  
Jefe de Laboratorio de Calibración

\* EL USO INDEBIDO DE ESTE CERTIFICADO DE CALIBRACION CONSTITUYE DELITO SANCIONADO CONFORME LEY\*

Nota: Certificado de calibración proporcionada por la UNSA

**Anexo 12**

Constancia de acreditación de la investigación realizada en la UCSM

**Universidad Católica  
de Santa María****CONSTANCIA DE ACREDITACIÓN DE USO Y REALIZACIÓN DEL PROYECTO DE  
INVESTIGACIÓN DE TESIS****Universidad Católica de Santa María  
Laboratorio de Ciencias de los Materiales  
Pabellón F-406****Arequipa**

Por medio de la presente, se certifica que el estudiante Roy Ceahuana Llicahua, identificado con DNI 74895047, ha llevado a cabo la investigación correspondiente a su tesis titulada: *"Tratamiento de Drenaje Ácido de Mina (DAM) utilizando zeolita natural como adsorbente en la remoción de metales totales en muestras procedentes de Chumbivilcas -Cusco "*, en el Laboratorio de Ciencias de los Materiales, ubicado en el Pabellón F-406 de la Universidad Católica de Santa María.

Durante el desarrollo de su proyecto de investigación, el tesista utilizó diversos equipos y materiales especializados para realizar los experimentos requeridos en su estudio, que se detallan a continuación:

**Equipos utilizados:**

- Horno BINDER BD
- Mufla Thermolyne (Barnsfeed)
- Analizador elemental Flash Smart
- Espectrómetro infrarrojo Thermo Scientific (Nicolet Summit)
- Agitador magnético
- Sortómetro Anton Parr Nova 600
- Balanza analítica Radwas AS 220

La investigación se ha realizado siguiendo las normas y procedimientos establecidos por la Institución, con un manejo adecuado de los equipos y materiales mencionados, respetando en todo momento las normativas de seguridad y los protocolos técnicos del laboratorio.

Este documento se expide a solicitud del interesado para fines pertinentes.

Atentamente,

**Dr. Colina Andrade, Gilberto de Jesús**  
**Coordinador del Laboratorio de Ciencias de los Materiales-F-406**  
**Universidad Católica de Santa María**



---

Dr. Colina Andrade, Gilberto de Jesús  
CE: 002957143  
gcolina@ucsm.edu.pe

Nota: Constancia proporcionada por la UCSM

## Anexo 13

Certificado de la calibración del equipo emitido por el laboratorio UCSM



CONSTRUIMOS  
SOLUCIONES  
INTEGRALES

### CERTIFICADO DE VERIFICACIÓN OPERACIONAL

Declaración obtenida del resultado de la Verificación Operacional del sistema de THERMO FT-IR

**COMPAÑÍA:** UNIVERSIDAD CATOLICA DE SANTA MARIA

**EQUIPO:** THERMO FT-IR      **MARCA:** THERMO SCIENTIFIC      **CÓDIGO:** SUMMIT

#### I. DESCRIPCIÓN DEL EQUIPO INSTALADO

INFORMACIÓN DE LOS MÓDULOS INSTALADOS		
MÓDULO DE EQUIPAMIENTO INSTALADO	MODELO	NÚMERO DE SERIES
SOFTWARE	OMNIC PARADIGM	1.7
ESPECTROFOTOMETRO FT-IR	SUMMIT	BDM2110151
ACCESORIO 1	ID1 TRANSMISSION	40-5001167
ACCESORIO 2	NO APLICA	

#### II. CONCLUIONES Y COMENTARIOS

\* El equipo: THERMO FT-IR De la marca THERMO SCIENTIFIC , SI cumple con la verificación Operacional


\* Las pruebas realizadas a cada módulo del equipo se adjuntan como anexo a este reporte de servicio.

**Fecha de Verificación Operacional :** martes, 1 de agosto de 2023

**Próxima Verificación Operacional ( o después de una reparación mayor) :** jueves, 1 de agosto de 2024

**Responsable RPA:** PAMELA GARATE GONZALES

Responsable RPA:

<b>FECHA:</b>	martes, 1 de agosto de 2023
<b>FIRMA:</b>	
<b>NOMBRE:</b>	PAMELA GARATE GONZALES

Nota: Certificado de calibración proporcionada por la UCSM

**Anexo 14**

Certificado de la calibración del equipo emitido por el laboratorio UCSM



CONSTRUIMOS  
SOLUCIONES  
INTEGRALES

**CERTIFICADO DE VERIFICACIÓN OPERACIONAL**

Declaración obtenida del resultado de la Verificación Operacional del sistema Analizador Organico Elemental FlashSMART

**Compañía:** Universidad Católica de Santa Maria

**Equipo:** FlashSMART

**Marca:** Thermo Scientific

**Código de equipo:**

I. DESCRIPCIÓN DEL EQUIPO INSTALADO

EQUIPO INSTALADO			
Descripción	Aplica	Modelo	Número de Serie
Analizador Orgánico Elemental	<input checked="" type="checkbox"/>	FlashSmart	2023.FLS0260
Autosampler	<input checked="" type="checkbox"/>	MAS PLUS	2023.MAS 0364
Otros	<input type="checkbox"/>	-	-

II. CONCLUSIONES Y COMENTARIOS

\* El equipo: Analizador Orgánico Elemental FlashSMART

De la marca Thermo Scientific , cumplió con la verificación Operacional

\* Las pruebas realizadas a cada módulo del equipo se adjuntan como anexo a este reporte de servicio.

**Fecha de Verificación Operacional :** viernes, 27 de junio de 2025

**Próxima Verificación Operacional ( o después de una reparación mayor) :** 27 de junio de 2026

**Responsable RPA :** Pamela Garate



Nota: Certificado de calibración proporcionada por la UCSM