Universidad Nacional Federico Villarreal

VRIN | VICERRECTORADO DE INVESTIGACIÓN

FACULTAD DE INGENIERÍA GEOGRÁFICA, AMBIENTAL Y ECOTURISMO

ANALISIS COMPARATIVO EN LA PRECIPITACIÓN DE METALES PESADOS CON SULFURO DE SODIO Y CAL APAGADA EN DRENAJES ACIDOS DE LA UNIDAD MINERA COLQUIJIRCA, 2022

Línea de investigación:
Tecnologías para residuos y pasivos ambientales. Biorremediación

Tesis para optar el Título Profesional de Ingeniero Ambiental

Autor

Merino Niño, Ángel Antonio

Asesor

Vásquez Aranda, Ahuber Omar

ORCID: 0000-0002-2873-6752

Jurado

Martínez Cabrera, Rubén

Legua Terry, Alberto Israel

Alvarado Pérez, Karina Milagros

Lima - Perú

2026

RECONOCIMIENTO - NO COMERCIAL - SIN OBRA DERIVADA
(CC BY-NC-ND)

ANALISIS COMPARATIVO EN LA PRECIPITACIÓN DE METALES PESADOS CON SULFURO DE SODIO Y CAL APAGADA EN DRENAJES ACIDOS DE LA UNIDAD MINERA COLQUIJIRCA, 2022

INFORME DE ORIGINALIDAD

27%	24%	9%	7%
INDICE DE SIMILITUD	FUENTES DE INTERNET	PUBLICACIONES	TRABAJOS DEL ESTUDIANTE

FUENTES PRIMARIAS

1	repositorio.unfv.edu.pe Fuente de Internet	7%
2	hdl.handle.net Fuente de Internet	3%
3	Submitted to Universidad San Ignacio de Loyola Trabajo del estudiante	2%
4	repositorio.unfv.edu.pe:8080 Fuente de Internet	1%
5	repositorio.unac.edu.pe Fuente de Internet	1%
6	distancia.udh.edu.pe Fuente de Internet	1%
7	repositorio.uncp.edu.pe Fuente de Internet	1%
8	repositorio.unap.edu.pe Fuente de Internet	1%
9	repositorio.upagu.edu.pe Fuente de Internet	1%
10	alicia.concytec.gob.pe Fuente de Internet	<1%
11	www.coursehero.com Fuente de Internet	<1%
12	repositorio.undac.edu.pe Fuente de Internet	<1%
13	www.researchgate.net Fuente de Internet	<1%
14	eprints.uanl.mx Fuente de Internet	<1%

Universidad Nacional Federico Villarreal

VRIN | VICERRECTORADO DE INVESTIGACIÓN

FACULTAD DE INGENIERÍA GEOGRÁFICA, AMBIENTAL Y ECOTURISMO

ANALISIS COMPARATIVO EN LA PRECIPITACIÓN DE METALES PESADOS CON SULFURO DE SODIO Y CAL APAGADA EN DRENAJES ACIDOS DE LA UNIDAD MINERA COLQUIJIRCA, 2022

Línea de investigación:
Tecnología para residuos y pasivos ambientales. Bioremediación

Tesis para optar el Título Profesional de Ingeniero Ambiental

Autor:
Merino Niño, Ángel Antonio

Asesor:
Vásquez Aranda, Ahuber Omar
ORCID: 0000-0002-2873-6752

Jurado:
Martínez Cabrera, Rubén
Legua Terry, Alberto Israel
Alvarado Pérez, Karina Milagros

Lima – Perú
2026

Dedicatoria

A Dios, por ser mi protección en momentos difíciles y por permitirme tener el valor y la perseverancia para llevar a cabo este proyecto.

A mis padres: Ángel y Edith, quienes han sido mi mayor inspiración y apoyo incondicional a lo largo de este arduo camino. Su amor, paciencia y constante aliento me han impulsado a superar todas las dificultades y lograr mis metas.

A mis queridas hermanas, Fiorella y Jhoys, quienes siempre han estado a mi lado brindándome su cariño y motivándome a dar lo mejor de mí.

A Sheena, por su paciencia, comprensión y motivación para superar los desafíos que se presentaron en el camino.

Reconocimiento:

A mi alma mater, la Universidad Nacional Federico Villarreal, por brindarme la oportunidad de obtener una formación de calidad y por fomentar un ambiente de aprendizaje favorable para el desarrollo de mis habilidades y conocimientos.

A mi asesor, el Ing. Omar Vásquez, quien me guio a lo largo de este proceso con su práctica y experiencia. Su disposición fue fundamental para el éxito de este proyecto.

A la Ing. Stephanie Valle, quien ha sido una mentora excepcional a lo largo de este proceso.

ÍNDICE

RESUMEN **12**

ABSTRACT **13**

I. INTRODUCCIÓN **14**

1.1. Descripción y formulación del problema **16**

1.1.1. Problema general ***16***

1.1.2. Problemas específicos ***16***

1.2. Antecedentes **17**

1.2.1. Antecedentes Nacionales ***17***

1.2.2. Antecedentes Internacionales ***20***

1.3. Objetivos **23**

1.3.1. Objetivo General ***23***

1.3.2. Objetivos específicos ***24***

1.4. Justificación **24**

1.5. Hipótesis **25**

1.5.1. Hipótesis General ***25***

1.5.2. Hipótesis específicas ***25***

II. MARCO TEÓRICO **26**

2.1. Bases teóricas sobre el tema de investigación **26**

2.1.1. Metales pesados ***26***

2.1.2. Remoción de metales pesados ***26***

2.1.3. Minería y contaminantes del agua ***27***

2.1.4. Problemas que genera el agua de mina ***28***

2.1.5. Drenaje ácido de mina (DAM) ***29***

2.1.6. Etapas de formación del DAM ***30***

2.1.7. Clases del drenaje de minas ***32***

2.1.8.Tratamiento del AMD *33*

2.1.9.Sistemas de tratamiento activo *33*

2.1.10.Tratamiento de carbonatos *35*

2.1.11.Sistemas de tratamiento pasivo *37*

2.1.12.Precipitación química *37*

2.1.13.Precipitación con Sulfuros de Metales Pesados *38*

2.1.14.Sociedad Minera El Brocal *39*

2.2. Marco conceptual **41**

2.2.1.Definición de términos *41*

2.3. Marco Legal Ambiental **42**

III. MÉTODO **46**

3.1. Tipo de investigación **46**

3.2. Ámbito temporal y espacial **46**

3.2.1.Temporal *46*

3.2.2.Espacial *46*

3.3. Variables **47**

3.4. Población y muestra **49**

3.4.1.Población *49*

3.4.2.Muestra **49**

3.5. Instrumentos **49**

3.6. Procedimientos **50**

3.6.1.Toma de muestras *50*

3.6.2.Corridas Experimentales *51*

3.6.3.Determinación de Parámetros Fisicoquímicos *52*

3.6.4.Análisis Final *53*

3.7. Análisis de datos 53

3.8. Consideraciones éticas 54

IV. RESULTADOS 55

4.1. Dosis óptima del tratamiento de Na_2S 55

4.1.1.Dosis óptima del tratamiento de Na2S al 0.75% 56

4.1.2.Dosis óptima del tratamiento de Na2S al 1.0% 60

4.1.3.Dosis óptima del tratamiento de Na_2S al 1.25% 64

4.1.4.Dosis óptima del tratamiento de Na_2S al 1.5% 68

4.2. Dosis óptima del tratamiento de $Ca(OH)_2$ 72

4.2.1.Dosis óptima del tratamiento de $Ca(OH)_2$ al 2.5% 73

4.2.2.Dosis óptima del tratamiento de Ca(OH) al 5.0% 77

4.2.3.Dosis óptima del tratamiento de $Ca(OH)_2$ al 7.5% 81

4.2.4.Dosis óptima del tratamiento de Ca(OH) al 10.0% 86

4.3. Eficiencia del tratamiento de Na_2S 90

4.3.1.Eficiencia del tratamiento de Na_2S al 0.75% 92

4.3.2.Eficiencia del tratamiento de Na_2S al 1.0% 92

4.3.3.Eficiencia del tratamiento de Na_2S al 1.25% 93

4.3.4.Eficiencia del tratamiento de Na_2S al 1.5% 94

4.4. Resultados de la eficiencia de $Ca(OH)_2$ 96

4.4.1.Eficiencia del tratamiento de $Ca(OH)_2$ al 2.5% 96

4.4.2.Eficiencia del tratamiento de $Ca(OH)_2$ al 5.0% 97

4.4.3.Eficiencia del tratamiento de $Ca(OH)_2$ al 7.5% 98

4.4.4.Eficiencia del tratamiento de $Ca(OH)_2$ al 10.0% 99

4.5. Análisis Estadístico 101

V. DISCUSIÓN DE RESULTADOS 108

VI. CONCLUSIONES 111

VII. RECOMENDACIONES 112

VIII. REFERENCIAS 113

IX. ANEXO 1221

Anexo A: Matriz de Consistencia 120

Anexo B: Mapa de Ubicación 121

Anexo C: Registro fotográfico 122

Anexo D: Ficha Técnica para la recopilación de los resultados de Campo 125

Anexo E: Ficha de Equipos e Instrumentos a utilizar 126

Anexo F: Etiquetas 127

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Compuestos Químicos utlizados en el tratamiento de drenaje ácido de Mina……...35

Tabla 2. Marco Legal 42

Tabla 3. ECA para Pb, Cu, Cd, Zn y Fe.....44

Tabla 4. LMP para descaragas de efluentes de actividad minero - metalúrgico 45

Tabla 5. Operacionalización de Variables 48

Tabla 6. Caracterización del DAM 645

Tabla 7. Resultados del primer tratamiento de sulfuro de sodio al 0.75% 686

Tabla 8. Resultados del tratamiento de Sulfuro de sodio al 1% 73

Tabla 9. Resultados del Sulfuro de Sodio al 1.25%.....64

Tabla 10. Resultados del Tratamiento de sulfuro de sodio al 1.5%.....82

Tabla 11. Resultados del Tratamiento de $Ca(OH)_2$ al 2.5% 73

Tabla 12. Resultados del Tratamiento de $Ca(OH)_2$ al 5% 77

Tabla 13. Resultados del Tratamiento de $Ca(OH)_2$ al 7.5% 82

Tabla 14. Resultados del Tratamiento de $Ca(OH)_2$ al 10% 85

Tabla 15. Resultados Iniciales 91

Tabla 16. Resultados de la eficiencia del primer tratamiento de Na_2S al 0.75%.....92

Tabla 17. Resultados de la eficiencia del segundo tratamiento de Na2S al 1% 93

Tabla 18. Resultados de la eficiencia del tercer tratamiento de Na2S al 1.25%.....94

Tabla 19. Resultados de la eficiencia del cuarto tratamiento de Na2S al 1.5%.....95

Tabla 20. Resultados Iniciales 96

Tabla 21. Resultados de la eficiencia del primer tratamiento de $Ca(OH)_2$ al 2.5%.....97

Tabla 22. Resultados de la eficiencia del segundo tratamiento de $Ca(OH)_2$ al 5%.....98

Tabla 23. Resultados de la eficiencia del tercer tratamiento de $Ca(OH)_2$ al 7.5% 99

Tabla 24. Resultados de la eficiencia del segundo tratamiento de $Ca(OH)_2$ al 10%.....100

Tabla 25. Agrupamiento para análisis estadístico de los datos obtenidos 101

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Etapa de Formaciónn de Aguas Ácidas.....32

Figura 2. Mapa de Operaciones de El Brocal 40

Figura 3. Resultados del pH para el tratamiento de sulfuro de sodio al 0.75%.....56

Figura 4. Resultados de la C. C de Pb vs. Dosis de sulfuro de sodio al 0.75%.....57

Figura 5. Resultados de la C. C de Cd vs. Dosis de sulfuro de sodio al 0.75%.....57

Figura 6. Resultados de la C. C de Cu vs. Dosis de sulfuro de sodio al 0.75%.....58

Figura 7. Resultados de la C. C de Zn vs. Dosis de sulfuro de sodio al 0.75%.....59

Figura 8. Resultados de la C. C de Fe vs. Dosis de sulfuro de sodio al 0.75% 59

Figura 9. Resultados del pH para el tratamiento de sulfuro de sodio al 1%.....60

Figura 10. Resultados de la C. C de Pb vs. Dosis de sulfuro de sodio al 1% 61

Figura 11, Resultados de la C. C de Cd vs. Dosis de sulfuro de sodio al 1%.....62

Figura 12. Resultados de la C. C de Cu vs. Dosis de sulfuro de sodio al 1%.....62

Figura 13. Resultados de la C. C de Zn vs. Dosis de sulfuro de sodio al 1%.....63

Figura 14. Resultados de la C. C de Fe vs. Dosis de sulfuro de sodio al 1% 64

Figura 15. Resultados del pH para el tratamiento de sulfuro de sodio al 1.25%.....65

Figura 16. Resultados de la C. C de Pb vs. Dosis de sulfuro de sodio al 1.25% 65

Figura 17. Resultados de la C. C de Cd vs. Dosis de sulfuro de sodio al 1.25%.....66

Figura 18. Resultados de la C. C de Cu vs. Dosis de sulfuro de sodio al 1.25%.....66

Figura 19. Resultados de la C. C de Zn vs. Dosis de sulfuro de sodio al 1.25%.....67

Figura 20. Resultados de la C. C de Fe vs. Dosis de sulfuro de sodio al 1.25% 68

Figura 21. Resultados del pH para el Tratamiento de sulfuro de sodio al 1.5%.....69

Figura 22. Resultados de la C. C de Pb vs. Dosis de sulfuro de sodio al 1.5% 69

Figura 23. Resultados de la C. C de Cd vs. Dosis de sulfuro de sodio al 1.5%.....70

Figura 24. Resultados de la C. C de Cu vs. Dosis de sulfuro de sodio al 1.5%.....71

Figura 25. Resultados de la C. C de Zn vs. Dosis de sulfuro de sodio al 1.5%.....71

Figura 26. Resultados de la C. C de Fe vs. Dosis de sulfuro de sodio al1.5% 72

Figura 27. Resultados del pH para el tratameinto con $Ca(OH)_2$ al 2.5%.....73

Figura 28. Resultados de la C.C de Pb Vs. $Ca(OH)_2$ al 2.5% 74

Figura 29. Resultados de la C.C de Cd Vs. $Ca(OH)_2$ al 2.5% 75

Figura 30. Resultados de la C.C de Cu Vs. $Ca(OH)_2$ al 2.5% 75

Figura 31. Resultados de la C.C de Zn Vs. $Ca(OH)_2$ al 2.5% 76

Figura 32. Resultados de la C.C de Fe Vs. $Ca(OH)_2$ al 2.5%.....77

Figura 33. Resultados del pH para el tratamiento de $Ca(OH)_2$ al 5%.....78

Figura 34. Resultados de la C.C de Pb Vs. $Ca(OH)_2$ al 5%.....78

Figura 35. Resultados de la C.C de Cd Vs. $Ca(OH)_2$ al 5% 79

Figura 36. Resultados de la C.C de Cu Vs. $Ca(OH)_2$ al 5% 80

Figura 37. Resultados de la C.C de Zn Vs. $Ca(OH)_2$ al 5% 80

Figura 38. Resultados de la C.C de Fe Vs. Ca(OH)2 al 5% 81

Figura 39. Resultados del pH para el tratamiento de $Ca(OH)_2$ al 7.5%.....82

Figura 40. Resultados de la C.C de Pb Vs. $Ca(OH)_2$ al 7.5%.....83

Figura 41. Resultados de la C.C de Cd Vs. $Ca(OH)_2$ al 7.5% 83

Figura 42. Resultados de la C.C de Cu Vs. $Ca(OH)_2$ al 7.5% 84

Figura 43. Resultados de la C.C de Zn Vs. $Ca(OH)_2$ al 7.5% 85

Figura 44. Resultados de la C.C de Fe Vs. $Ca(OH)_2$ al 7.5%.....85

Figura 45. Resultados del pH para el tratamiento de $Ca(OH)_2$ al 10% 86

Figura 46. Resultados de la C.C de Pb Vs. Ca(OH)2 al 10%.....87

Figura 47. Resultados de la C.C de Cd Vs. Ca(OH)2 al 10%.....88

Figura 48. Resultados de la C.C de Cu Vs. Ca(OH)2 al 10%.....88

Figura 49. Resultados de la C.C de Zn Vs. Ca(OH)2 al 10%.....89

Figura 50. Resultados de la C.C de Fe Vs. Ca(OH)2 al 10% 90

Figura 51. Prueba de Normalidad de las Eficiencias aplicando el tratamiento DAM 103

Figura 52. Prueba de Igualdad de varianzas de los resultados obtenidos de los tratamientos104

Figura 53. Prueba Turkey de comparación de eficiencias de tratamientos.....106

Figura 54. Prueba Turkey de comparación de eficiencias por metales pesados.....107

RESUMEN

La problemática de la contaminación del agua ha generado una creciente demanda de investigaciones que demuestren la efectividad y viabilidad de diversas opciones de tratamiento para aguas residuales. Por ello, este estudio tuvo como objetivo efectuar una comparación analítica entre el uso de sulfuros y cal apagada para la precipitación de metales pesados en los drenajes ácidos de mina de la Unidad Minera Colquijirca en 2022. Para lograr este objetivo, se empleó un enfoque cuantitativo con una metodología aplicada y un diseño experimental, considerando como variable independiente el "uso de sulfuro de sodio y cal apagada" y como variable dependiente la "precipitación de metales pesados". Los principales hallazgos fueron los siguientes: con la aplicación de $Ca(OH)_2$, se alcanzó un pH final de 8.72, y las concentraciones finales fueron de 0.15 mg/l para Pb, 0.09 mg/l para Cd, 0.38 mg/l para Cu, 1.15 mg/l para Zn y 1.44 mg/l para Fe. En cuanto a la aplicación de Na_2S, se obtuvo un pH final de 2.41, y las concentraciones finales fueron de 0.007 mg/l para Pb, 0.015 mg/l para Cd, 8.323 mg/l para Cu, 8.498 mg/l para Zn y 139.464 mg/l para Fe. De este modo, se llegó a la conclusión que el $Ca(OH)_2$ es más efectivo que el tratamiento con Na_2S, ya que, con el primero, los valores de plomo, cobre, zinc y hierro están dentro de los LMP permisibles, mientras que con el segundo, solo el plomo y el cadmio logran cumplir con estos límites.

Palabras clave: precipitación, drenaje ácido de mina, aguas residuales, metales pesados.

ABSTRACT

The problem of water pollution has generated a growing demand for research demonstrating the effectiveness and viability of various wastewater treatment options. Therefore, this study aimed to conduct an analytical comparison between the use of sulfides and slaked lime for the precipitation of heavy metals in acid mine drainage at the Colquijirca Mining Unit in 2022. To achieve this objective, a quantitative approach was used with an applied methodology and an experimental design, considering the "use of sodium sulfide and slaked lime" as the independent variable and the "precipitation of heavy metals" as the dependent variable. The main findings were the following: with the application of $Ca(OH)_2$, a final pH of 8.72 was reached, and the final concentrations were 0.15 mg/l for Pb, 0.09 mg/l for Cd, 0.38 mg/l for Cu, 1.15 mg/l for Zn and 1.44 mg/l for Fe. Regarding the application of Na_2S, a final pH of 2.41 was obtained, and the final concentrations were 0.007 mg/l for Pb, 0.015 mg/l for Cd, 8.323 mg/l for Cu, 8.498 mg/l for Zn and 139.464 mg/l for Fe. Thus, it was concluded that $Ca(OH)_2$ is more effective than the treatment with Na_2S, since, with the former, the values of lead, copper, zinc and iron are within the permissible LMPs, while with the second, only lead and cadmium manage to meet these limits,

Keywords: precipitation, acid mine drainage, wastewater, heavy metals.

I. INTRODUCCIÓN

La contaminación del agua es una problemática persistente debido a los devastadores efectos que puede tener en la salud humana, así como en la fauna y los ecosistemas marinos. Además, a esto se suma el hecho de que, en la actualidad, las fuentes de este tipo de contaminación incluyen situaciones que van más allá de actividades como la minería, las erupciones volcánicas, los fenómenos naturales y la producción de aguas residuales municipales o industriales. También abarcan procesos de gran magnitud como el cambio climático, la industrialización y la urbanización (Hikmat et al., 2023).

En el Perú, se ha demostrado que las consecuencias de este problema tienden a incrementarse en zonas donde se realizan actividades mineras de manera indiscriminada. Por ejemplo, Camisasca (2022) menciona que los niños en Cerro de Pasco demostraron tener un coeficiente intelectual considerablemente menor al de aquellos niños de regiones vecinas, así como concentraciones extremadamente elevadas de 17 tipos de metales pesados, incluyendo algunos altamente tóxicos como el arsénico, plomo, mercurio y talio. Es en este contexto donde el compromiso ambiental de las mineras, la búsqueda de nuevos métodos de tratamiento y la evaluación de la efectividad de estos últimos adquieren una relevancia significativa.

Siguiendo esta línea, la precipitación química es un tipo de tratamiento que destaca debido a su uso continuo durante varias décadas. El sulfuro de sodio es uno de los compuestos más empleados en este proceso, ya que ha demostrado resultados positivos en la reducción de niveles de sulfato y metales pesados en el agua (Lara, 2016). Por otro lado, la cal apagada se destaca por sus propiedades antibacterianas, desinfectantes y desacidificantes (Grupo PCC, 2023). Por todo lo mencionado anteriormente, el presente estudio se estructura con el fin de brindar información actualizada sobre la comparación de estos dos compuestos en el método de tratamiento de precipitación.

1.1 Descripción y formulación del problema

Los drenajes ácidos de mina contienen elementos metálicos y presentan niveles de pH extremadamente bajos, los cuales, si no se tratan adecuadamente, pueden afectar gravemente a diferentes organismos y generar problemas de toxicidad severa. Por este motivo, los métodos de tratamiento deben ser altamente eficientes y alcanzar los mayores niveles de remoción de contaminantes. La Unidad Minera Colquijirca, es propiedad de la empresa Sociedad Minera El Brocal S.A.A., y desarrolla sus operaciones en el distrito de Tinyahuarco, provincia de Pasco. Esta unidad se encarga de la extracción de plomo, zinc, cobre y plata de las minas Tajo Norte y Marcapunta Norte, los cuales son posteriormente procesados en la planta de Huaraucaca, ubicada a 7.5 km del tajo abierto.

La mina Tajo Norte lleva a cabo operaciones a cielo abierto y extrae minerales con contenido polimetálico, destacándose los sulfuros de cobre, plata, zinc y plomo. Entre los minerales más relevantes se encuentran la galena, la esfalerita y, en menor proporción, la enargita y la galena argentífera. Los minerales de ganga incluyen siderita, hematita, baritina y pirita, siendo esta última la principal responsable de la generación de drenaje ácido de mina (DAM). Este efluente debe ser tratado en una planta de neutralización antes de ser descargado en el cuerpo receptor, que en este caso corresponde a la subcuenca del río San Juan.

Desde una perspectiva geológica, la mineralización se presenta en capas que siguen la estratificación, intercalándose con niveles de tufos, calizas y margas, configurando un sinclinal en el flanco principal y un anticlinal en el flanco Mercedes Chocayoc. En relación con la operación subterránea, la mina Marcapunta Norte extrae principalmente minerales de cobre, siendo la enargita el mineral predominante, acompañada en menor proporción por bismutinita, colusita, luzonita, calcopirita, tennantita y calcocita. La ganga en esta mina está formada principalmente por arcillas, caolinita, alunita, cuarzo y pirita, siendo nuevamente esta última el principal causante del drenaje ácido generado en esta zona extractiva.

Los metales pesados presentes en los drenajes ácidos de mina se encuentran solubilizados debido al bajo pH, que generalmente oscila entre 2 y 4. Estos metales deben ser removidos antes de que los efluentes sean vertidos. Desde el punto de vista toxicológico, los metales pesados tienen efectos teratogénicos, mutagénicos y carcinogénicos en los seres humanos, así como en otros organismos, debido a su capacidad de bioacumulación y biomagnificación, características inherentes a los metales en general. Por ello, es crucial removerlos de los efluentes antes de su vertido.

Dado que la formación de DAM es inevitable debido a la presencia de pirita en las formaciones geológicas, y considerando que esta puede solubilizar fácilmente los metales pesados debido a sus características ácidas, las técnicas de tratamiento o remoción de metales deben ser lo más eficientes posible para evitar el impacto en los cuerpos receptores. En este sentido, los métodos convencionales con hidróxido de calcio no muestran una alta eficiencia y no pueden garantizar que, ante una disminución del pH, los metales no reviertan su estado y vuelvan a solubilizarse. Por otro lado, la precipitación con sulfuro de sodio puede alcanzar mayores eficiencias que los métodos convencionales, ya que puede operar en medios ácidos y asegurar una precipitación mucho más estable, sin que la mineralización varíe o se solubilice con los cambios de pH. Realizar un análisis comparativo entre el método convencional con cal y el uso de sulfuros permitirá determinar cuál es más eficiente para lograr una precipitación estable de metales pesados y asegurar un menor impacto en los cuerpos receptores.

1.1.1 Formulación del Problema

1.1.1.1 Problema general

¿Cómo será el análisis comparativo entre el uso de sulfuros y cal apagada para la precipitación de metales pesados en drenajes ácidos de Unidad Minera Colquijirca, 2022?

1.1.1.2 Problemas específicos

- ¿Cuál será la dosis óptima del sulfuro de sodio en la precipitación de metales pesados en

drenajes ácidos de Unidad Minera Colquijirca, 2022?

- ¿Cuál será la dosis óptima de la cal apagada en la precipitación de metales pesados en drenajes ácidos de Unidad Minera Colquijirca, 2022?
- ¿Cuál será la eficiencia del sulfuro de sodio en la precipitación de metales pesados en drenajes ácidos de Unidad Minera Colquijirca, 2022?
- ¿Cuál será la eficiencia de la cal apagada en la precipitación de metales pesados en drenajes ácidos de Unidad Minera Colquijirca, 2022?

1.2 Antecedentes

1.2.1 Antecedentes Nacionales

Apaza (2015) en su investigación, planteó remover metales pesados de plomo y zinc presentes en aguas del rio T´oro Q'ocha de la ciudad de Juliaca utilizando el método de precipitación alcalina empleando hidróxidos de sodio e hidróxido de calcio. En este estudio, se determinó que las aguas residuales del río T´oro Q'ocha presentan concentraciones de Pb y Zn de 0.2889 mg/L y 2.3800 mg/L, respectivamente, valores que superan los Estándares de Calidad Ambiental de agua Categoría 3. Dentro de la metodología, se empleó el proceso de precipitación alcalina utilizando $Ca(OH)_2$ y NaOH. Los resultados obtenidos fueron los siguientes: para $Ca(OH)_2$, se alcanzó un pH de 9.77, mientras que para NaOH, el pH fue de 8.92. La velocidad de mezcla fue de 40 rpm y el tiempo de agitación de 20 minutos para ambos hidróxidos. Con estas variables, se logró una eficiencia de remoción de Pb del 99.10% y de Zn del 99.50% utilizando $Ca(OH)_2$, mientras que con NaOH se alcanzó una eficiencia de remoción de Pb del 98.55% y de Zn del 99.06%. En conclusión, el uso de $Ca(OH)_2$ permitió alcanzar un pH de 9.77, con una velocidad de agitación de 30 rpm y un tiempo de agitación de 19.2 minutos, para ambos metales. Por otro lado, al emplear NaOH, los resultados obtenidos fueron un pH de 8.93, una velocidad de mezcla de 30 rpm, y un tiempo de agitación de 19.18 minutos para ambos metales.

Berrospi (2019), en su investigación planteó: determinar la eficiencia de remoción de los metales pesados en las aguas ácidas de la laguna Yanamate empleando dolomita como agente remediante. En esta investigación, se utilizó la dolomita como un método alternativo de precipitación y purificación de drenajes ácidos de mina (DAM), logrando neutralizar y remover las concentraciones de iones de metales pesados (Cu, Pb, Fe y Zn) presentes en las aguas ácidas de la laguna Yanamate. La dolomita es un mineral no metálico ($CaMg(CO_3)_2$), que actúa como un purificador de aguas contaminadas con DAM, ya que sus propiedades fisicoquímicas de neutralización y adsorción de iones metálicos disueltos en las aguas ácidas las neutraliza. La metodología empleada en este estudio se apoyó en la aplicación de la dolomita mediante pruebas con 10 y 25 g de dolomita para un volumen de 500 ml de aguas ácidas. El pH inicial medido en el punto P-1 era de 1.91 y en P-2 de 1.96, valores que mejoraron significativamente tras la aplicación de la dolomita. Con una dosificación de 25 g de dolomita, se alcanzó un pH de 7.19 en P-1 y un pH de 7.35 en P-2. Se determinó que una dosis de 25 g de dolomita es ideal para tratar 500 ml de aguas ácidas con un pH menor a 2. Antes de la aplicación de la dolomita, los metales totales presentes superaban los límites establecidos por los Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para la Categoría 4. Con 25 g de dolomita, en P-1 se logró reducir la concentración de Pb, Fe, Co y Zn a 0.0006 mg/L, 0.3002 mg/L, 0.03452 mg/L, y 8.1359 mg/L, respectivamente, mientras que en P-2 se redujeron las concentraciones de Pb, Fe, Co y Zn a 0.0021 mg/L, 0.2449 mg/L, 0.02479 mg/L, y 6.7898 mg/L, respectivamente. En conclusión, se demostró que una dosis de 25 g de dolomita es eficaz en 500 ml de aguas ácidas para cumplir con los estándares ECA-Categoría 4, alcanzando altos porcentajes de remoción de metales. En P-1, se logró remover el 96.16% de Pb, el 99.85% de Fe, el 99.32% de Co, y el 59.32% de Zn, mientras que en P-2 se alcanzaron porcentajes de remoción del 99.68% para Pb, 99.88% para Fe, 99.12% para Co y 66.05% para Zn.

Jiménez (2017), en la investigación que realizó, planteó evaluar la eficiencia en la remoción de metales presentes en las aguas ácidas de mina mediante la neutralización activa con lechada de cal en la Unidad Minera Arasi - Puno. La metodología empleada en el estudio se estructuró en cuatro fases: i) se realizó la medición del caudal y la caracterización del agua ácida; ii) se efectuaron pruebas de laboratorio para su neutralización mediante lechada de cal, analizando los parámetros físico-químicos e inorgánicos del agua resultante; iii) se adaptó el tratamiento con lechada de cal al sistema de tratamiento existente; y iv) se evaluaron los parámetros físico-químicos e inorgánicos en condiciones de campo. Los resultados obtenidos en el efluente tratado en campo, con un pH de 8.1, conductividad eléctrica de 5.14 mS/cm y oxígeno disuelto de 5.54 mg/L, evidenciaron los siguientes porcentajes de remoción de metales pesados: 99.96% de aluminio, 0% de arsénico, 99.7% de berilio, 99.8% de boro, 98.9% de cadmio, 99.9% de cobalto, 99.9% de cobre, 99.5% de cromo, 99.98% de hierro, 83.5% de magnesio, 98.7% de manganeso, 99.9% de níquel, 0% de plomo, 0% de selenio y 99.95% de zinc. Se concluyó que el tratamiento del drenaje ácido mediante lechada de cal es eficaz para lograr una remoción significativa de metales, así como la mejora de diversos parámetros físico-químicos e inorgánicos.

Aponte (2020), en su investigación planteó demostrar la eficiencia técnica y ambiental del empleo de la neutralización y coagulación para el tratamiento del drenaje ácido proveniente de los botaderos de desmonte y tajos de Clarita y Sacalla, de la Unidad Minera COMARSA. Se desarrollaron pruebas experimentales de tratamiento químico mediante neutralización y coagulación a nivel de laboratorio. Los resultados indicaron que los porcentajes de remoción de metales utilizando este método fueron del 99.5%, lo cual superó a los métodos convencionales. Una de las ventajas ambientales de este tratamiento es la obtención de lodos estables y de alta densidad. Se concluyó que, para precipitar Fe, As, Pb, Cu y Zn, el pH debe estar en el rango de 6-9, mientras que para Mn es necesario elevar el pH

a 9.0-9.5. Los ensayos realizados en laboratorio evidenciaron que el proceso de neutralización y coagulación aplicado al drenaje ácido en COMARSA resultó altamente eficaz, alcanzando reducciones del 99.5% en cobre, 99.99% en hierro, 96.67% en plomo, 99.94% en zinc y 97.55% en sulfatos.

Salvador (2015), en su estudio realizado, planteó evaluar el efecto del pH en la recuperación de metales pesados presentes en el drenaje ácido de mina mediante la precipitación selectiva y definir un modelo matemático que permita representar la sedimentación de estos metales. Los resultados mostraron que la recuperación de metales pesados puede lograrse mediante la variación del pH, permitiendo su posterior utilización. Se concluyó que los diagramas de precipitación son útiles para determinar el pH adecuado para la selectividad de metales pesados, logrando recuperaciones del 94.06% de Fe a un pH de 4.285, 88.42% de Cu a un pH de 5.811, 84.13% de Zn a un pH de 8.025, y 96.89% de Mn a un pH de 10.385. Mediante las ecuaciones de continuidad del fluido y del sólido, se estableció el modelo matemático de la sedimentación del DAM para la precipitación selectiva en un sedimentador continuo, considerándose una altura del sedimento de 0.56 m para un flujo volumétrico del sólido en la alimentación por área transversal (qs) de 2.5 x 10^{-8} m/s. Se concluyó que, mediante el proceso de precipitación selectiva, es posible precipitar los metales pesados, manteniéndolos por debajo de los límites máximos permisibles.

1.2.2 Antecedentes Internacionales

Torres (2020) en su estudio que realizó, evaluó la eficiencia de la precipitación química en la remoción de estos metales en aguas residuales industriales. Inicialmente, las concentraciones eran de 14.16 mg/L de As, 12.82 mg/L de Cr y 13.53 mg/L de V. Tras un proceso de ferroxidación de 8 horas con 20 g de viruta de hierro de tamaño <1 mm, se logró una remoción del 98.17% de As, 98.64% de Cr y 98.04% de V. No obstante, las concentraciones de arsénico inicialmente no cumplieron con los límites establecidos por la

norma NOM-001-SEMARNAT-1996 (DOF, 2018). Al extender el tiempo de residencia a 16 horas, los niveles de los tres contaminantes lograron ajustarse a los valores normativos. Sin embargo, este tiempo prolongado, junto con la considerable generación de lodos (10 g por cada 100 ml), evidenció la necesidad de mejorar la eficiencia del proceso. Para ello, se disminuyó la dosis de hierro a 1 g y se redujo el tiempo de residencia a 8 horas. En tan solo 4 horas, se logró una remoción de arsénico superior al 98% y una eliminación completa de vanadio, aunque la remoción de cromo alcanzó aproximadamente el 90%, lo cual excedía los límites permitidos. Para solucionar esta limitación, se implementó una combinación del proceso de ferroxidación con una precipitación química, utilizando la misma muestra de agua y óxido de calcio (CaO) como agente precipitante. Finalmente, se alcanzaron eficiencias de remoción del 99.5% para el arsénico, 98.56% para el cromo y más del 99% para el vanadio, cumpliendo así con los requisitos establecidos por la normativa mexicana para los tres elementos.

Lee et al. (2002), en su artículo científico, examinaron la sorción de estos metales en precipitados generados tras la neutralización de muestras con pH entre 2.2 y 3.4, presentando diferentes composiciones químicas según las fracciones molares de Fe, Al y Mn disueltos. Una muestra era rica en Fe (87.5%), otra en Al (79.4%) y la otra en Mn (51.4%). Todas contenían concentraciones elevadas de metales traza como Zn (37,700 a 17,400 μg/L), Cu (13,000 a 270 μg/L), Co (1,500 a 520 μg/L), Ni (360 a 75 μg/L), Pb (30 a 8 μg/L) y Cd (30 a 6 μg/L). Tras filtración y ajuste de pH con NaOH, las muestras se centrifugaron y analizaron mediante espectrometría ICP y MS. La precipitación de Fe, Al y Mn ocurrió en rangos de pH distintos, lo cual afectó la sorción de metales traza: a $pH < 4$ se formaron schwertmannita y a $pH > 4$ ferrihidrita; precipitados ricos en Al y Mn emergieron a valores de pH superiores. La concentración de pH necesaria para lograr una sorción del 50% de los metales varió entre 3.1 y 7.9, reflejando que tanto el pH como la química del agua determinan la eficiencia en la remoción metálica.

Soto et al. (2006), en su artículo científico evaluaron la remoción de Cr (435 mg/L), Zn (720 mg/L), Fe (168 mg/L) y Ni (24 mg/L) de aguas residuales galvánicas mediante precipitación química. La metodología del estudio consideró realizar tanto con agua sintética preparada en laboratorio como con agua residual industrial cruda. Se usó sosa para ajustar el pH y cloruro férrico como coagulante, optimizando las condiciones para cada tipo de agua. Con agua sintética, las mejores condiciones incluyeron un tiempo de floculación de 7 minutos, 18 rpm de agitación y 11.8 mL de coagulante. Para el agua residual cruda, se requirió más tiempo de floculación (9.5 minutos), mayor velocidad de agitación (30 rpm) y una menor dosis de coagulante (5.2 mL), debido a la presencia de contaminantes adicionales que afectaron el proceso de floculación.

Gelvez et al. (2008), en su artículo científico, señalaron que uno de los principales problemas ambientales asociados a la minería de carbón es la generación de drenajes ácidos ricos en sulfatos y metales pesados. La remoción de estos metales en los drenajes ácidos de mina de carbón (DAMC) se logró mediante bacterias reductoras de sulfato (BSR), cuyo metabolismo convierte sulfato en sulfuro, generando alcalinidad y precipitando químicamente los metales. La metodología incluyó el aislamiento de tres especies de BSR (Desulfovibrio desulfuricans, Desulfomonas pigra y Desulfobacter spp.) y su aplicación en disoluciones simuladas de las composiciones químicas de drenajes de minas de carbón colombianas. Los resultados mostraron altas eficacias en la remoción de Fe, Ni, Zn y Co, aunque la remoción de Mn fue menor. La cantidad de sulfito necesaria para optimizar la precipitación de metales se estimó mediante cálculos teóricos, confirmando la eficiencia de los procesos biológicos con potencial para futuros sistemas de tratamiento con BSR específicos para DAMC.

Banfalvi (2005), en su artículo científico menciona la necesidad de eliminar metales pesados del agua residual y presenta un nuevo enfoque para cumplir con esta necesidad. Propone precipitar sulfuros metálicos usando sulfuro de sodio en la superficie de bentonita,

formando complejos adherentes que permiten la eliminación eficiente de metales. Con esta técnica se lograron remover aproximadamente el 90% del cadmio como CdS en soluciones con concentraciones de $CdCl_2$ entre 10^{-4} y 10^{-6} M. La eliminación del exceso de sulfuro de sodio se realizaba mediante la liberación de sulfuro de hidrógeno, seguida de su oxidación a azufre usando gas carbónico (porcentaje 5% CO_2, 95% O_2), y posteriormente mediante aireación. Este proceso permitió reducir significativamente la presencia de metales pesados en las aguas residuales mediante precipitación de sulfuros metálicos adheridos a la bentonita, demostrando su potencial como método efectivo para la remoción de metales en tratamientos de efluentes contaminados.

Bhattacharyya et al. (1979), en su artículo científico investigaron la precipitación de sulfuro con Na2S como un método altamente eficaz para la separación de cationes de metales pesados (Cd, Zn, Cu y Pb) y oxianiones (arsénico y selenio) en aguas residuales complejas. El rendimiento del proceso fue evaluado tanto en mezclas sintéticas diluidas como en aguas residuales reales provenientes de una planta de fundición de cobre. Los resultados indicaron que las condiciones óptimas para la remoción y la sedimentación de los precipitados se alcanzan con una dosificación de sulfuro equivalente al 60% de los valores estequiométricos y a un pH final superior a 8.0. Bajo estas condiciones, se obtuvieron altas eficiencias de remoción: más del 99% para Cd, Zn y Cu, y entre 92% y 98% para As y Se, respectivamente. El estudio concluyó que las concentraciones residuales de Cd, Cu y Zn pueden reducirse a un rango de 0.05 a 0.1 mg/L, demostrando que la precipitación con sulfuro es considerablemente superior a la precipitación con hidróxido de calcio (cal) en términos de separación de metales y tasas de sedimentación.

1.3 Objetivos

1.3.1 Objetivo General

Realizar un análisis comparativo entre el uso de sulfuros y cal apagada para la

precipitación de metales pesados en drenajes ácidos de Unidad Minera Colquijirca, 2022.

1.3.2 Objetivos Específicos

- Determinar la dosis óptima del sulfuro de sodio en la precipitación de metales pesados en drenajes ácidos de Unidad Minera Colquijirca.
- Determinar la dosis óptima de la cal apagada en la precipitación de metales pesados en drenajes ácidos de Unidad Minera Colquijirca.
- Determinar la eficiencia del sulfuro de sodio en la precipitación de metales pesados en drenajes ácidos de Unidad Minera Colquijirca.
- Determinar la eficiencia de la cal apagada en la precipitación de metales pesados en drenajes ácidos de Unidad Minera Colquijirca.

1.4 Justificación

La presente investigación pretende dar a conocer las diferencias existentes entre dos métodos de precipitación de metales pesados para el tratamiento de Drenajes Ácidos de Mina, los cuales presentan diferentes eficiencias y trabajan en medios distintos (ácido y alcalino).

Se sabe que los metales pesados se solubilizan fácilmente y pueden bioacumularse en los diferentes organismos que se encuentran expuestos, en tal sentido se requiere de métodos de tratamiento adecuados en la remoción de estos, que aseguren su completa inocuidad cuando los Drenaje Ácidos sean vertidos a los cuerpos receptores.

La remoción de metales pesados por lo general se realiza con el uso del Hidróxido de Calcio, requiriendo altas cantidades para alcanzar una neutralización y posterior precipitación de metales, existiendo también la posibilidad de que los metales nuevamente se solubilicen al bajar el pH, en tal sentido se pretende realizar una comparación con el uso de un compuesto como el Sulfuro de Sodio, que asegure la formación de un precipitado mucho más estable e insoluble, el cual, ante los cambios de pH no varíe su condición y formación de precipitado.

El análisis comparativo entre ambos métodos de tratamiento permitirá evaluar las

ventajas y desventajas de ambos procesos en términos de eficiencia y estabilidad del tratamiento, ofreciendo una alternativa viable y mejorada para la remoción de metales pesados en efluentes de DAM.

1.5 Hipótesis

1.5.1 Hipótesis General

El análisis comparativo entre el uso de Sulfuro de Sodio y Cal Apagada permitirá conocer la capacidad de ambos compuestos en la precipitación de Metales Pesados en Drenajes Ácidos de Unidad Minera Colquijirca, 2022.

1.5.2 Hipótesis Específicas

- La dosis óptima del Sulfuro de Sodio se encuentra entre 20 y 30 mg/l para alcanzar la precipitación de metales pesados en Drenajes Ácidos de Unidad Minera Colquijirca.
- La dosis óptima de la Cal Apagada se encuentra entre 5 y 10% para alcanzar la precipitación de metales pesados en Drenajes Ácidos de Unidad Minera Colquijirca.
- La eficiencia del Sulfuro de Sodio se encuentra entre el 85 y 90% para alcanzar la precipitación de metales pesados en Drenajes Ácidos de Unidad Minera Colquijirca.
- La eficiencia de la Cal Apagada se encuentra entre el 75 y 80% en la precipitación de metales pesados en Drenajes Ácidos de Unidad Minera Colquijirca.

II. MARCO TEÓRICO

2.1.Bases teóricas sobre el tema de investigación

2.1.1. Metales pesados

Los metales pesados son un grupo de elementos químicos caracterizados por un elevado peso atómico y una densidad superior

Los metales pesados corresponden a un conjunto de elementos químicos que se distinguen por tener un alto peso atómico y una densidad considerablemente elevada superior a cinco veces la del agua. Debido a su amplia aplicación en sectores industriales, domésticos, médicos y agrícolas, se encuentran presentes de diversas formas en el medio ambiente, lo que genera una preocupación significativa por sus efectos en la salud humana y los ecosistemas.

Entre los más relevantes y altamente tóxicos se encuentran el plomo (Pb), arsénico (As), cadmio (Cd), cromo (Cr) y mercurio (Hg), los cuales pueden causar daños irreversibles en los órganos incluso a bajos niveles de exposición. La toxicidad de estos elementos es multifactorial, dependiendo de la dosis, el tiempo de exposición y las condiciones de salud y nutrición del individuo (Román y Martínez, 2017).

El incremento en su concentración en el agua puede deberse a fuentes puntuales de contaminación industrial o minera, así como a procesos naturales de enriquecimiento que ocurren cuando el agua subterránea pasa a través de acuíferos que contienen estos minerales en su composición.

2.1.2. Remoción de metales pesados

Los metales pesados están presentes de manera natural en la corteza terrestre, generalmente en concentraciones muy bajas o en cantidades traza, pero su dispersión en los cuerpos de agua se ha visto acelerada por fenómenos geológicos y, en gran medida, por actividades antropogénicas como la urbanización, la construcción de represas y la

industrialización. Diversas industrias, especialmente la minería, descargan efluentes con altas concentraciones de metales pesados como el Cd, Hg, Cu, Cr y Pb.

Debido a su toxicidad y a que no se degradan, sino que se transforman o se remueven del medio, es imperativo reducir sus concentraciones a niveles permisibles antes de su vertido (Kuyucak, 1990).

La alta concentración de metales pesados en el agua genera graves problemas de contaminación, ya que su acumulación en los organismos vivos puede causar trastornos fisiológicos y metabólicos; por ejemplo, el cadmio, cobalto, cromo, mercurio y plomo son conocidos por sus propiedades mutagénicas al fijarse en el ADN.

Para su remoción, los métodos convencionales incluyen procesos costosos como la electrólisis, la electrodiálisis, el intercambio iónico y la ultrafiltración, los cuales son más adecuados para la recuperación de grandes concentraciones de metales.

Una opción innovadora y prometedora para eliminar metales en concentraciones bajas es la utilización de microorganismos —como bacterias, algas y hongos— mediante el proceso de biosorción. Este método se basa en la adherencia de los metales a biomasa inactiva o no viable, destacando por la amplia disponibilidad y el bajo costo de los materiales empleados.

El uso de micelio de hongos, en particular, presenta un gran potencial, ya que la biomasa residual de industrias que los utilizan para producir antibióticos u otros compuestos puede ser aprovechada para el tratamiento de aguas contaminadas (Valderrama, 1998).

2.1.3. Minería y contaminantes del agua

Las actividades mineras demandan grandes volúmenes de agua y, al desarrollarse en las cuencas altas de los ríos, un manejo inadecuado puede comprometer la calidad del agua a lo largo de toda la cuenca. Este impacto se extiende a través del tiempo y el espacio, afectando la función ecosistémica y las relaciones socioculturales en torno a este recurso.

A nivel global, la minería y la metalurgia liberan un estimado de 13 000 Mm^3 de efluentes anualmente en los cursos de agua, lo que convierte la calidad hídrica en uno de los aspectos más polémicos de los proyectos mineros. En el Perú, aunque el consumo de agua del sector minero representa solo alrededor del 2% a nivel nacional, la Autoridad Nacional del Agua (ANA) resalta que el principal riesgo no reside en el volumen de demanda, sino en el elevado riesgo de contaminación generado por los vertimientos resultantes del procesamiento de minerales (Cadillo, 2018).

La desconfianza de las comunidades hacia el gobierno y las compañías mineras ha aumentado históricamente, impulsada por las malas prácticas ambientales y la percepción de una débil regulación estatal, que ha dejado un legado de pasivos ambientales dispersados por el país.

2.1.4. Problemas que genera el agua de mina

La actividad minera se caracteriza por una intensiva manipulación de los recursos hídricos. Por un lado, utiliza grandes volúmenes de agua en sus procesos operativos; por otro, las excavaciones generan caudales significativos, principalmente la entrada de agua por infiltración de acuíferos atravesados y por escorrentía superficial requiere una gestión adecuada. Por ello, se implementan sistemas de bombeo y drenaje para evacuar el agua fuera de las zonas de explotación.

infiltración de acuíferos interceptados y la escorrentía superficial. Por ello, la gestión y evacuación del agua fuera de las áreas de laboreo, mediante sistemas de bombeo y desagüe, es un aspecto crítico en todos los proyectos mineros.

Las explotaciones mineras ocasionan diversos efectos hidrológicos y ambientales sobre los cuerpos de agua superficiales y subterráneos, que incluyen:

- Deterioro de la calidad del agua: Compromete su idoneidad para el consumo humano y otros usos.

- Impactos ecológicos: La alteración de los ecosistemas acuáticos puede llevar a la degradación o eliminación de las comunidades biológicas naturales.
- Degradación del paisaje: Requiere que los planes de restauración aborden de forma integral todos los elementos del medio físico, incluyendo la calidad y cantidad del agua.

Es importante destacar que la actividad minera puede acelerar e intensificar el fenómeno del drenaje ácido de mina, un proceso que, si bien puede ocurrir de forma natural en yacimientos geológicos, se ve exacerbado por la exposición masiva de minerales sulfurosos al ambiente. La evidencia de este fenómeno se encuentra tanto en áreas mineras como en algunos cursos de agua que atraviesan zonas geológicas sin explotación (Cadillo, 2018).

2.1.5. Drenaje ácido de mina (DAM)

El DAM es un fenómeno geoquímico que se produce por la oxidación de minerales sulfurados, como la pirita (FeS_2), al ser expuestos al oxígeno atmosférico y al agua. Este proceso se desencadena cuando las operaciones mineras, como la extracción y el procesamiento de minerales, exponen residuos, colas o áreas de trabajo que contienen sulfuros reactivos.

Este efluente se caracteriza por ser un agua de muy baja calidad con propiedades químicas distintivas:

- Bajo pH: Generalmente por debajo de 4, lo que provoca la disolución de metales pesados y metaloides.
- Alta concentración de sulfatos (SO_4^{2-}): Un subproducto directo de la oxidación de los sulfuros.
- Elevada conductividad eléctrica: Un indicador de la alta carga iónica disuelta.
- Altas concentraciones de metales y metaloides: El DAM moviliza elementos como hierro (Fe), aluminio (Al), manganeso (Mn), zinc (Zn), cobre (Cu), plomo (Pb), mercurio (Hg), cadmio (Cd), níquel (Ni), arsénico (As), antimonio (Sb) y selenio

(Se), cuyas concentraciones pueden superar ampliamente los límites permisibles (Jiménez, 2017).

El DAM representa una de las principales consecuencias ambientales de la minería, ya que libera al medio ambiente elementos que antes se encontraban confinados en el subsuelo. Esta geodisponibilidad incrementada de contaminantes, junto con el hecho de que muchos yacimientos son fuentes naturales de contaminación, intensifica el impacto ambiental de las operaciones mineras (Berrospi, 2019). La concentración y el tipo de contaminantes en el DAM dependen directamente de la mineralogía específica del yacimiento, lo que subraya la variabilidad de este problema en diferentes contextos geológicos.

2.1.6. Etapas de formación del DAM

La generación de DAM se produce en 3 etapas sucesivas, que ayudan a entender la evolución del drenaje ácido en el tiempo y su interpretación en el campo (Jiménez, 2017), tal como se muestra en la Figura 1. Estas fases permiten comprender la evolución del proceso a lo largo del tiempo.

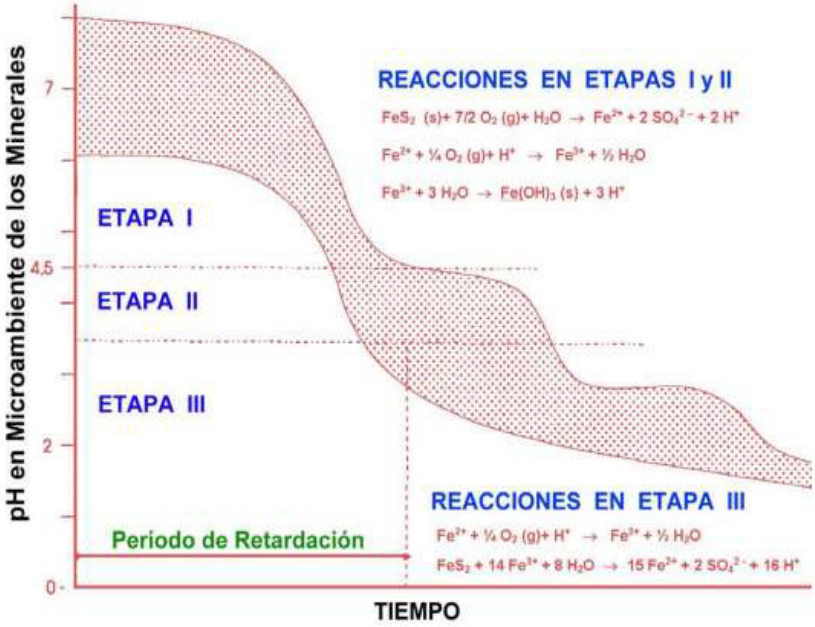
- Primera Etapa: La oxidación inicial de los sulfuros metálicos libera iones ferrosos (Fe^{2+}). En un medio de pH neutro, estos se oxidan químicamente a iones férricos (Fe3+), que precipitan como hidróxidos y contribuyen a la acidez. Durante esta fase, la velocidad de oxidación es lenta y los mecanismos de generación ácida, tanto directa (por aire) como indirecta (bacteriana), se desarrollan a un ritmo similar. La alcalinidad natural del entorno es, por lo general, suficiente para neutralizar la acidez que se produce lentamente.
- Segunda Etapa: Cuando la acumulación de acidez excede la capacidad de neutralización del medio, el pH del agua disminuye. En este punto, la oxidación bacteriana de la pirita se convierte en el mecanismo predominante. El sulfato ferroso (FeSO4) resultante se oxida a sulfato férrico que, al reaccionar con el agua, forma

ácido sulfúrico (H_2SO_4) e hidróxido férrico insoluble, responsable de la coloración amarilla del agua. Durante esta etapa, la eficacia del mecanismo de oxidación directa disminuye, mientras que la del mecanismo indirecto se incrementa significativamente.

- Tercera Etapa: Cuando el pH en las cercanías de los granos de pirita cae por debajo de 3 (mientras que en el agua se mantiene alrededor de 4.5), la actividad bacteriana puede lixiviar directamente el sulfuro de hierro, transformándolo en sulfato. En esta etapa, la producción de ácido se incrementa notablemente debido a la mayor solubilidad del hierro y a la disminución en la formación de hidróxido férrico por precipitación. En este punto, el mecanismo indirecto mediado por bacterias como Thiobacillus ferrooxidans se vuelve autocatalítico, produciendo grandes cantidades de ácido. La inhibición de esta bacteria puede reducir la producción de ácido en al menos un 75%. Un pH superior a 5 inhibe la oxidación, pero si desciende por debajo de 4.5, se espera la oxidación total del sulfuro de hierro. A un pH inferior a 2.5, la actividad bacteriana se estabiliza y la velocidad de reacción se incrementa exponencialmente en comparación con el mecanismo directo (Jiménez, 2017).

Figura 1

Etapas de la formación de aguas ácidas



Nota. Tomado de Jiménez (2017).

2.1.7. Clases del drenaje de minas

La clasificación de los drenajes de minas se basa en el pH, el contenido de oxígeno y la concentración de metales pesados. Según Jiménez (2017), se identifican cinco tipos principales de aguas ácidas:

- Tipo 1: Caracterizado por una acidez elevada (pH < 4.5) y una alcalinidad nula o muy baja. Contiene altas concentraciones de Fe, Al, Mn y otros metales, así como de oxígeno disuelto.
- Tipo 2: Posee un alto contenido de sólidos disueltos, Mn y hierro ferroso, un pH superior a 6 y un bajo o nulo contenido de oxígeno disuelto. La oxidación posterior de los metales en este tipo de agua puede causar un descenso abrupto del pH, transformándola en agua de Tipo 1.

- Tipo 3: Presenta un pH mayor a 6, un contenido de alcalinidad superior al de acidez, y concentraciones de sólids disueltos, hierro ferroso y Mn de moderadas a altas. La alcalinidad del agua es suficiente para neutralizar el ácido producido por la oxidación e hidrólisis de los metales.
- Tipo 4 (Drenaje ácido neutralizado): Se define por un pH mayor a 6 y una elevada concentración de sólidos en suspensión indican que la precipitación de hidróxidos todavía está en proceso. Sin embargo, al proporcionar un tiempo de residencia apropiado en una balsa de decantación, las partículas logran sedimentarse, permitiendo que el agua evolucione hacia un Tipo 5.
- Tipo 5 (Drenaje ácido neutralizado): Similar al Tipo 4, con un pH mayor a 6. Se distingue porque la mayoría de los hidróxidos ya han precipitado, dejando en solución principalmente cationes de calcio (Ca) y magnesio (Mg), así como aniones y bicarbonato.
- Adicionalmente, se pueden encontrar otros tipos de aguas en minas con menor contenido de sulfuros, las cuales presentan un Presentan un pH próximo a la neutralidad, baja conductividad eléctrica y un balance entre acidez y alcalinidad, por lo que son clasificadas como neutras o inertes.

2.1.8. Tratamiento del AMD

El tratamiento de los DAM tiene como objetivo principal la remoción o reducción de metales y otros aniones contaminantes de las aguas. Para que el vertido de los efluentes sea seguro, es imperativo que el agua tratada sea químicamente estable, no reaccione con el medio natural y no cause impactos ambientales negativos. Los métodos de tratamiento pueden ser clasificados como físicos, químicos o biológicos. Dentro de estas categorías, la neutralización-precipitación es el método más empleado en la industria minera (Berrospi, 2019).

Los sistemas de tratamiento de efluentes se clasifican en abióticos y biológicos, los cuales se implementan a través de sistemas activos y pasivos.

2.1.9. Sistemas de tratamiento activo

Los sistemas de tratamiento activo representan una estrategia de remediación de efluentes de mina que utiliza energía externa y la adición continua de reactivos químicos para neutralizar la acidez y precipitar metales pesados. Estos procesos, que incluyen tecnologías como la neutralización química, la absorción con carbón, el intercambio iónico, la ósmosis inversa, la electrodiálisis y la ozonización, son efectivos para mejorar la calidad del agua, pero requieren una operación y un mantenimiento continuos y, por lo tanto, resultan costosos (Berrospi, 2019).

El tratamiento activo más común en la industria minera se basa en un proceso de neutralización-precipitación de hidróxidos, que se lleva a cabo en tres etapas principales:

- Oxidación: Esta etapa busca convertir el hierro ferroso (Fe 2+) a hierro férrico (Fe3+) para hacerlo insoluble y facilitar su posterior remoción. Se logra al agitar el agua en tanques para promover la oxigenación atmosférica.
- Dosificación con Álcalis: Se añaden sustancias alcalinas para elevar el pH del efluente a un rango de 6 a 9. Esto permite la formación y precipitación de hidróxidos metálicos insolubles. Los agentes alcalinos más comunes utilizados en este proceso se detallan en la siguiente tabla, junto con su porcentaje de neutralización.
- Sedimentación: Es la etapa final donde los hidróxidos metálicos formados se asientan. Este proceso puede mejorarse mediante la adición de coagulantes y floculantes para obtener un agua tratada que cumpla con los ECA o LMP de la legislación nacional y genere lodos químicamente estables (Jiménez, 2017).

Tabla 1

Compuestos químicos utilizados en el tratamiento de drenaje ácido de Mina

Nombre Común	Nombre Químico	Fórmula	Neutralización (%)
Caliza	Carbonato de Calcio	$CaCO_3$	30
Cal Hidratada	Hidróxido de Calcio	$Ca(0H)_2$	90
Cal viva	Oxido de Calcio	CaO	90
Ceniza de Soda	Carbonato de Sodio	Na_2C0_3	60
Soda Caustica	Hidróxido de sodio	$NaOH$	100
Amoniaco	Anhídrido de amoniaco	nh_3	100

Nota. Adaptado de Jiménez (2017).

Las reacciones químicas principales de neutralización y precipitación que tienen lugar en las plantas de tratamiento convencionales son:

- 1° Neutralización de un ácido con una base:

Con cal: $H_2SO_4 + Ca(OH)_2 \rightarrow CaSO_4 + 2H_2O$

Con Caliza: $H_2SO_4 + CaCO_3 \rightarrow CaSO_4 + 2H_2O + CO_2$

- 2° Oxidación del hierro ferroso o férrico

Este proceso se lleva a cabo mediante la aireación del efluente en tanques de reacción, lo que permite la captación de oxígeno atmosférico. La modificación del estado de oxidación del hierro es esencial, ya que facilita su posterior precipitación al convertirlo en una forma insoluble.

- 3° Precipitación de los hidróxidos de hierro

Al reaccionar el sulfato con el hidróxido se forman al férrico con los agentes alcalinos.

Con cal:

$$Fe_2(SO_4)_3 + 3CaCO_3 + 3H_2O \rightarrow 2Fe(OH)_3 + 3CaSO_4 + 3CO_2$$

La solubilidad de los iones metálicos en el agua se reduce a medida que se eleva el pH del efluente, lo que favorece su precipitación. La eficiencia de este proceso se puede optimizar significativamente mediante la adición de compuestos químicos solubles y polímeros, los

cuales actúan como agentes coagulantes y floculantes para promover la remoción efectiva de los metales pesados de la solución (Jiménez, 2017).

2.1.10. Tratamiento de carbonatos

La acidez generada por la oxidación de los minerales sulfurados puede ser neutralizada por la reacción con minerales formadores de rocas, como silicatos, arcillas, hidróxidos y carbonatos. Este proceso de amortiguamiento de pH se produce con el consumo de protones (H^+) a medida que la solución ácida se moviliza a través del medio, ya sea por infiltración o escorrentía.

Una variedad de minerales actúa como agentes neutralizantes, entre los cuales destacan:

- Carbonatos de calcio o minerales de carbonato de magnesio: Calcita ($CaCO_3$), Dolomita ($CaMg(CO_3)_2$) y Magnesita ($MgCO_3$).
- Hidróxidos: Limonita
- Silicatos: Clorita
- Arcillas: Montmorillonita

De estos, los minerales de carbonato de calcio son los más efectivos debido a su velocidad de disolución relativamente rápida. En particular, la calcita se disuelve con mayor rapidez que la dolomita (un orden de magnitud más lento) y la magnesita (cuatro órdenes de magnitud más lenta).

La piedra caliza, rica en calcita, es ampliamente utilizada para incrementar el pH y la alcalinidad del agua, aunque su aplicación tiene limitaciones. Por ejemplo, su baja solubilidad en climas fríos y la formación de una capa de hidróxido férrico ("armadura") en su superficie limitan su capacidad para elevar el pH lo suficiente para la remoción de manganeso. En condiciones de pH y acidez bajos, la caliza finamente molida puede dosificarse directamente en las corrientes de agua. Las reacciones de neutralización con calcita varían según el pH del efluente:

- Por encima de pH 6.4: $CaCO_3+H^+ \leftrightarrow Ca^{2+}+HCO_3^-$
- Por debajo de pH 6.4: $CaCO_3+2H^+ \leftrightarrow Ca^{2+}+H_2CO_3$

Además de la caliza, se emplean otros agentes alcalinos como la cal hidratada ($Ca(OH)_2$), el carbonato de sodio y la sosa cáustica. La cal hidratada es especialmente útil y rentable en situaciones de alto caudal y acidez, aunque su naturaleza hidrofóbica requiere de una mezcla mecánica intensa para su correcta disolución (Jiménez, 2017).

Finalmente, es importante considerar que los metales traza liberados por la oxidación de sulfuros pueden precipitarse como óxidos, hidróxidos o carbonatos. Sin embargo, muchos metales presentes en el DAM son anfotéricos, lo que significa que su solubilidad disminuye al aumentar el pH hasta un punto mínimo intermedio y luego vuelve a incrementarse en condiciones muy alcalinas. Esto se debe a la formación de complejos que los vuelven a solubilizar a pH elevado (Jiménez, 2017; Taylor et al , 2005).

2.1.11. Sistemas de tratamiento pasivo

Estos sistemas son considerados una alternativa viable y atractiva desde una perspectiva económica y ambiental. A diferencia de los métodos activos, estas tecnologías emplean procesos químicos y biológicos naturales para mejorar la calidad del agua de mina, lo que se traduce en una mínima intervención humana y la ausencia de adición continua de reactivos químicos.

La principal finalidad de estos sistemas es la supresión de la acidez, la precipitación de metales pesados y la eliminación de contaminantes como sólidos en suspensión, arseniatos y antimoniatos. Entre los ejemplos de este tipo de tratamiento se encuentran los humedales, los drenajes anóxicos calizos y los sistemas de producción de alcalinidad (Berrospi, 2019).

2.1.12. Precipitación química

La precipitación química es una técnica fundamental en el tratamiento de efluentes inorgánicos, que implica la conversión de iones disueltos en compuestos insolubles mediante

una transformación química. Este proceso se logra al ajustar el pH del efluente a condiciones básicas, lo que provoca que los iones metálicos disueltos reaccionen con un agente precipitante y formen compuestos insolubles (Apaza, 2015).

Comúnmente, los metales se precipitan de la solución en forma de hidróxidos metálicos, siguiendo la reacción genérica: $M^{2+}+2(OH)^{-}\leftrightarrow M(OH)_2(s)$, donde M^{2+} representa el ion metálico disuelto, OH^{-} el agente precipitante y $M(OH)_2$ el hidróxido metálico insoluble.

Con el fin de mejorar la eficiencia en la remoción de metales pesados y sólidos en suspensión, el proceso de precipitación química se complementa frecuentemente con la incorporación de agentes coagulantes y floculantes, tales como cal, sulfato de aluminio y cloruros (Arbeláez y García, 2010). Esta técnica es versátil, permitiendo la remoción de metales no solo como óxidos o hidróxidos, sino también como sulfuros (compuestos de muy baja solubilidad y no anfóteros), carbonatos y fosfatos, e incluso mediante el uso de sustancias quelantes. La combinación de coagulación-floculación con otros métodos de precipitación mejora significativamente la eficiencia del tratamiento de efluentes metálicos (Torres, 2020).

El fenómeno de la precipitación química ocurre en tres etapas secuenciales:

- Nucleación o germinación: Corresponde a la formación inicial de los primeros coágulos por condensación de las sales metálicas.
- Crecimiento cristalino: Se refiere al aumento de tamaño de estos coágulos a medida que la solución alcanza la sobresaturación.
- Floculación: Es la etapa final donde los coágulos crecen y se agregan, formando flóculos más grandes y sedimentables.

2.1.13. Precipitación con Sulfuros de Metales Pesados

La precipitación con sulfuros es una técnica altamente eficaz para la remoción de metales pesados en efluentes, siendo el sulfuro de sodio (Na_2S) el reactivo comúnmente

recomendado para este fin. Este proceso se basa en la formación de sulfuros metálicos, los cuales poseen una solubilidad excepcionalmente baja en solución acuosa.

La secuencia de precipitación de estos sulfuros metálicos se rige por su producto de solubilidad (Ksp), que representa el producto de las concentraciones de los iones metálicos y sulfuro en equilibrio. Los metales precipitarán en orden de Ksp creciente, comenzando por aquellos con menor solubilidad. Por ejemplo, el sulfuro de mercurio (HgS) exhibe la menor solubilidad, con un Ksp que oscila entre 10^{-50} y 10^{-49} (dependiendo de la temperatura). Le siguen sulfuros como el de plata (Ag_2S, 10^{-49}), cobre (CuS, 10^{-44}), cadmio (CdS, 10^{-29}), plomo (PbS, 10^{-28}), y zinc (ZnS, 10^{-23}), entre otros que también presentan muy baja solubilidad, lo que permite una remoción altamente eficiente de estos contaminantes.

Se recomienda sulfuro de sodio para la precipitación de metales pesados. Los sulfuros metálicos precipitarán en el orden de sus productos de solubilidad creciente, comenzando con sulfuro de mercurio que tiene la menor solubilidad

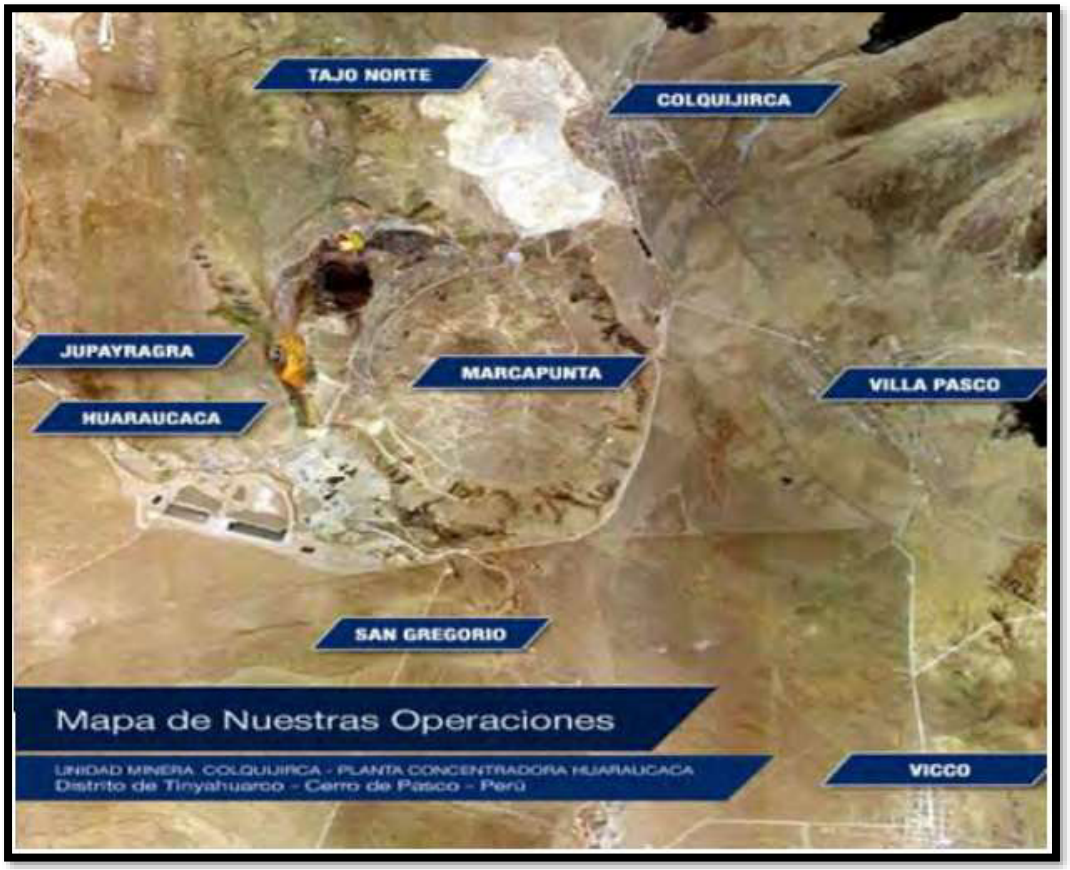
2.1.14. Sociedad Minera El Brocal

Sociedad Minera El Brocal S.A.A. es una compañía dedicada a la minería polimetálica, fundada el 7 de mayo de 1956 y transformada en Sociedad Anónima Abierta el 20 de febrero de 2003. Su actividad principal comprende la extracción, concentración y comercialización de minerales como Cu, Pb, Zn y Ag. Catalogada como una empresa de mediana minería, desarrolla sus operaciones conforme a la Ley General de Minería y al régimen tributario general.

Las operaciones de El Brocal se desarrollan en Unidad Minera Colquijirca y en la planta concentradora de Huaraucaca, ambas ubicadas en la provincia y región de Pasco. En la siguiente figura, se observa que la empresa explota dos minas adyacentes: "Tajo Norte", una operación a cielo abierto de donde se extraen minerales de Ag, Pb y Zn, y "Marcapunta Norte", una mina subterránea enfocada en la extracción de Cu.

Figura 2

Mapa de Operaciones de El Brocal



Nota. Tomado de Sociedad Minera El Brocal (2020).

La empresa dispone de una infraestructura sólida que abarca centrales hidroeléctricas, subestaciones, depósitos de relaves, talleres, almacenes, plantas de tratamiento de aguas ácidas y viviendas, lo cual garantiza la continuidad de sus operaciones. Entre las principales ventajas competitivas de El Brocal se encuentran su capacidad para producir concentrados a bajo costo, la posesión de valiosos yacimientos mineros, el acceso a infraestructura estratégica —como energía y transporte—, así como una fuerza laboral capacitada. Sin embargo, también enfrenta importantes debilidades, entre ellas el incumplimiento de normativas ambientales y de seguridad, un proceso penal por presunta contaminación ambiental y varios conflictos laborales en curso (Memoria Anual, 2020).

2.2.Marco conceptual

2.2.1. Definición de términos

- Agua: Sustancia líquida compuesta por dos átomos de hidrógeno y uno de oxígeno (H_2O). El agua puede contener diversos minerales y materias orgánicas disueltas que le confieren propiedades organolépticas específicas, y se presenta naturalmente en estado líquido, gaseoso (vapor atmosférico) y sólido (hielo) (Soloisolo, 2021).
- Concentración: Hace referencia a la proporción numérica de una sustancia disuelta o presente en una cantidad determinada de otra sustancia (MINAM).
- Contaminación: Se refiere a la emisión de una sustancia química, o de una mezcla de estas, en un ambiente no previsto —como el aire, el agua o el suelo—, donde puede generar efectos perjudiciales tanto para el medio ambiente como para la salud humana (MINAM).
- Precipitación: Proceso mediante el cual iones metálicos solubles y biodisponibles en aguas ácidas se transforman en formas insolubles, generalmente hidróxidos, a través de la adición de agentes alcalinizantes como la roca caliza (Soloisolo, 2021).
- Parámetros Fisicoquímicos: Son indicadores medibles que permiten identificar y cuantificar alteraciones en la calidad del agua, evidenciando la presencia de contaminantes de origen orgánico, industrial o de otra índole (Soloisolo, 2021).
- Procesos Fisicoquímicos: Son métodos de tratamiento de aguas residuales que se caracterizan por la aplicación de fuerzas físicas y la inducción de reacciones químicas para lograr una remoción efectiva de contaminantes (Soloisolo, 2021).
- Metal pesado: Hace alusión a un conjunto de elementos con características metálicas, cuya clasificación no es estrictamente delimitada, aunque comúnmente abarca los metales de transición, ciertos semimetales, así como los lantánidos y actínidos. Estos elementos presentan pesos atómicos que oscilan entre 63.55 (Cu) y

200.59 (Hg), y una densidad superior a 4 g/cm³. La mayoría de los metales con relevancia económica y en la actividad minera se incluyen dentro de este grupo (Soloisolo, 2021).

- Remoción: Término que alude a la acción de quitar o extraer algo de su ubicación original, sin que necesariamente implique su reemplazo. La complejidad y el tiempo requeridos para la remoción pueden variar considerablemente (Contreras y Gutiérrez, 2015).
- Toxicidad: Corresponde a la cualidad inherente de una sustancia, o de una combinación de sustancias, de generar impactos negativos en la salud humana o en el medio ambiente (MINAM).
- Tratamiento: Hace alusión al conjunto de procedimientos, tecnologías o estrategias empleadas para remover sólidos y/o contaminantes presentes en efluentes líquidos o emisiones de gases (MINAM).

2.3.Marco Legal Ambiental

Para el presente estudio, el marco legal peruano relevante para la gestión ambiental y los recursos hídricos es el siguiente:

Tabla 2

Marco Legal

NORMA	FUNDAMENTO
Constitución Política del Perú. Título III, Capítulo II	Del Ambiente y los Recursos Naturales, indica que todo el que nació en territorio peruano presenta como derecho disfrutar de un ambiente puro, equilibrado y apropiado para desarrollarse personal y socialmente, así mismo se establece que el Estado debe promover la sostenibilidad de los recursos naturales renovables y no renovables.
Decreto Legislativo Nº635, Código Penal del año 1991; Título XIII	Sobre delitos ambientales, menciona las penas privativas de libertad a las personas que descarguen, comercialicen o viertan desechos industriales o domésticos en zonas no autorizados, con mayor sanción si el causante es funcionario o servidor público.
Ley General de Salud N.º 26842, del año 1997.	Establece la responsabilidad del Gobierno con el medio ambiente, así como las medidas dispuestas para la distribución de sustancias tóxicas y reducir

	daños posibles al medio ambiente, animales y seres humanos. También compromete a los organismos públicos y personas jurídicas a no descargar sustancias contaminantes en el suelo, agua o aire.
La Ley General del Ambiente, Ley Nº 28611, en su Artículo N°1	Indica que todo peruano posee el derecho de vivir en un buen ambiente sano y equilibrado para su desarrollo bajo las mejores condiciones posibles, así como también los deberes y responsabilidades que cada ciudadano. En su Artículo N.º 31 menciona el Estándar de Calidad Ambiental, como la medida que establece el nivel de concentración de elementos, sustancias o parámetros físicos, químicos y biológicos, presentes en el aire, agua o suelo, en su condición de cuerpo receptor, que no representa riesgo significativo para la salud de las personas ni al ambiente.
Ley de Recursos Hídricos (Ley N° 29338).	La presente Ley, tiene por objetivo regularizar el uso y gestión integrada del agua, la participación del Estado y los privados en dicha gestión, rigiéndose con los principios de valoración del agua, participación de los ciudadanos y cultura del agua, respeto de los usos de agua por las comunidades campesinas y nativas, sustentabilidad, descentralización, prevención, eficiencia., gestión integrada y tutela jurídica.
Reglamento de la Ley de Recursos Hídricos, D.S. N° 001-2010 - AG	El presente Reglamento direccionado a la protección del agua, tiene por objetivo la prevención y deterioro de su calidad; proteger y mejorar los cuerpos naturales y los ecosistemas acuáticos; implantar medidas específicas para minimizar las causas que generan su contaminación y degradación.
D.L Nº 1083-2008-ANA	El presente Decreto Legislativo promueve el aprovechamiento racional y la conservación de los recursos hídricos motivando el desarrollo de una cultura de uso responsable entre todos los usuarios y operadores de infraestructura hidráulica, pública o privada. La ANA, fija los parámetros de eficiencia para el aprovechamiento de los recursos hídricos, los cuales son requisitos máximos y mínimos aplicables a cada tipo y forma de uso del recurso.
D.S N° 004-2017-MINAM	La presente norma establece los Estándares de Calidad Ambiental para caracterizar el cianuro. El cual se caracteriza por clasificar los diferentes parámetros físicos, químicos y microbiológicos desde un punto de vista del usuario, para lo cual se han generado cuatro categorías principales: I) Poblacional y Recreacional, II) Extracción, cultivo y otras actividades marino-costeras y continentales, III) Riego de vegetales y bebida de animales, y IV) Conservación del ambiente acuático.
D.S. N° 010-2010-MINAM	El presente Decreto establece los Límites Máximos Permisibles para la Descarga de Efluentes Líquidos de Actividades Minero-Metalúrgicas. Dicha norma se encarga de reglamentar los diversos parámetros físicos y químicos presentes en los efluentes mineros-metalúrgicos, y muestra como límite al Cianuro Total con un valor de 1.0 ppm en cualquier momento y con 0.8 ppm como promedio anual, en tal sentido estos valores guías ayudan en el control de las descargas hacia los cuerpos receptores

Tabla 3

ECA para Pb, Cu, Cd, Zn y Fe

NORMATIVA	APLICACIÓN	VALOR
D.S N° 004-2017-MINAM (Estándares de Calidad Ambiental para agua)	**Categoría 1: Poblacional y Recreacional**	
	Subcategoría A: Aguas superficiales destinadas a la producción de agua potable	A1: Pb= 0.01 mg/l ; A2 y A3:0.05 mg/l A1: Cd= 0.003 mg/l; A2: 0.005 mg/l y A3:0.01 mg/l A1: Fe= 0.3 mg/l; A2: 1 mg/l y A3:2 mg/l A1: Zn= 3 mg/l; A2: 5 mg/l y A3:5 mg/l A1: Cu= 2 mg/l; A2: 2 mg/l y A3:2 mg/l
	Subcategoría B: Aguas superficiales destinadas para recreación.	B1: Pb= 0.01 mg/l
	Categoría 2: Extracción, cultivo y otras actividades marino-costeras y continentales	
	C1: Extracción y cultivo de moluscos, equinodermos y tunicados en aguas marino-costeras **C2**: Extracción y cultivo de otras especies hidrobiológicas marino costeras	Pb=0.0081 mg/l Zn=0.081mg/l Cd=0.01 mg/l Cu=0.0031 y 0.05mg/l
	C4: Extracción y cultivo de de otras especies hidrobiológicas en lagos y lagunas	Pb= 0.0025 mg/l Zn=1 mg/l Cd=0.01 mg/l Cu=0.001
	Categoría 3: Riego de vegetales y bebida de animales	
	D1: Riego de Vegetales	Pb=0.05 mg/l Zn=2mg/l Cd=0.01 mg/l Cu=0.2mg/l Fe:5 mg/l
	D2: Bebida de animales	Pb=0.05 mg/l Zn=24mg/l Cd=0.05 mg/l Cu=0.5mg/l
	Categoría 4: Conservación del ambiente acuático	
	E1: Lagunas y Lagos **E2**: Ríos	Pb=0.0025 mg/l Zn=0.12mg/l Cu=0.1mg/ Pb=0.0025 mg/l Zn=0.12mg/l Cu=0.1mg/l
	E3: Ecosistemas costeros y marinos	Pb=0.0081 mg/l Zn=0.81mg/l Cu=0.005 mg/l

Nota. Tomado del DS N° 004-2017 MINAM.

Tabla 4

Límite Máximo Permisible para descargas de efluentes de actividad minero – metalúrgico

LIMITES MAXIMOS PERMISIBLES PARA DESCARGAS DE EFLUENTES LIQUIDOS DE ACTIVIDADES MINERO-METALURGICAS			
PARAMETRO	**UNIDAD**	**LIMITE EN CUALQUIER MOMENTO**	**LIMITE PARA PROMEDIO ANUAL**
pH		6-9	6-9
Solidos Totales en suspensión	mg/l	50	25
Aceites y Grasas	mg/l	20	16
Cianuro Total	mg/l	1	0.8
Arsénico Total	mg/l	0.1	0.08
Cadmio Total	mg/l	0.05	0.04
Cromo Hexavalente	mg/l	0.1	0.08
Cobre Total	mg/l	0.5	0.4
Hierro Disuelto	mg/l	2	1.6
Plomo Total	mg/l	0.2	0.16
Mercurio Total	mg/l	0.002	0.0016
Zinc Total	mg/l	1.5	1.2

Nota: Tomado del D.S. N° 010-2010-MINAM.

III. MÉTODO

3.1.Tipo de investigación

La presente investigación se clasifica como de tipo aplicada, dado que su propósito es generar nuevos conocimientos a partir de los resultados obtenidos, con la finalidad de ofrecer soluciones a problemas específicos. El objetivo principal es determinar las dosis óptimas de precipitantes químicos, específicamente sulfuro de sodio y hidróxido de calcio, para evaluar su eficiencia comparativa en la precipitación de metales pesados. Este análisis se realizará mediante una serie de pruebas de jarras acondicionadas en laboratorio, donde la eficiencia dependerá de las dosis y concentraciones aplicadas.

Desde una perspectiva metodológica, el diseño es de naturaleza cuantitativa y experimental. Se enmarca dentro de los experimentos puros debido a la manipulación intencional de la variable independiente "Uso de Hidróxido de Calcio y Sulfuro de Sodio". Esta manipulación controlada permitirá observar y cuantificar los cambios en el comportamiento de la variable dependiente "Precipitación de metales pesados".

3.2.Ámbito temporal y espacial

3.2.1. Temporal

La realización de esta investigación experimental se llevó a cabo durante un periodo específico, comenzando en febrero de 2022 con la elección del tema y una detallada revisión de la literatura existente, que incluyó publicaciones desde 1979 hasta 2020. La fase experimental, que consistió en la ejecución de los ensayos de laboratorio, se llevó a cabo durante los meses de septiembre y octubre de 2022. La culminación del estudio, con la entrega del informe final, está programada para julio de 2025.

3.2.2. Espacial

La investigación se desarrolló en dos ubicaciones geográficas clave:

- Toma de Muestra: Las muestras de Drenaje Ácido de Mina (DAM) fueron recolectadas en el ingreso de la planta de neutralización de la Unidad Minera Colquijirca, ubicada en el distrito de Tinyahuarco. Las coordenadas WGS84 UTM-18s de este punto son 8 809 750N y 359 459E.
- Análisis Experimental: Las pruebas experimentales se llevaron a cabo en el Laboratorio de Geografía y Medio Ambiente (LAGEMA), perteneciente a la Facultad de Ingeniería Ambiental y Ecoturismo (FIGAE) de la Universidad Nacional Federico Villarreal (UNFV). Este laboratorio, cuyas coordenadas WGS84 UTM18s son 8 667 468 N y 277 097 E, proporcionó el ambiente controlado necesario para la ejecución de las pruebas de Jar Test con un floculador programable, dadas las características puramente experimentales del diseño de la investigación.

3.3.Variables

- **Variable Independiente**

  Uso de Sulfuro de Sodio y Cal Apagada.

- **Variable Dependiente**

  Precipitación de Metales Pesados.

Para un mayor detalle, En la siguiente Tabla, se muestra las variables consideradas en la investigación.

Tabla 5

Operacionalización de variables

Variables	Definición Conceptual	Definición Operacional	Dimensiones	Indicadores
Variable Independiente Uso de Sulfuro de Sodio y Cal Apagada.	La precipitación química consiste utilizar agentes coagulantes y floculantes tales como cal, alúmina, cloruros, sulfuros, etc., que permitan eliminar principalmente metales pesados y sólidos en suspensión. (Arbeláez y García, 2010)	La precipitación química permitirán desarrollar un proceso de tratamiento de para remover loa agentes contaminantes presentes en los efluentes, en el cual se emplean unas sustancias para lograr un eficiente tratamiento, esto está en función a la dosificación, tiempo, velocidad de reacción. (Arbeláez y García, 2010)	Parámetros de control para sulfuro de sodio	Dosis (ml) Tiempo (minutos) Velocidad de Agitación (RMP)
			Parámetros de control para cal apagada	Dosis (ml) Tiempo (minutos) Velocidad de Agitación (RPM)
Variable Dependiente Precipitación de Metales Pesados	Los procesos de tratamientos de drenajes ácidos están basados en la eliminación y el aislamiento de metales y aniones metálicos de las aguas. Algunos de ellos incluyen las técnicas de precipitación que son muy efectivas para conseguir la calidad deseada de los efluentes. (Berrospi, 2019)	Los metales pesados más relevantes se encuentra: Pb, As, Cd, Cr y Hg los que son considerados altamente tóxicos y esta toxicidad depende de diversos factores: Dosis, tiempo de exposición, concentración, etc. (Román y Martínez, 2017)	Parámetros fisicoquimicos	Pb (mg/l), Cd (mg/l), Zn (mg/l), Cu (mg/l) y Fe (mg/l) Conductividad Eléctrica (uS/cm) Potencial de Hidrógenos

3.4.Población y muestra

3.4.1. Población

La población de estudio está constituida por el Drenaje Ácido de Mina (DAM) que ingresa a la planta de tratamiento de Unidad Minera Colquijirca, El Brocal, en Pasco. Se estima que el volumen total anual de este drenaje es de aproximadamente 819,936 m^3/año. Para los ensayos experimentales de laboratorio, se extrajo un volumen representativo de 60 litros de esta población, el cual fue utilizado para las pruebas en el Laboratorio de Geografía y Medio Ambiente de la Facultad de Ingeniería Geográfica, Ambiental y Ecoturismo de la UNFV, incluyendo las 02 repeticiones necesarias para cada tratamiento.

3.4.2. Muestra

La muestra utilizada en esta investigación experimental consistió en un volumen total de 60 litros de DAM, recolectados directamente en campo y posteriormente trasladados al laboratorio. Este volumen fue determinado considerando la capacidad operativa del floculador programable, que requería un volumen mínimo de 500 ml por muestra individual. La muestra total de 60 litros fue distribuida equitativamente, dedicando 30 litros a cada uno de los dos tratamientos (hidróxido de calcio y sulfuro de sodio), lo que permitió realizar las corridas experimentales y sus respectivas repeticiones conforme al procedimiento establecido para el estudio.

3.5.Instrumentos

Los instrumentos utilizados en la investigación se clasifican en:

- **Técnicas:**
  - Manual de laboratorio para la ejecución de ensayos.
  - Métodos estandarizados para el análisis de aguas residuales y naturales.

- **Instrumentos de Recolección y Referencia:**
  - Fichas de recolección de datos para el registro de observaciones y mediciones.
  - Fichas textuales para la organización de información bibliográfica relevante.
- **Fuentes de Información:**
  - Informes técnicos, investigaciones previas y bases de datos estadísticas.
- **Equipos:**
  - Multiparámetro marca HANNA
  - Espectrofotómetro UV-Visible marca THERMO SCIENTIFIC
  - Floculador programable marca PHILLIPS
  - Balanza Analítica marca OHAUS

3.6.Procedimientos

El desarrollo de la investigación se estructuró en 4 etapas secuenciales fundamentales:

- Toma de Muestras en Campo.
- Corridas Experimentales utilizando un floculador programable.
- Determinación Inicial de Parámetros Fisicoquímicos e Inorgánicos (pH, Pb, Zn, Cu, Cd y Fe).
- Análisis Final de Datos.

3.6.1. Toma de muestras

La recolección del Drenaje Ácido de Mina (DAM) se efectuó directamente en el sitio, en la Unidad Minera Colquijirca, situada en el distrito de Tinyahuarco, provincia y región de Pasco. Para ello, se utilizaron cuatro bidones con una capacidad de 15 litros cada uno. Durante el muestreo en campo, se realizaron mediciones directas de la temperatura, pH y conductividad eléctrica del DAM, utilizando un recipiente de 2 litros para estas determinaciones.

El procedimiento de muestreo se llevó a cabo siguiendo estrictamente el protocolo de monitoreo para efluentes establecido por el Ministerio de Vivienda, Construcción y

Saneamiento (RM N° 273-2013-VIVIENDA), el cual incluye las directrices para el uso de Equipos de Protección Personal (EPP) y los pasos operativos.

Una vez en el LAGEMA, se procedió a la caracterización inicial del DAM, determinando las concentraciones de metales pesados como Pb, Cd, Zn, Cu y Fe, conforme a los Métodos Estandarizados de la APHA para el análisis de aguas potables y residuales.

3.6.2. Corridas Experimentales

Inicialmente, se procedió a la preparación de las soluciones de reactivos. Se formuló una solución de Hidróxido de Calcio (Cal Apagada) en concentraciones de 2.5%, 5.0%, 7.5% y 10.0%. De manera similar, se preparó una solución de Sulfuro de Sodio con concentraciones de 0.75%, 1.0%, 1.25% y 1.5%. Todo el proceso de preparación y las subsiguientes pruebas se desarrollaron bajo un ambiente controlado para asegurar la consistencia y fiabilidad de los resultados.

Una vez listos los reactivos, se realizaron las corridas experimentales en un floculador programable, utilizando cinco jarras acondicionadas con un volumen de 500 ml de muestra de DAM en cada una.

- Ensayo con Hidróxido de Calcio

  Se aplicaron dosis de 2.5, 5.0, 7.5, 10.0 y 12.5 ml por cada una de las cuatro concentraciones de Hidróxido de Calcio (2.5%, 5.0%, 7.5% y 10.0%). Esto resultó en un total de 20 condiciones experimentales únicas (5 dosis x 4 concentraciones). Cada una de estas condiciones fue sometida a dos repeticiones adicionales, asegurando la replicabilidad de los resultados.

- Ensayo con Sulfuro de Sodio:

  De forma análoga al primer ensayo, se configuraron cinco jarras con 500 ml de muestra cada una. Se aplicaron dosis de 5, 10, 15, 20 y 25 ml para cada una de las cuatro concentraciones de Sulfuro de Sodio (0.75%, 1.0%, 1.25% y 1.5%). Al igual

que con el hidróxido de calcio, esto generó 20 condiciones experimentales distintas, cada una de las cuales fue replicada dos veces.

Para ambos tratamientos, los parámetros operativos del floculador fueron estandarizados: el tiempo de contacto o floculación se estableció en 20 minutos con una velocidad de agitación de 200 rpm, seguido de un tiempo de sedimentación de 30 minutos.

3.6.3. Determinación de Parámetros Fisicoquímicos

Para la cuantificación final de los metales pesados en las muestras tratadas, el estudio se concentró en cinco elementos específicos: Pb, Cd, Zn, Cu y Fe. Estos metales fueron seleccionados debido a su capacidad de formar sulfuros e hidróxidos metálicos en diversos medios, tanto ácidos como alcalinos.

Una vez finalizado el tiempo de sedimentación de 30 minutos para cada ensayo, se procedió a extraer un volumen de 100 ml del sobrenadante de cada jarra. La determinación de la concentración de metales pesados se llevó a cabo mediante el método de Absorción Atómica (AA). Previamente a la lectura en el equipo, las muestras fueron sometidas a un proceso de digestión ácida en una plancha de calentamiento, para luego ser diluidas con agua destilada hasta el volumen deseado.

Para asegurar la precisión de las mediciones por Absorción Atómica, se elaboró una curva de calibración para cada metal. Esto implicó la preparación de cuatro soluciones estándar con concentraciones de 0.0, 0.5, 1.0 y 2.0 mg/L, partiendo de una solución patrón de 1000 mg/L de Pb, Cd, Zn, Cu y Fe.

Finalmente, tanto las muestras digeridas como las soluciones estándar fueron analizadas en el equipo de absorción atómica. Es importante destacar que las muestras tratadas con Hidróxido de Calcio y aquellas tratadas con Sulfuro de Sodio fueron procesadas y leídas

de forma separada, lo que permitió una comparación directa de la eficiencia de cada precipitante en la remoción de metales pesados.

3.6.4. Análisis Final

La fase final del procedimiento experimental se enfocó en la evaluación y el análisis de los resultados obtenidos.

Los parámetros analizados fueron contrastados con los LMP establecidos para la descarga de efluentes líquidos provenientes de actividades minero-metalúrgicas, conforme al Decreto Supremo N.º 010-2010-MINAM. Este análisis incluyó la determinación de las dosis óptimas utilizadas en cada ensayo, considerando las concentraciones iniciales y finales de los metales pesados evaluados.

Se evaluaron las eficiencias de remoción alcanzadas por el Hidróxido de Calcio y el Sulfuro de Sodio como agentes precipitantes en las muestras de DAM. Para visualizar el comportamiento de cada dosis aplicada, su nivel óptimo y las eficiencias resultantes, se elaboraron tablas y figuras pertinentes. Finalmente, los resultados cuantitativos obtenidos fueron discutidos en contraste con investigaciones previas, lo que permitió formular las conclusiones y recomendaciones de la presente investigación.

3.7.Análisis de datos

El tratamiento de los datos cuantitativos se llevó a cabo teniendo en cuenta los niveles de medición correspondientes a las variables analizadas en el estudio. Se aplicaron técnicas estadísticas descriptivas para caracterizar las propiedades fundamentales de las variables dependientes e independientes de manera individual. La variable dependiente fue la precipitación de metales pesados, mientras que las variables independientes correspondieron al uso de Hidróxido de Calcio y Sulfuro de Sodio.

Para el procesamiento y descripción de las variables, se utilizó el software Ms. Excel 2010. La estadística descriptiva se presentó mediante tablas y gráficos de datos, empleando

específicamente gráficos lineales para ilustrar la distribución de los datos. El objetivo principal de este análisis fue determinar las dosis óptimas y las eficiencias alcanzadas en la precipitación de metales pesados durante el tratamiento del DAM, lo que a su vez permitió contrastar la hipótesis de investigación.

3.8.Consideraciones éticas

El desarrollo de la presente investigación se llevó a cabo bajo estrictos principios éticos, garantizando el cumplimiento de los derechos de autoría y la propiedad intelectual.

Toda la literatura y las investigaciones utilizadas como referencia en el contenido de este trabajo fueron debidamente citadas, siguiendo rigurosamente las directrices de la norma APA, Séptima Edición. Además, se mantuvo un compromiso con la transparencia total en la presentación de los resultados, detallando exhaustivamente la metodología empleada y los hallazgos obtenidos.

IV. RESULTADOS

A continuación, se presentan los resultados de la caracterización de las concentraciones iniciales del Drenaje Ácido de Mina (DAM), obtenidas de las actividades mineras de Sociedad Minera El Brocal, antes de la aplicación de cualquier tratamiento.

Tabla 6

Caracterización del Drenaje Acido de Mina

MUESTRA	pH	Pb (mg/l)	Cd (mg/l)	Cu (mg/l)	Zn (mg/l)	Fe (mg/l)
DAM-1	2.33	3.86	1.95	56.72	854.36	2367.45

Donde:

pH: Potencial de hidrógenos, Pb: Concentración de Plomo, Cd: Concentración de Cadmio, Cu: Concentración de Cobre, Zn: Concentración de Zinc, Fe: Concentración de Hierro.

4.1. Dosis óptima del tratamiento de Na_2S

Para el primer tratamiento experimental, se empleó una solución de Sulfuro de Sodio (Na2S) en diversas concentraciones para evaluar su eficacia como precipitante.

Se realizaron un total de 20 pruebas experimentales únicas, distribuidas en cinco ensayos por cada una de las cuatro concentraciones de Sulfuro de Sodio: 0.75%, 1.0%, 1.25% y 1.5%. Para cada condición de concentración, se aplicaron alícuotas de dosis específicas: 5, 10, 15, 20 y 25 ml. Cada una de estas 20 combinaciones de concentración y dosis fue replicada dos veces adicionales, asegurando la robustez de los resultados.

Durante los ensayos, el tiempo de contacto o floculación se mantuvo en 20 minutos con una velocidad de agitación constante de 200 rpm, seguido de un tiempo de sedimentación de 30 minutos.

4.1.1. Dosis óptima del tratamiento de Na2S al 0.75%

Para el tratamiento de Sulfuro de sodio Na_2S al 0.75%, se obtuvo los siguientes resultados:

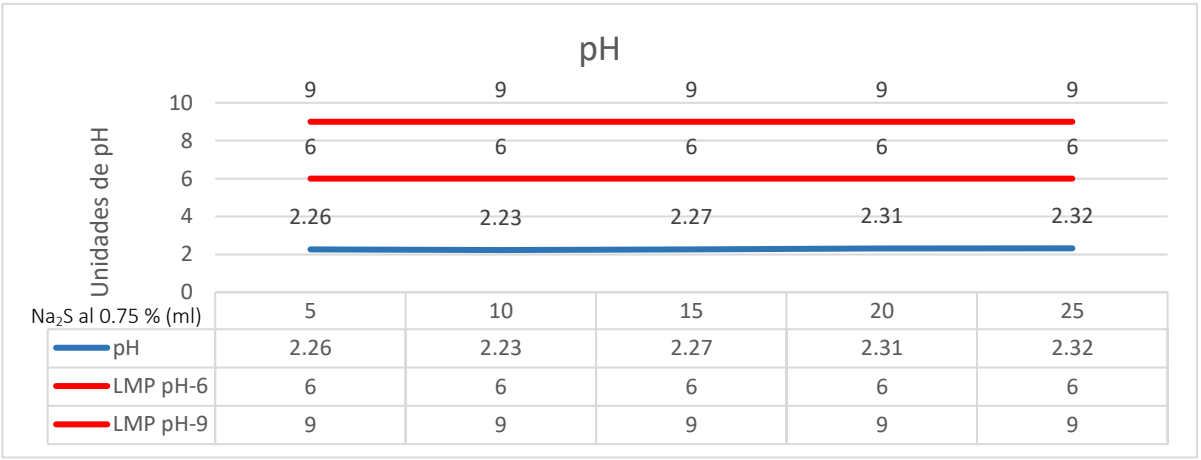
Tabla 7

Resultados del primer tratamiento de sulfuro de sodio al 0.75%

Na2S al 0.75%	Alícuotas (ml)				
	5	10	15	20	25
pH	2.26	2.23	2.27	2.31	2.32
Pb (mg/l)	1.451	1.382	1.273	1.154	1.125
Cd (mg/l)	0.052	0.046	0.042	0.034	0.028
Cu (mg/l)	36.361	35.652	34.542	33.873	32.124
Zn (mg/l)	832.853	826.544	818.442	873.351	843.323
Fe (mg/l)	2246.644	2121.345	2106.146	2038.277	2026.149

Figura 3

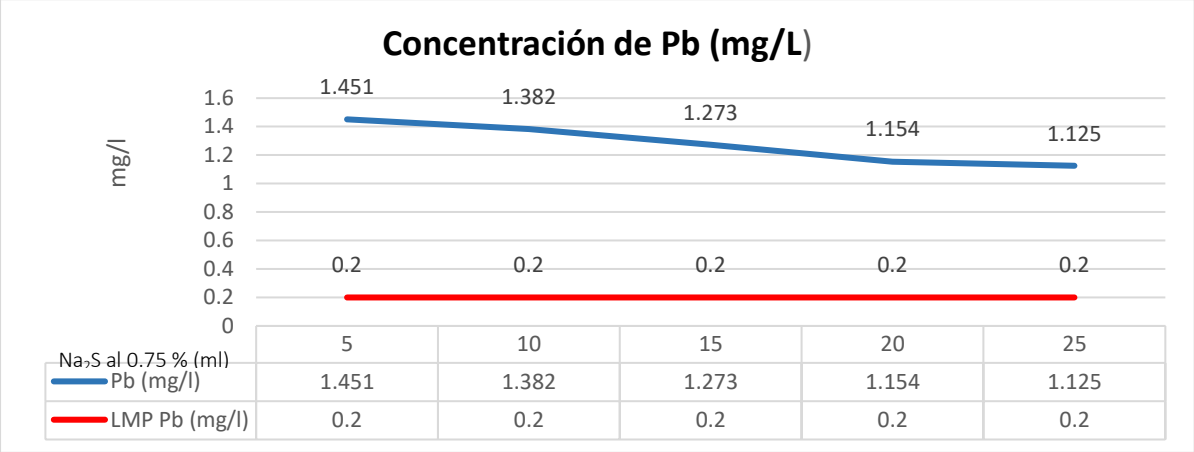
Resultados del pH para el tratamiento de sulfuro de sodio al 0.75%



En la Figura 3 observamos los valores de pH final del tratamiento con sulfuro de sodio al 0.75%, alcanzando valores por debajo de los LMP, siendo el pH inicial 2.3, lo cual indica que el tratamiento mostró una reducción mínima de este valor en las diferentes Dosis empleadas del tratamiento.

Figura 4

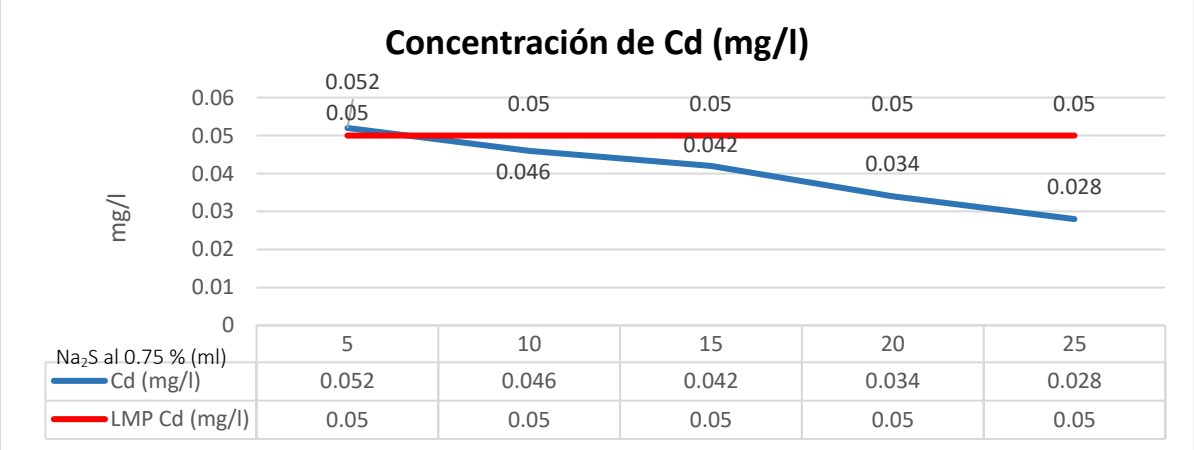
Resultados de la Concentración de Pb Vs Dosis de sulfuro de sodio al 0.75%



En la Figura 4 se observa el proceso de remoción de plomo, que se inició con una concentración de 3.86 mg/l, se observa una reducción notable tras la aplicación gradual de las distintas dosis del Na_2S (5, 10, 15, 20 y 25 ml). El valor más bajo que alcanzó fue de 1.125 mg/l de Pb, el cual se trabajó con la dosis de 25 ml., sin embargo, no se logró alcanzar una optimización que pueda cumplir con el LMP (0.2 mg/l).

Figura 5

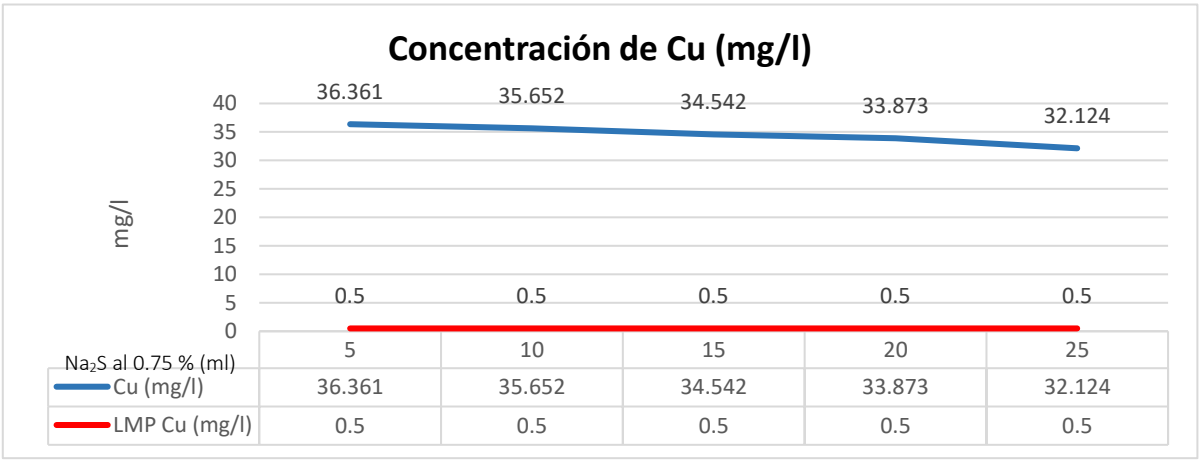
Resultados de la Concentración de Cd Vs Dosis de sulfuro de sodio al 0.75%



En la Figura 5 se observa el proceso de remoción de Cadmio, que se inició con una concentración de 1.95 mg/l, se observa una reducción notable tras la aplicación gradual de las distintas dosis del Na_2S (5, 10, 15, 20 y 25 ml). El valor más bajo que alcanzó fue de 0.028 mg/l de Pb, el cual se trabajó con la dosis de 25 ml., con lo cual, se logró alcanzar una optimización que pueda cumplir con el LMP que indica un valor de 0.05 mg/l.

Figura 6

Resultados de la Concentración de Cu Vs Dosis de sulfuro de sodio al 0.75%

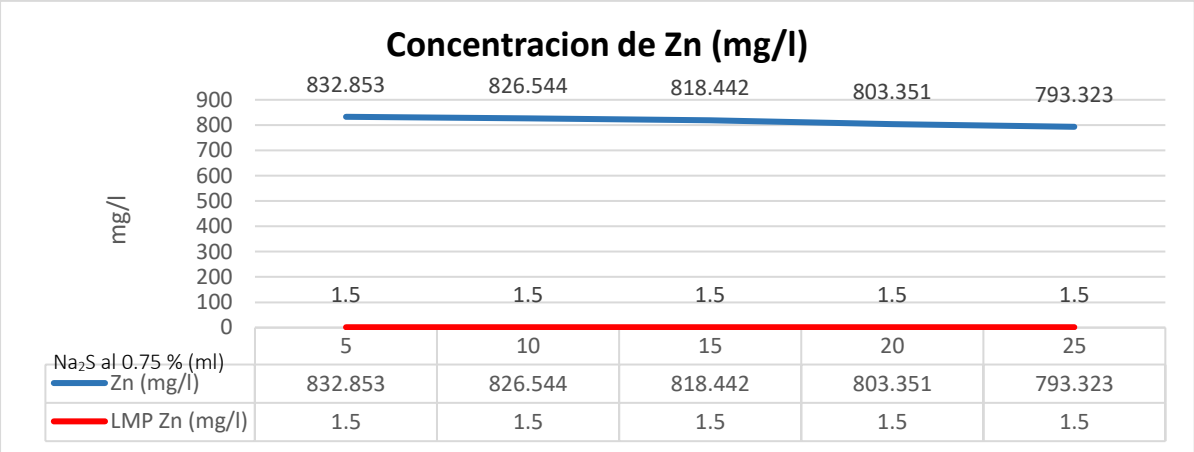


Na_2S al 0.75 % (ml)	5	10	15	20	25
Cu (mg/l)	36.361	35.652	34.542	33.873	32.124
LMP Cu (mg/l)	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5

En la Figura 6 se observa el proceso de remoción de Cobre, que se inició con una concentración de 56.72 mg/l, se observa una reducción notable tras la aplicación gradual de las distintas dosis del Na2S (5, 10, 15, 20 y 25 ml). El valor más bajo que alcanzó fue de 32.124 mg/l de Cu, el cual se trabajó con la dosis de 25 ml., con lo cual, no se logró alcanzar una optimización que pueda cumplir con el LMP que indica un valor de 0.5 mg/l.

Figura 7

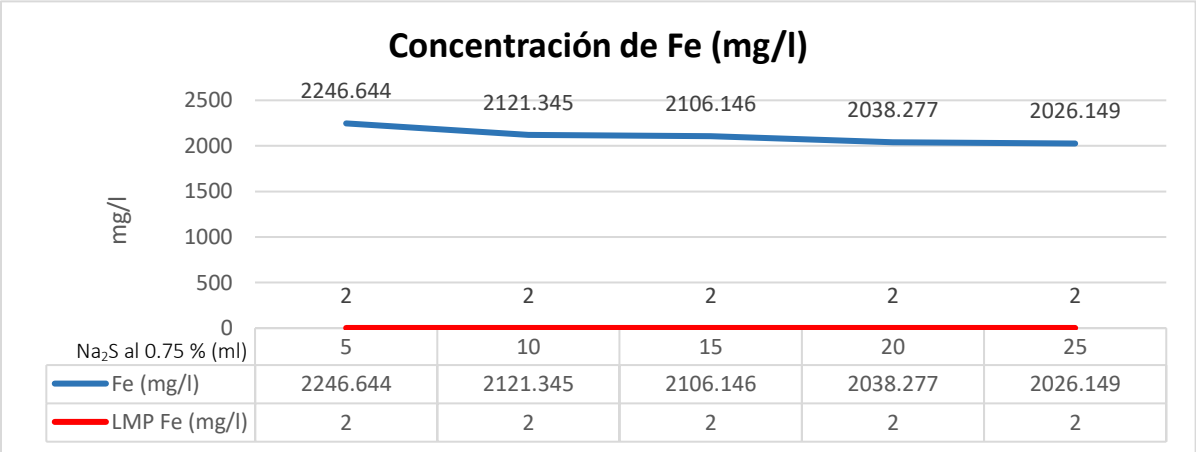
Resultados de la Concentración de Zn Vs Dosis de sulfuro de sodio al 0.75%



En la Figura 7 se observa el proceso de remoción de Zinc, que se inició con una concentración de 854.36 mg/l, se observa una reducción notable tras la aplicación gradual de las distintas dosis del Na2S (5, 10, 15, 20 y 25 ml). El valor más bajo que alcanzó fue de 793.323 mg/l de Zn, el cual se trabajó con la dosis de 25 ml., con lo cual, no se logró alcanzar una optimización que cumpla con el LMP de 1.5 mg/l.

Figura 8

Resultados de la Concentración de Fe Vs Dosis de sulfuro de sodio al 0.75%



En la Figura 8 se observa el proceso de remoción de Hierro, que inició con una concentración de 2367.45 mg/l, se observa una reducción notable tras la aplicación gradual de las distintas dosis del Na2S (5, 10, 15, 20 y 25 ml). El valor más bajo que alcanzó fue de 2026.149 mg/l de Fe, el cual se trabajó con la dosis de 25 ml., con lo cual, no se logró alcanzar una optimización que cumpla con el LMP de 2 mg/l.

4.1.2. Dosis óptima del tratamiento de Na2S al 1.0%

Para el tratamiento de Sulfuro de sodio al 1.0%, se obtuvo como resultado:

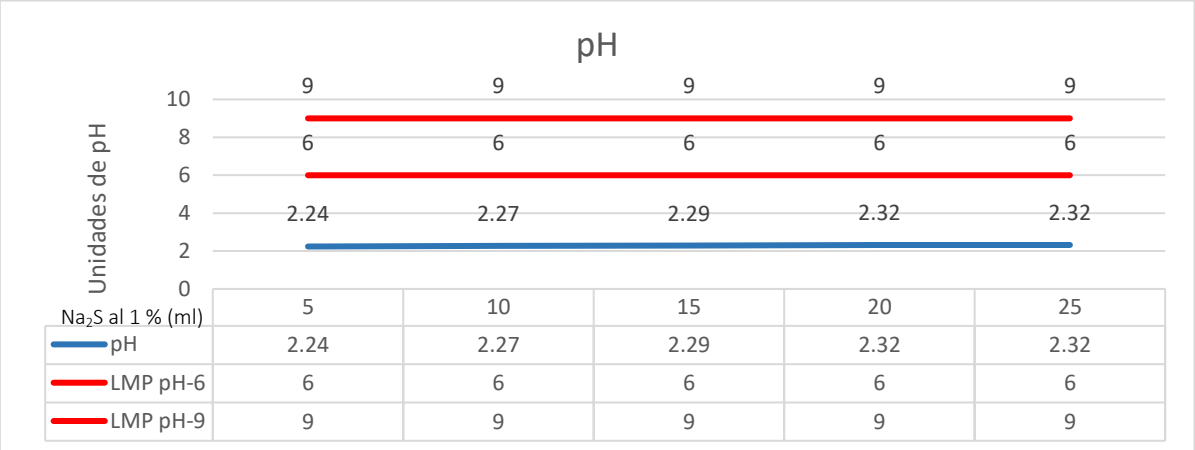
Tabla 8

Resultados del tratamiento de sulfuro de sodio al 1.0%

Na_2S al 1 % (ml)	**Alícuotas (ml)**				
	5	10	15	20	25
pH	2.24	2.27	2.29	2.32	2.32
Pb (mg/l)	1.221	1.153	1.124	1.095	1.025
Cd (mg/l)	0.035	0.034	0.031	0.026	0.022
Cu (mg/l)	35.162	34.651	34.141	31.673	30.321
Zn (mg/l)	722.853	673.512	588.422	473.312	355.334
Fe (mg/l)	1946.214	1918.353	1876.313	1758.673	1679.415

Figura 9

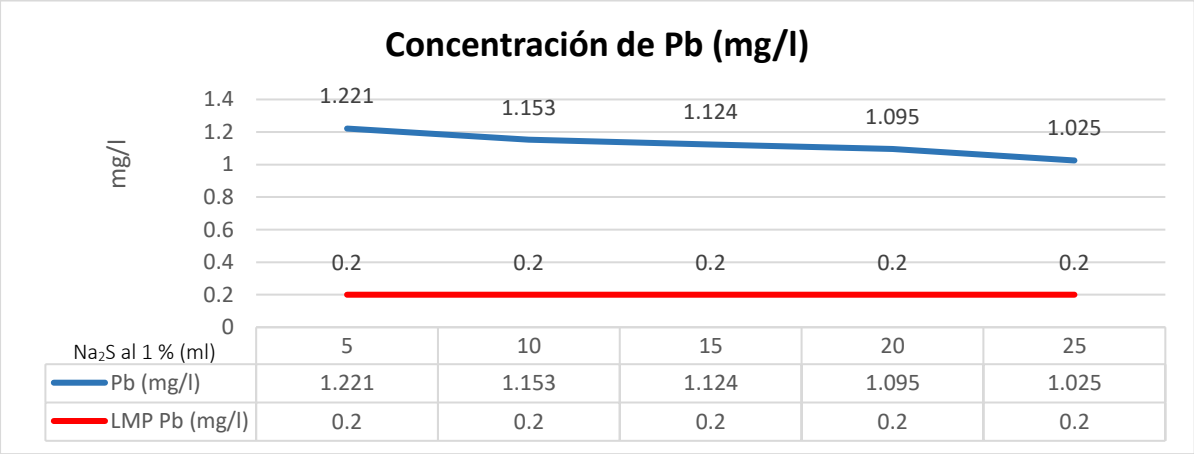
Resultados del pH para el tratamiento de sulfuro de sodio al 1.0%



En la Figura 9 se observa los valores de pH final del tratamiento con sulfuro de sodio al 1.0%, alcanzando valores por debajo de los LMP, siendo el pH inicial 2.33, lo cual indica que el tratamiento mostró una reducción mínima de este valor en las diferentes Dosis empleadas del tratamiento.

Figura 10

Resultados de la Concentración de Pb Vs Dosis de sulfuro de sodio al 1.0%

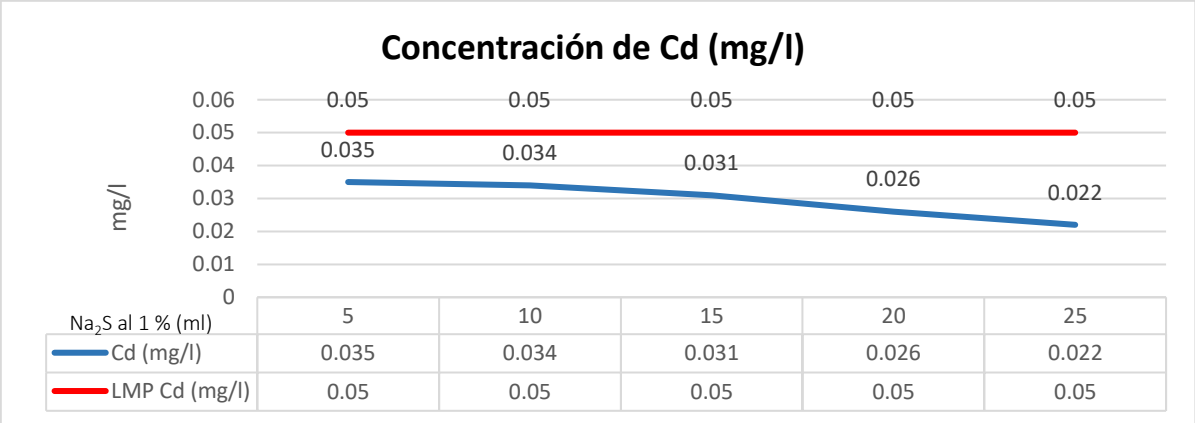


Na_2S al 1 % (ml)	5	10	15	20	25
Pb (mg/l)	1.221	1.153	1.124	1.095	1.025
LMP Pb (mg/l)	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2

En la Figura 10 se observa el proceso de remoción de Plomo, que se inició con una concentración de 3.86 mg/l, se observa una reducción notable tras la aplicación gradual de las distintas dosis del Na2S (5, 10, 15, 20 y 25 ml). El valor más bajo que alcanzó fue de 1.025 mg/l de Pb, el cual se trabajó con la dosis de 25 ml., sin embargo, no se logró alcanzar una optimización que pueda cumplir con el LMP de 0.2 mg/l.

Figura 11

Resultados de la Concentración de Cd Vs Dosis de sulfuro de sodio al 1.0%

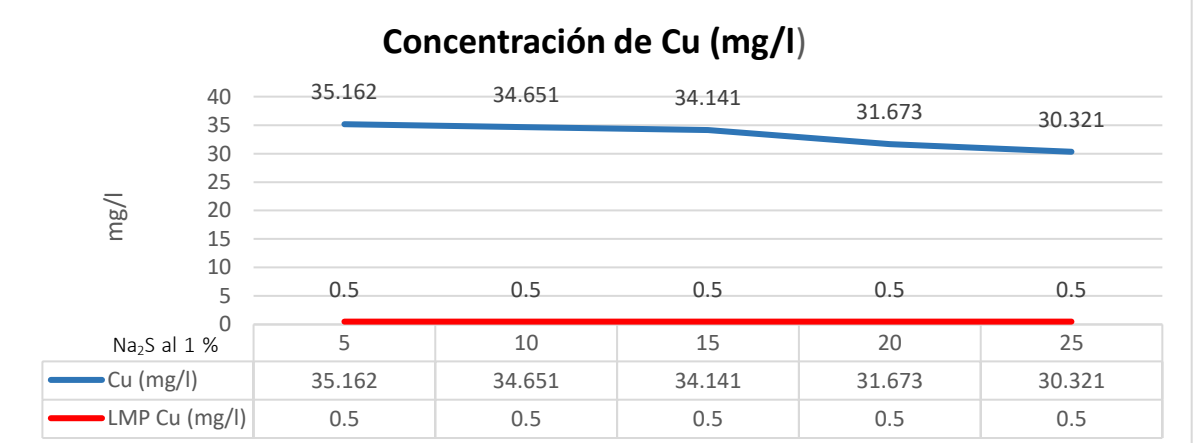


Na_2S al 1 % (ml)	5	10	15	20	25
Cd (mg/l)	0.035	0.034	0.031	0.026	0.022
LMP Cd (mg/l)	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05

En la Figura 11 se observa el proceso de remoción de Cadmio, que se inició con una concentración de 1.95 mg/l, se observa una reducción notable tras la aplicación gradual de las distintas dosis del Na2S (5, 10, 15, 20 y 25 ml). El valor más bajo que alcanzó fue de 0.022 mg/l de Cd, el cual se trabajó con la dosis de 25 ml., con lo cual, se logró alcanzar una optimización que pueda cumplir con el LMP que indica un valor de 0.05 mg/l.

Figura 12

Resultados de la Concentración de Cu Vs Dosis de sulfuro de sodio al 1.0%

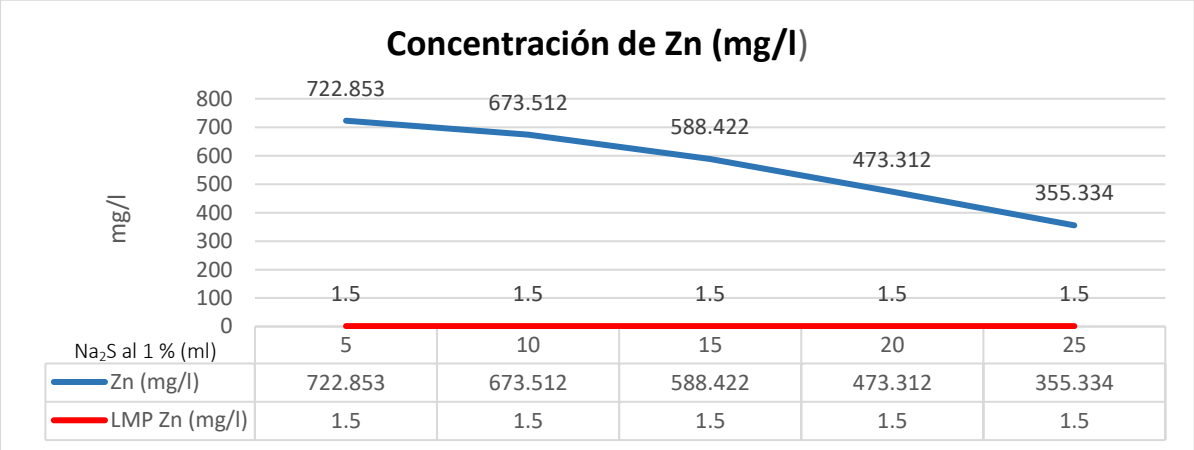


Na_2S al 1 %	5	10	15	20	25
Cu (mg/l)	35.162	34.651	34.141	31.673	30.321
LMP Cu (mg/l)	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5

En la Figura 12 se observa el proceso de remoción de Cobre, que se inició con una concentración de 56.72 mg/l, se observa una reducción notable tras la aplicación gradual de las distintas dosis del Na2S (5, 10, 15, 20 y 25 ml). El valor más bajo que alcanzó fue de 30.321 mg/l de Cu, el cual se trabajó con la dosis de 25 ml., con lo cual, no se logró alcanzar una optimización que pueda cumplir con el Límite Máximo Permisible que indica un valor de 0.5 mg/l.

Figura 13

Resultados de la Concentración de Zn Vs Dosis de sulfuro de sodio al 1.0%

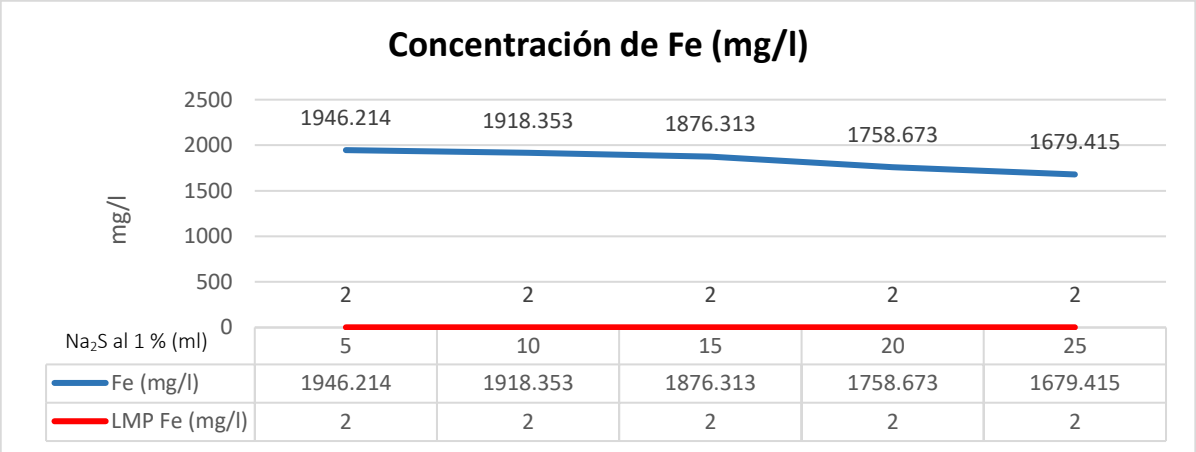


Na_2S al 1 % (ml)	5	10	15	20	25
Zn (mg/l)	722.853	673.512	588.422	473.312	355.334
LMP Zn (mg/l)	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5

En la Figura 13 se observa el proceso de remoción de Zinc, que se inició con una concentración de 854.36 mg/l, se observa una reducción notable tras la aplicación gradual de las distintas dosis del Na_2S (5, 10, 15, 20 y 25 ml). El valor más bajo que alcanzó fue de 355.334 mg/l de Zn, el cual se trabajó con la dosis de 25 ml., con lo cual, no se logró alcanzar una optimización que pueda cumplir con el LMP que indica un valor de 1.5 mg/l.

Figura 14

Resultados de la Concentración de Fe Vs Dosis de sulfuro de sodio al 1.0%



En la Figura 14 se observa el proceso de remoción de Hierro, que se inició con una concentración de 2367.45 mg/l, se evidencia una disminución significativa después de la adición progresiva de las dosis del Na_2S (5, 10, 15, 20 y 25 ml). El nivel más bajo que alcanzó fue de 1679.415 mg/l de Fe, el cual se trabajó con la dosis de 25 ml., con lo cual, no se logró alcanzar una optimización que pueda cumplir con el LMP que indica un valor de 2 mg/l.

4.1.3. Dosis óptima del tratamiento de Na_2S al 1.25%

Para el tratamiento de Sulfuro de sodio al 1.25%, se obtuvo como resultados:

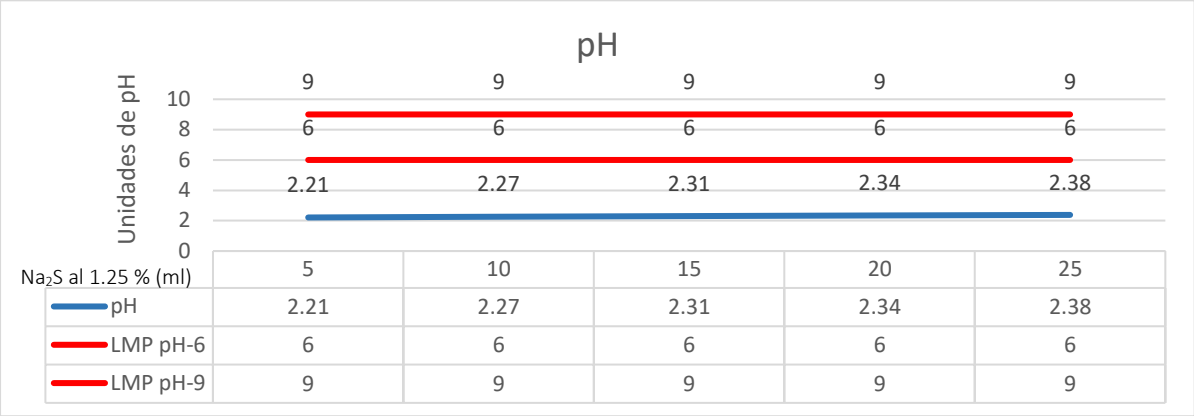
Tabla 9

Resultados del tratamiento de sulfuro de sodio al 1.25%

Na_2S al 1.25 % (ml)	**Alícuotas (ml)**				
	5	10	15	20	25
pH	2.21	2.27	2.31	2.34	2.38
Pb (mg/l)	0.981	0.912	0.822	0.792	0.683
Cd (mg/l)	0.028	0.027	0.026	0.024	0.017
Cu (mg/l)	28.861	14.642	12.243	11.682	10
Zn (mg/l)	337.271	275.282	215.273	191.242	143.922
Fe (mg/l)	1747.255	1665.154	1536.383	1468.633	1369.471

Figura 15

Resultados del pH para el tratamiento de sulfuro de sodio al 1.25%

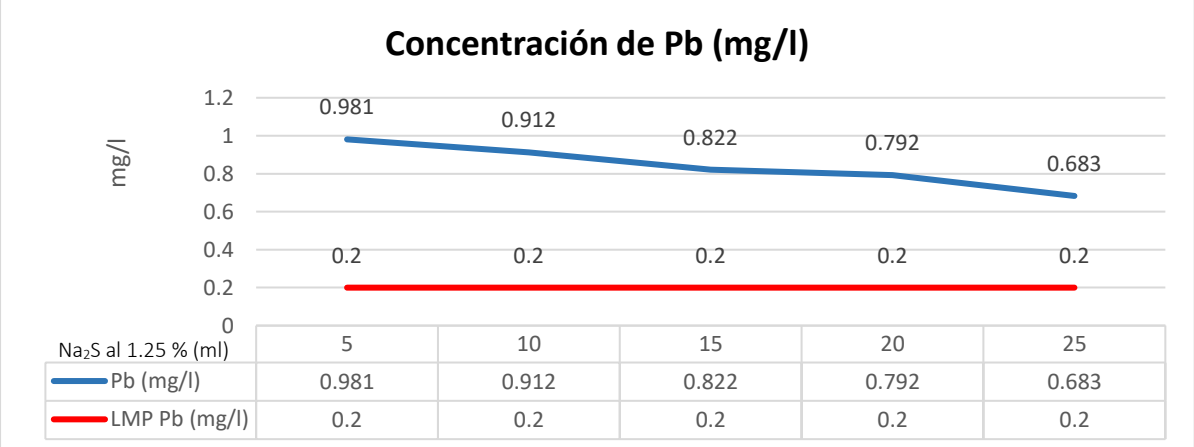


Na_2S al 1.25 % (ml)	5	10	15	20	25
pH	2.21	2.27	2.31	2.34	2.38
LMP pH-6	6	6	6	6	6
LMP pH-9	9	9	9	9	9

En la Figura 15 observamos los valores de pH final del tratamiento con sulfuro de sodio al 1.25%, alcanzando valores por debajo de los LMP, siendo el pH inicial 2.33, lo cual indica que el tratamiento mostró una reducción mínima de este valor en las diferentes Dosis empleadas del tratamiento.

Figura 16

Resultados de la Concentración de Pb Vs Dosis de sulfuro de sodio al 1.25%



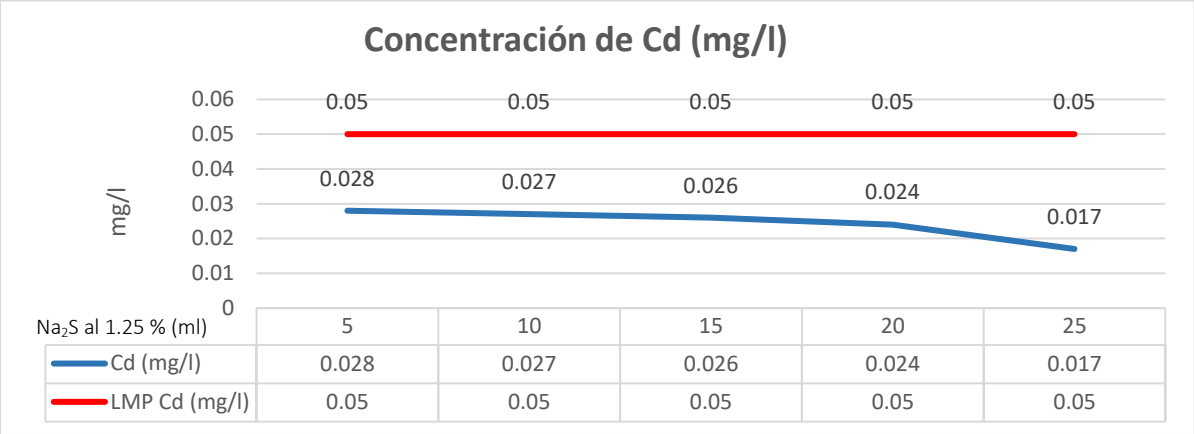
Na_2S al 1.25 % (ml)	5	10	15	20	25
Pb (mg/l)	0.981	0.912	0.822	0.792	0.683
LMP Pb (mg/l)	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2

En la Figura 16 se observa el proceso de remoción de Plomo, que se inició con una concentración de 3.86 mg/l, se observa una reducción notable tras la aplicación gradual de las distintas dosis del Na_2S (5, 10, 15, 20 y 25 ml). El valor más bajo que alcanzó fue de 0.683

mg/l de Pb, el cual se trabajó con la dosis de 25 ml., sin embargo, no se logró alcanzar una optimización que pueda cumplir con el LMP que indica un valor de 0.2 mg/l.

Figura 17

Resultados de la Concentración de Cd Vs Dosis de sulfuro de sodio al 1.25%

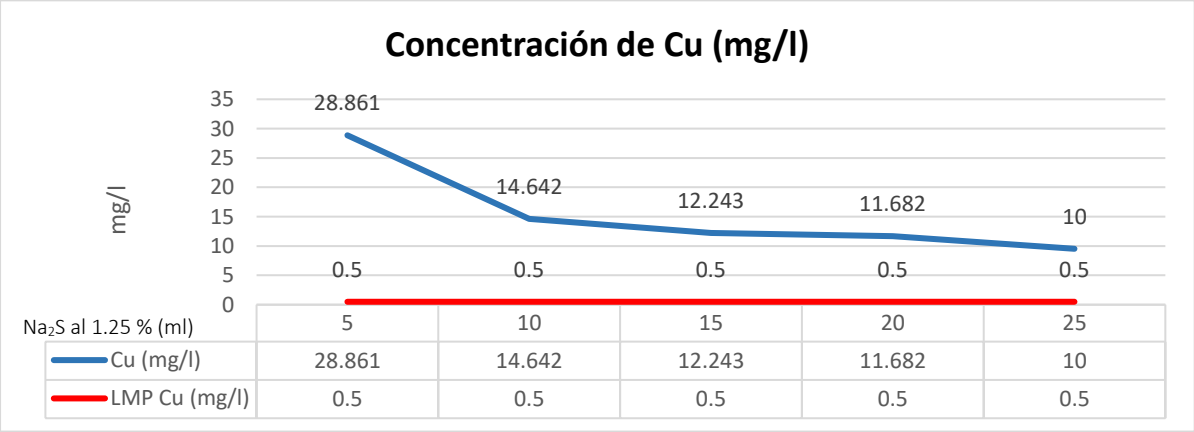


Na_2S al 1.25 % (ml)	5	10	15	20	25
Cd (mg/l)	0.028	0.027	0.026	0.024	0.017
LMP Cd (mg/l)	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05

En la Figura 17 se observa el proceso de remoción de Cadmio, que se inició con una concentración de 1.95 mg/l, se observa una reducción notable tras la aplicación gradual de las distintas dosis del Na_2S (5, 10, 15, 20 y 25 ml). El valor más bajo que alcanzó fue de 0.017 mg/l de Cd, el cual se trabajó con la dosis de 25 ml., con lo cual, se logró alcanzar una optimización que pueda cumplir con el LMP de 0.05 mg/l.

Figura 18

Resultados de la Concentración de Cu Vs Dosis de sulfuro de sodio al 1.25%

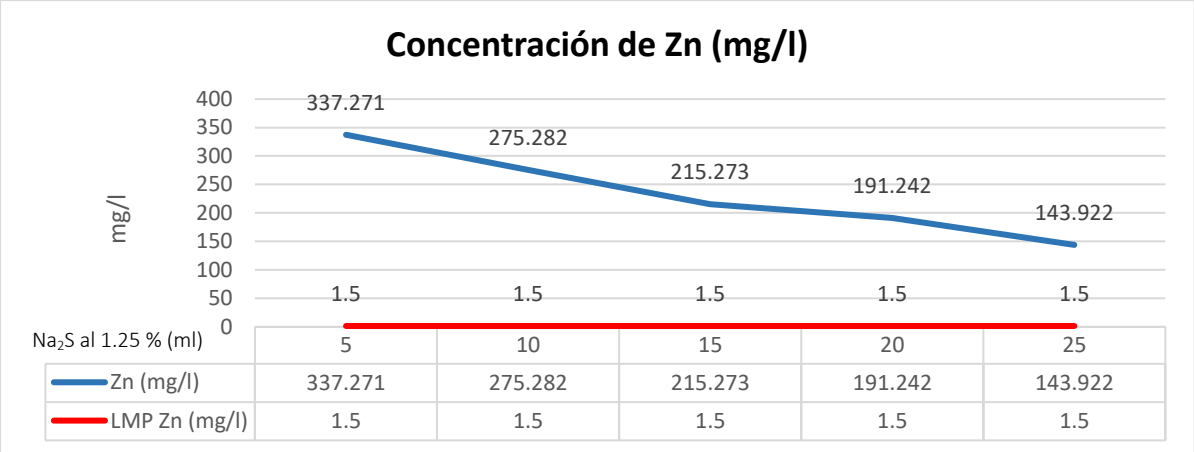


Na_2S al 1.25 % (ml)	5	10	15	20	25
Cu (mg/l)	28.861	14.642	12.243	11.682	10
LMP Cu (mg/l)	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5

En la Figura 18 se observa el proceso de remoción de Cobre, que se inició con una concentración de 56.72 mg/l, se observa una reducción notable tras la aplicación gradual de las distintas dosis del Na_2S (5, 10, 15, 20 y 25 ml). El valor más bajo que alcanzó fue de 10 mg/l de Cu, el cual se trabajó con la dosis de 25 ml., con lo cual, no se logró alcanzar una optimización que pueda cumplir con el LMP que indica un valor de 0.5 mg/l.

Figura 19

Resultados de la Concentración de Zn Vs Dosis de sulfuro de sodio al 1.25%

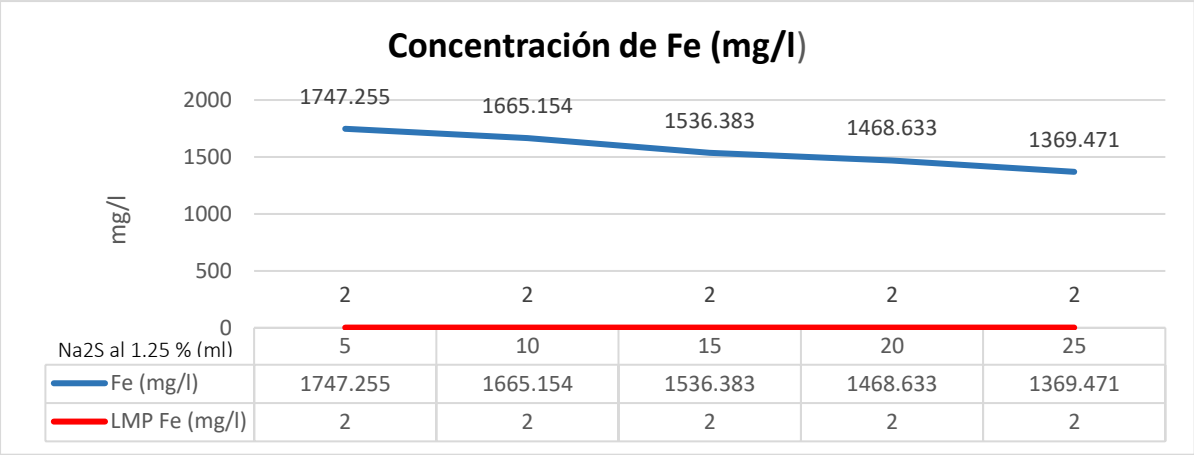


Na_2S al 1.25 % (ml)	5	10	15	20	25
Zn (mg/l)	337.271	275.282	215.273	191.242	143.922
LMP Zn (mg/l)	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5

En la Figura 19 se observa el proceso de remoción de Zinc, que se inició con una concentración de 854.36 mg/l, se observa una reducción notable tras la aplicación gradual de las distintas dosis del Na_2S (5, 10, 15, 20 y 25 ml). El valor más bajo que alcanzó fue de 143.922 mg/l de Zn, el cual se trabajó con la dosis de 25 ml., con lo cual, no se logró alcanzar una optimización que cumpla con el LMP que indica un valor de 1.5 mg/l.

Figura 20

Resultados de la Concentración de Fe Vs Dosis de sulfuro de sodio al 1.25%



En la Figura 20 se observa el proceso de remoción de Hierro, que se inició con una concentración de 2367.45 mg/l, se observa una reducción notable tras la aplicación gradual de las distintas dosis del Na_2S (5, 10, 15, 20 y 25 ml). El valor más bajo que alcanzó fue de 1369.471 mg/l de Fe, el cual se trabajó con la dosis de 25 ml., con lo cual, no se logró alcanzar una optimización que pueda cumplir con el LMP que indica un valor de 2 mg/l.

4.1.4. Dosis óptima del tratamiento de Na_2S al 1.5%

Para el tratamiento de Sulfuro de sodio al 1.5%, se obtuvo como resultados:

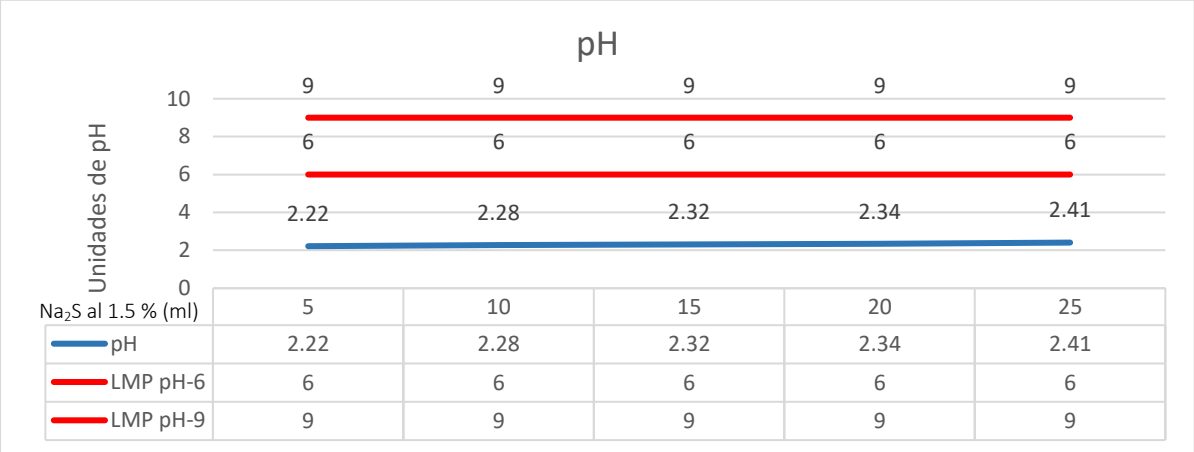
Tabla 10

Resultados del tratamiento de sulfuro de sodio al 1.5%

Na2S al 1.5 % (ml)	**Alícuotas (ml)**				
	5	**10**	**15**	**20**	**25**
pH	2.22	2.28	2.32	2.34	2.41
Pb (mg/l)	0.044	0.032	0.024	0.019	0.007
Cd (mg/l)	0.022	0.021	0.019	0.018	0.015
Cu (mg/l)	18.811	16.652	15.213	14.623	8.323
Zn (mg/l)	42.634	34.645	25.787	13.726	8.498
Fe (mg/l)	1287.261	985.142	879.353	578.673	139.464

Figura 21

Resultados del pH para el tratamiento de sulfuro de sodio al 1.5%

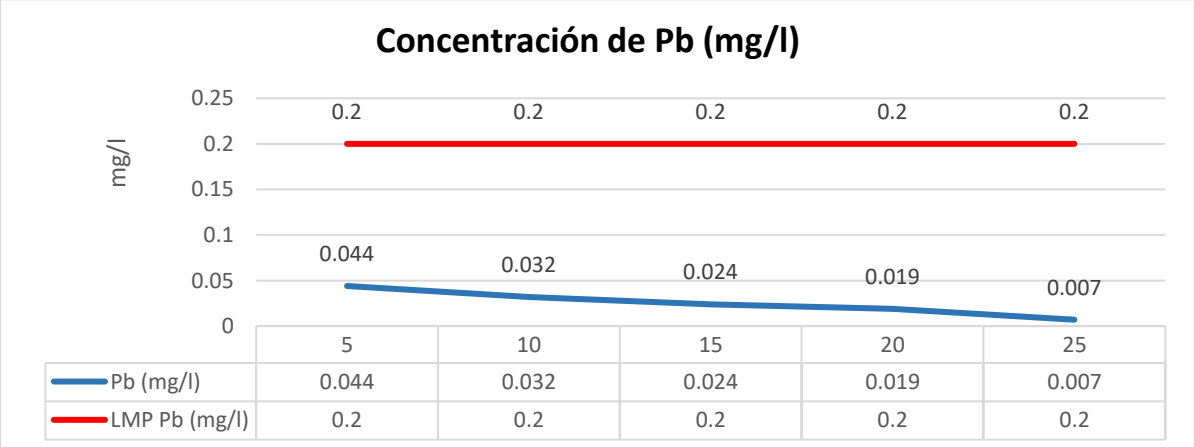


Na_2S al 1.5 % (ml)	5	10	15	20	25
pH	2.22	2.28	2.32	2.34	2.41
LMP pH-6	6	6	6	6	6
LMP pH-9	9	9	9	9	9

En la Figura 21 observamos los valores de pH final del tratamiento con sulfuro de sodio al 1.5%, alcanzando valores por debajo de los LMP, siendo el pH inicial 2.33, lo cual indica que el tratamiento mostró una reducción mínima de este valor en las diferentes Dosis empleadas del tratamiento.

Figura 22

Resultados de la Concentración de Pb Vs Dosis de sulfuro de sodio al 1.5%



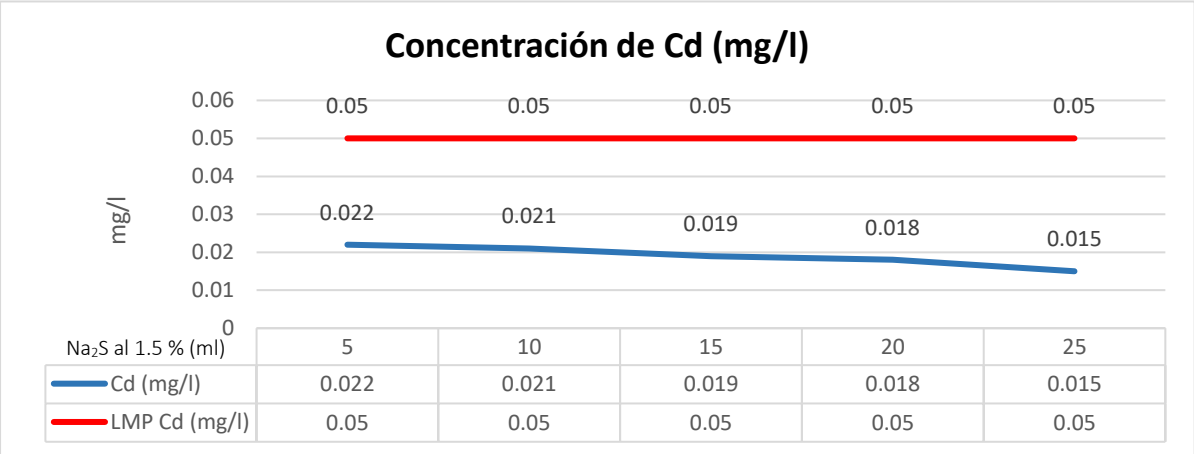
	5	10	15	20	25
Pb (mg/l)	0.044	0.032	0.024	0.019	0.007
LMP Pb (mg/l)	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2

En la Figura 22 se observa el proceso de remoción de Plomo, que se inició con una concentración de 3.86 mg/l, se observa una reducción notable tras la aplicación gradual de las

distintas dosis del Na_2S (5, 10, 15, 20 y 25 ml). El valor más bajo que alcanzó fue de 0.007 mg/l de Pb, el cual se trabajó con la dosis de 25 ml., con lo cual, se logró alcanzar una optimización que pueda cumplir con el LMP que indica un valor de 0.2 mg/l.

Figura 23

Resultados de la Concentración de Cd Vs Dosis de sulfuro de sodio al 1.5%

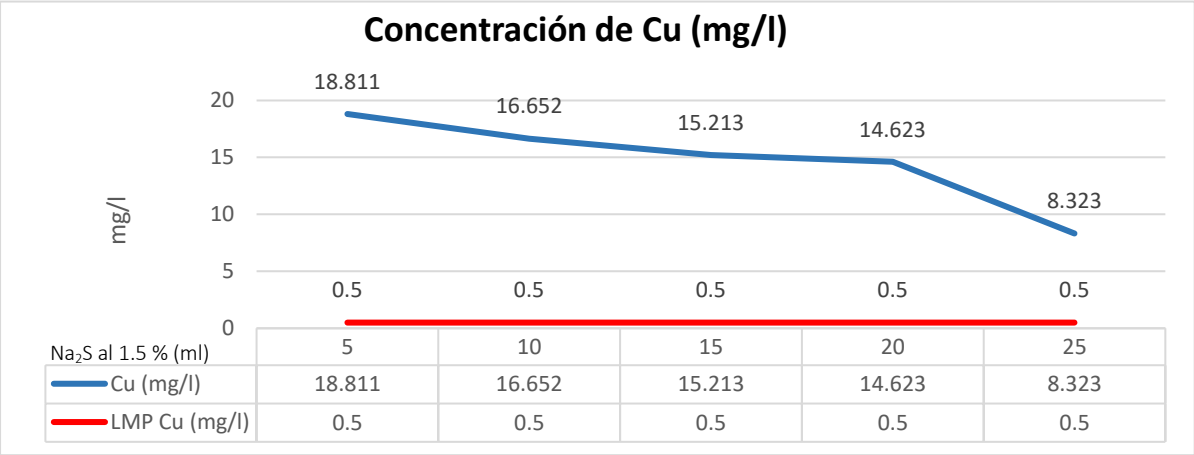


Na_2S al 1.5 % (ml)	5	10	15	20	25
Cd (mg/l)	0.022	0.021	0.019	0.018	0.015
LMP Cd (mg/l)	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05

En la Figura 23 se observa el proceso de remoción de Cadmio, que se inició con una concentración de 1.95 mg/l, se observa una reducción notable tras la aplicación gradual de las distintas dosis del Na_2S (5, 10, 15, 20 y 25 ml). El valor más bajo que alcanzó fue de 0.015 mg/l de Cd, el cual se trabajó con la dosis de 25 ml., con lo cual, se logró alcanzar una optimización que pueda cumplir con el LMP que indica un valor de 0.05 mg/l.

Figura 24

Resultados de la Concentración de Cu Vs Dosis de sulfuro de sodio al 1.5%

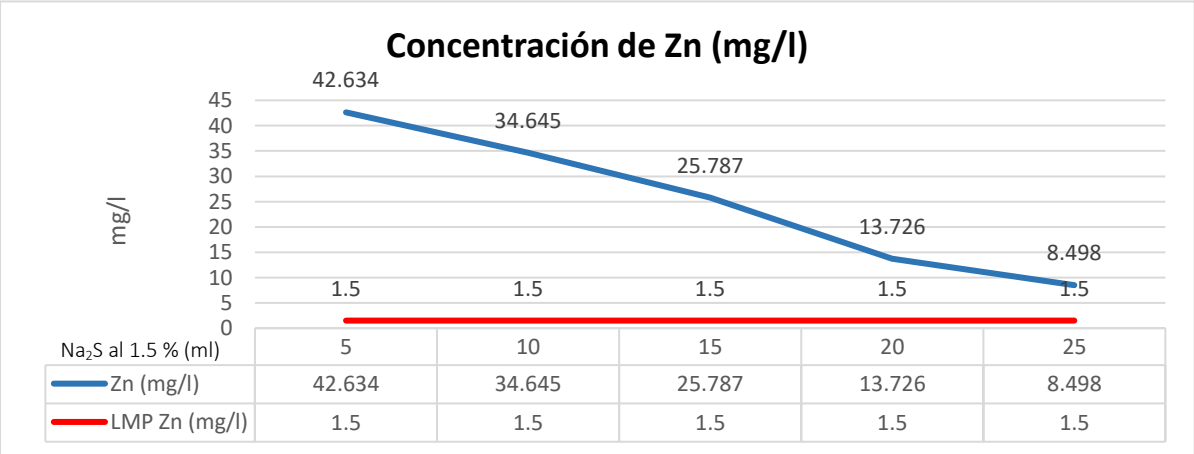


Na_2S al 1.5 % (ml)	5	10	15	20	25
Cu (mg/l)	18.811	16.652	15.213	14.623	8.323
LMP Cu (mg/l)	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5

En la Figura 24 se observa el proceso de remoción de Cobre, que se inició con una concentración de 56.72 mg/l, se observa una reducción notable tras la aplicación gradual de las distintas dosis del Na_2S (5, 10, 15, 20 y 25 ml). El valor más bajo que alcanzó fue de 8.323 mg/l de Cu, el cual se trabajó con la dosis de 25 ml., con lo cual, no se logró alcanzar una optimización que pueda cumplir con el LMP que indica un valor de 0.5 mg/l.

Figura 25

Resultados de la Concentración de Zn Vs Dosis de sulfuro de sodio al 1.5%

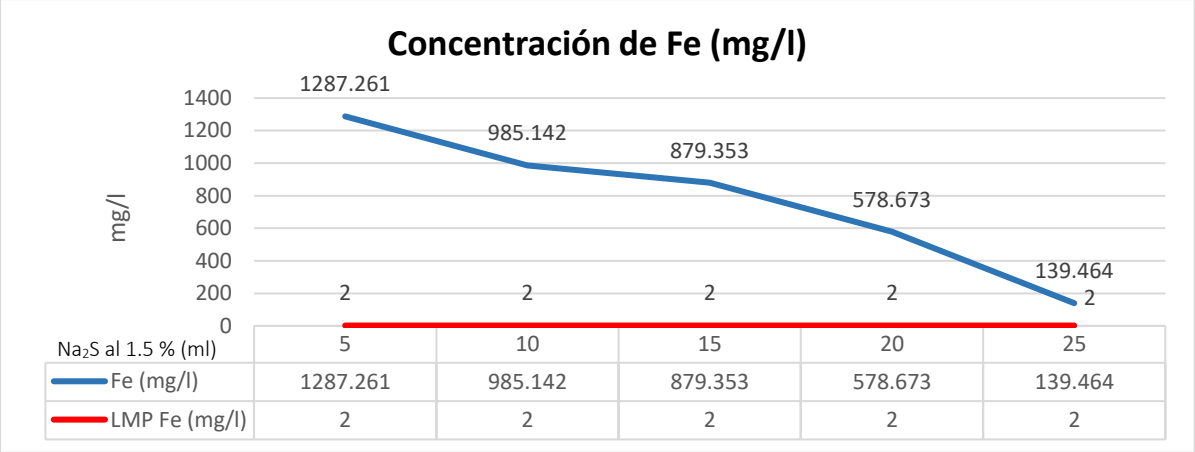


Na_2S al 1.5 % (ml)	5	10	15	20	25
Zn (mg/l)	42.634	34.645	25.787	13.726	8.498
LMP Zn (mg/l)	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5

En la Figura 25 se observa el proceso de remoción de Zinc, que se inició con una concentración de 854.36 mg/l, se observa una reducción notable tras la aplicación gradual de las distintas dosis del Na_2S (5, 10, 15, 20 y 25 ml). El valor más bajo que alcanzó fue de 8.498 mg/l de Zn, el cual se trabajó con la dosis de 25 ml., con lo cual, no se logró alcanzar una optimización que pueda cumplir con el LMP que indica un valor de 1.5 mg/l.

Figura 26

Resultados de la Concentración de Fe Vs Dosis de sulfuro de sodio al 1.5%



En la Figura 26 se observa el proceso de remoción de Hierro, que se inició con una concentración de 2367.45 mg/l, se observa una reducción notable tras la aplicación gradual de las distintas dosis del Na_2S (5, 10, 15, 20 y 25 ml). El valor más bajo que alcanzó fue de 139.464 mg/l de Fe, el cual se trabajó con la dosis de 25 ml., con lo cual, no se logró alcanzar una optimización que cumpla con el LMP que indica un valor de 2 mg/l.

4.2. Dosis óptima del tratamiento de $Ca(OH)_2$

Para determinar la dosis óptima del tratamiento con Hidróxido de Calcio (Ca(OH)2), se realizaron ensayos a concentraciones de 2.5%, 5.0%, 7.5% y 10.0% de la solución. Por cada una de estas concentraciones, se aplicaron alícuotas de dosis específicas: 2.5, 5, 7.5, 10 y 12.5 ml.

Este diseño experimental resultó en un total de 20 pruebas únicas (5 dosis por 4 concentraciones), cada una de las cuales fue replicada dos veces adicionales, sumando un número significativo de experimentos para asegurar la fiabilidad de los resultados. Durante estos ensayos, el tiempo de contacto o floculación se mantuvo en 20 minutos con una velocidad de agitación constante de 200 rpm, seguido de un tiempo de sedimentación de 30 minutos.

4.2.1. Dosis óptima del tratamiento de $Ca(OH)_2$ al 2.5%

Para el tratamiento de hidróxido de calcio ($Ca(OH)_2$) al 2.5%, se obtuvieron los siguientes resultados:

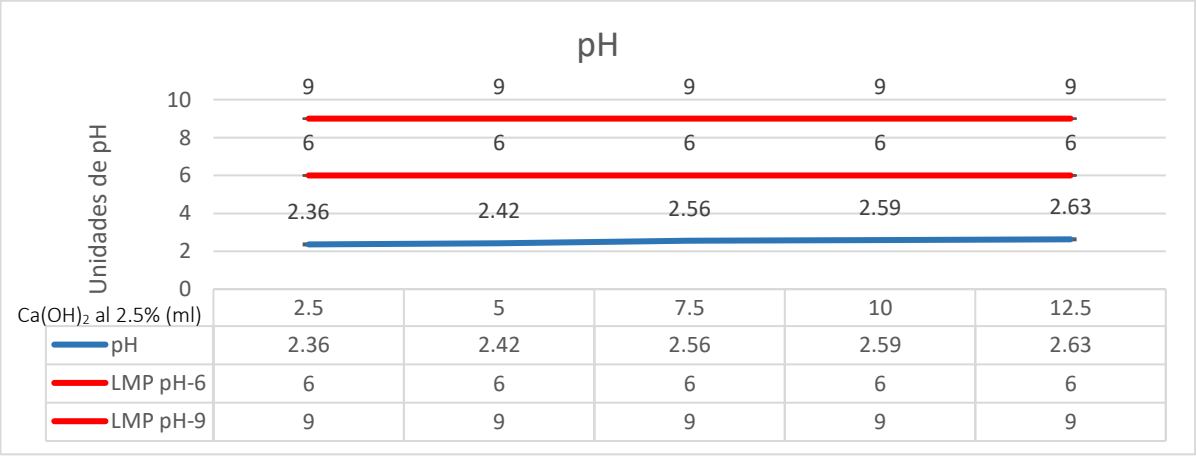
Tabla 11

Resultados del tratamiento de hidróxido de calcio ($Ca(OH)_2$) *al 2.5%*

$Ca(OH)_2$ al 2.5% (ml)	**Alícuotas (ml)**				
	2.5	5	7.5	10	12.5
pH	2.36	2.42	2.56	2.59	2.63
Pb (mg/l)	3.81	3.78	3.71	3.69	3.61
Cd (mg/l)	1.93	1.92	1.92	1.91	1.91
Cu (mg/l)	55.21	54.64	53.87	52.28	50.11
Zn (mg/l)	852.45	851.43	850.29	848.29	847.17
Fe (mg/l)	2365.37	2363.36	2361.27	2359.46	2358.26

Figura 27

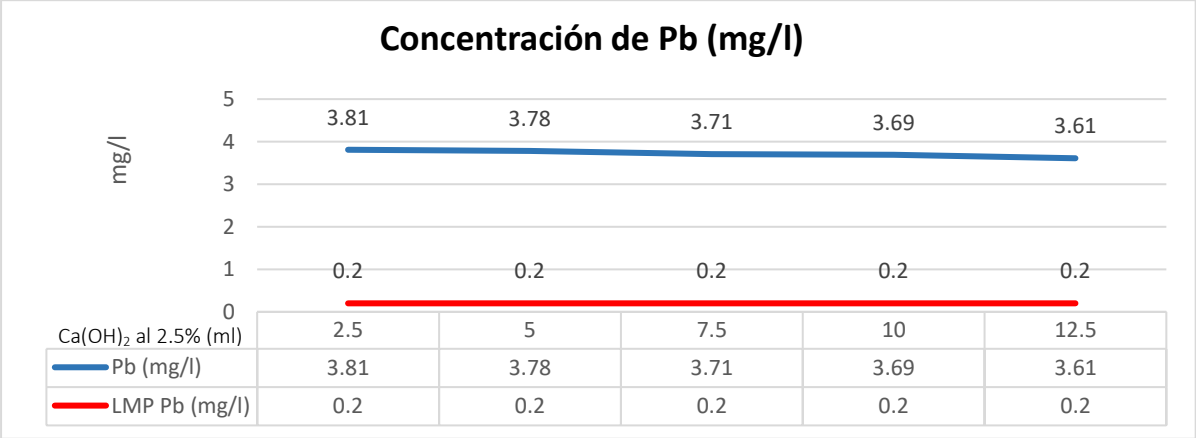
Resultados del pH para el tratamiento de hidróxido de calcio ($Ca(OH)_2$) *al 2.5%*



En la Figura 27 observamos los valores de pH final del segundo tratamiento con hidróxido de calcio ($Ca(OH)_2$), alcanzando valores por debajo de los LMP, siendo el pH inicial 2.33, lo cual indica que el tratamiento mostró un incremento mínimo de este valor en las diferentes Dosis empleadas del tratamiento.

Figura 28

Resultados de la Concentración de Pb Vs hidróxido de calcio ($Ca(OH)_2$) *al 2.5%*

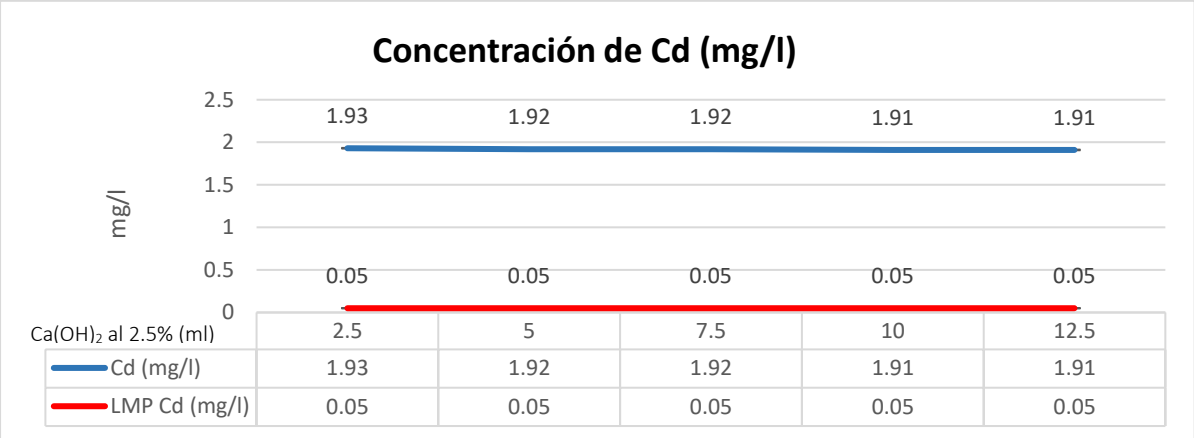


$Ca(OH)_2$ al 2.5% (ml)	2.5	5	7.5	10	12.5
Pb (mg/l)	3.81	3.78	3.71	3.69	3.61
LMP Pb (mg/l)	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2

En la Figura 28 se observa el proceso de remoción de Pb, que se inició con una concentración de 3.86 mg/l, se observa una reducción notable tras la aplicación gradual de las distintas dosis del $Ca(OH)_2$ (2.5, 5, 7.5, 10 y 12.5 ml). El valor más bajo que alcanzó fue de 3.61 mg/l de Pb, el cual se trabajó con la dosis de 12.5 ml., sin embargo, no se logró alcanzar una optimización que pueda cumplir con el LMP de 0.2 mg/l.

Figura 29

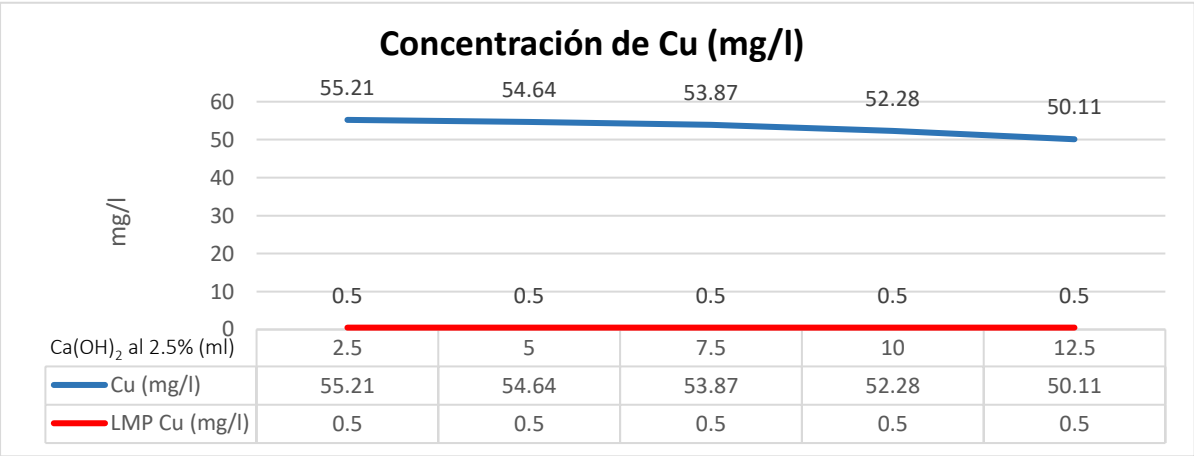
Resultados de la Concentración de Cd Vs hidróxido de calcio ($Ca(OH)_2$) *al 2.5%*



En la Figura 29 se observa el proceso de remoción de Cadmio, que se inició con una concentración de 1.95 mg/l, se observa una reducción notable tras la aplicación gradual de las distintas dosis del $Ca(OH)_2$ (2.5, 5, 7.5, 10 y 12.5 ml). El valor más bajo que alcanzó fue de 1.91 mg/l de Cd, el cual se trabajó con la dosis de 12.5 ml., con lo cual, se logró alcanzar una optimización que pueda cumplir con el LMP que indica un valor de 0.05 mg/l.

Figura 30

Resultados de la Concentración de Cu Vs hidróxido de calcio ($Ca(OH)_2$) *al 2.5%*

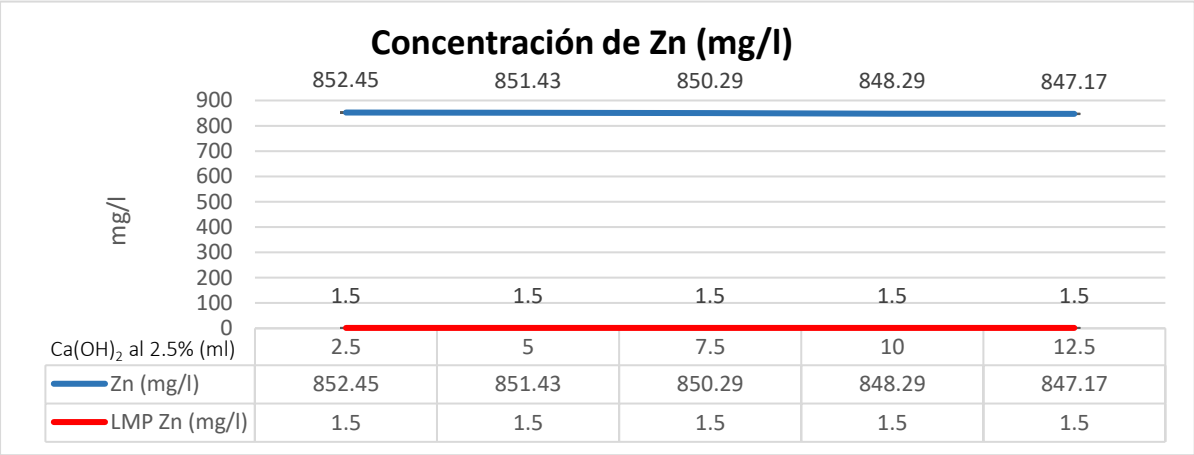


En la Figura 30 se observa el proceso de remoción de Cobre, que se inició con una concentración de 56.72 mg/l, se observa una reducción notable tras la aplicación gradual de las

distintas dosis del $Ca(OH)_2$ (2.5, 5, 7.5, 10 y 12.5 ml). El valor más bajo que alcanzó fue de 50.11 mg/l de Cu, el cual se trabajó con la dosis de 25 ml., con lo cual, no se logró alcanzar una optimización que cumpla con el LMP que indica un valor de 0.5 mg/l.

Figura 31

Resultados de la Concentración de Zn Vs hidróxido de calcio ($Ca(OH)_2$) *al 2.5%*

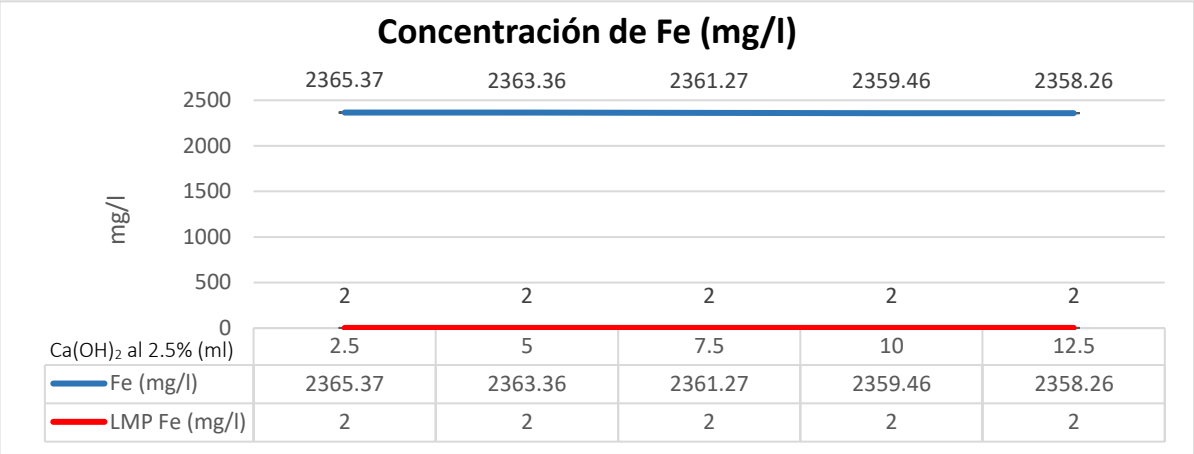


$Ca(OH)_2$ al 2.5% (ml)	2.5	5	7.5	10	12.5
Zn (mg/l)	852.45	851.43	850.29	848.29	847.17
LMP Zn (mg/l)	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5

En la Figura 31 se observa el proceso de remoción de Zinc, que se inició con una concentración de 854.36 mg/l, se observa una reducción notable tras la aplicación gradual de las distintas dosis del $Ca(OH)_2$ (2.5, 5, 7.5, 10 y 12.5 ml). El valor más bajo que alcanzó fue de 847.17 mg/l de Zn, el cual se trabajó con la dosis de 12.5 ml., con lo cual, no se logró alcanzar una optimización que cumpla con el LMP que indica un valor de 1.5 mg/l.

Figura 32

Resultados de la Concentración de Fe Vs hidróxido de calcio ($Ca(OH)_2$) *al 2.5%*



En la Figura 32 se observa el proceso de remoción de Hierro, que se inició con una concentración de 2367.45 mg/l, se observa una reducción notable tras la aplicación gradual de las distintas dosis del $Ca(OH)_2$ (2.5, 5, 7.5, 10 y 12.5 ml). El valor más bajo que alcanzó fue de 2358.26 mg/l de Fe, el cual se trabajó con la dosis de 12.5 ml., con lo cual, no se logró alcanzar una optimización que pueda cumplir con el LMP que indica un valor de 2 mg/l.

4.2.2. Dosis óptima del tratamiento de Ca(OH) al 5.0%

Para el tratamiento de hidróxido de calcio ($Ca(OH)_2$) al 5.0%, se obtuvieron como resultados:

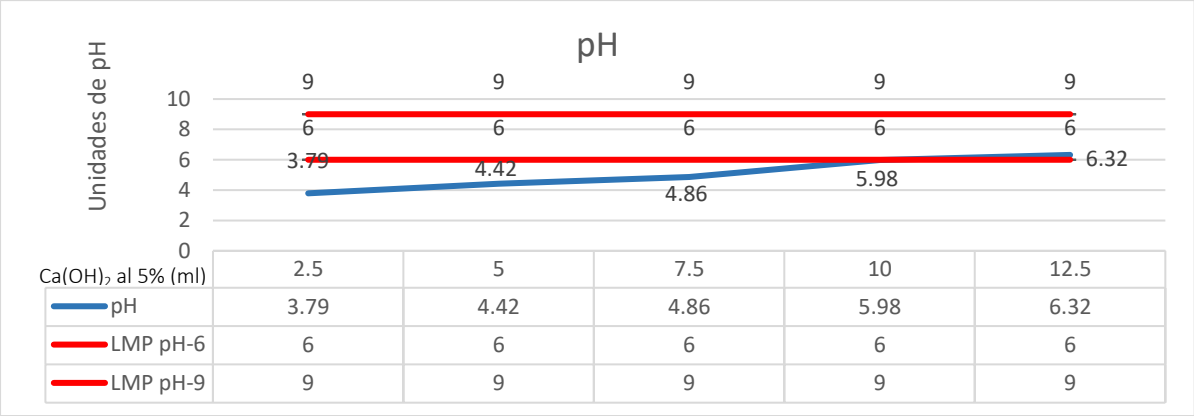
Tabla 12

Resultados del tratamiento de hidróxido de calcio ($Ca(OH)_2$) *al 5.0%*

Ca (OH)2 al 5% (ml)	**Alícuotas (ml)**				
	2.5	5	7.5	10	12.5
pH	3.79	4.42	4.86	5.98	6.32
Pb (mg/l)	3.11	2.88	2.61	2.49	2.31
Cd (mg/l)	1.43	1.23	1.11	0.98	0.92
Cu (mg/l)	50.21	47.63	43.81	38.22	35.14
Zn (mg/l)	821.43	801.13	785.22	748.22	725.37
Fe (mg/l)	2335.37	2303.38	2104.23	2059.41	1958.13

Figura 33

Resultados del pH para el tratamiento de $Ca(OH)_2$ *al 5.0%*

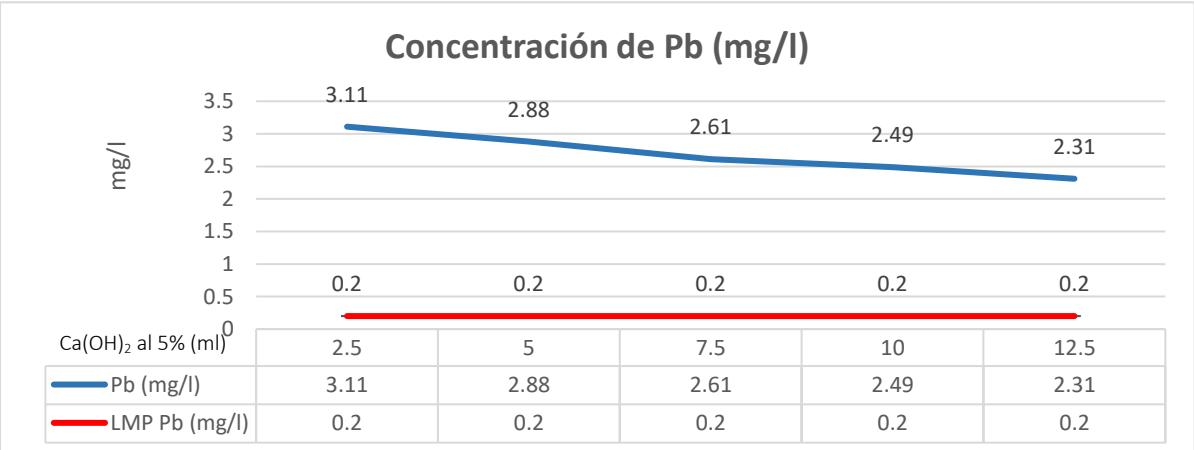


$Ca(OH)_2$ al 5% (ml)	2.5	5	7.5	10	12.5
pH	3.79	4.42	4.86	5.98	6.32
LMP pH-6	6	6	6	6	6
LMP pH-9	9	9	9	9	9

En la Figura 33 observamos los valores de pH final del segundo tratamiento con hidróxido de calcio ($Ca(OH)_2$), alcanzando valores por debajo de los LMP, siendo el pH inicial 2.33, lo cual indica que el tratamiento mostró un incremento mínimo de este valor en las diferentes Dosis empleadas del tratamiento.

Figura 34

Resultados de la Concentración de Pb Vs hidróxido de calcio ($Ca(OH)_2$) *al 5.0%*

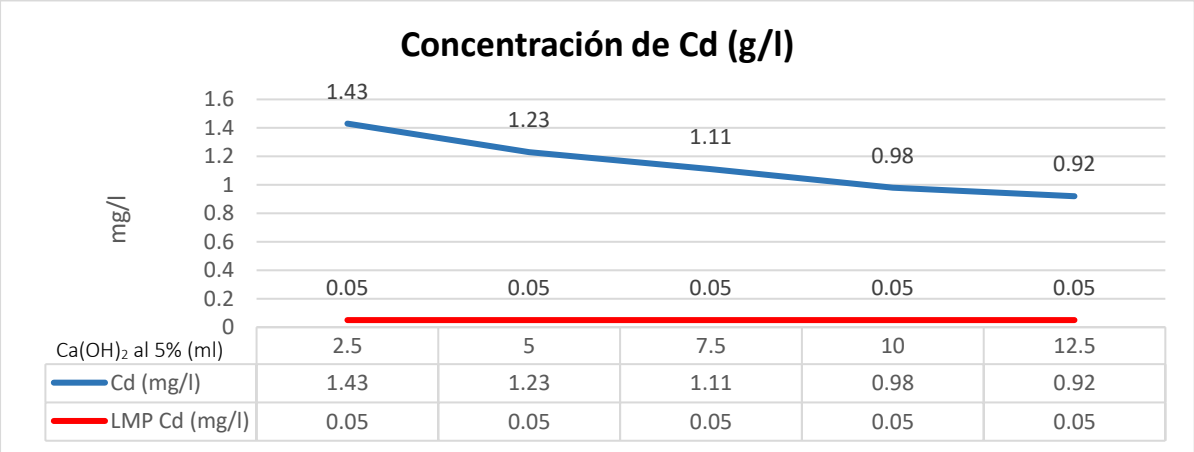


$Ca(OH)_2$ al 5% (ml)	2.5	5	7.5	10	12.5
Pb (mg/l)	3.11	2.88	2.61	2.49	2.31
LMP Pb (mg/l)	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2

En la Figura 34 se observa el proceso de remoción de Pb, que se inició con una concentración de 3.86 mg/l, se observa una reducción notable tras la aplicación gradual de las distintas dosis del $Ca(OH)_2$ (2.5, 5, 7.5, 10 y 12.5 ml). El valor más bajo que alcanzó fue de 2.31 mg/l de Pb, el cual se trabajó con la dosis de 12.5 ml., sin embargo, no se logró alcanzar una optimización que pueda cumplir con el LMP que indica un valor de 0.2 mg/l.

Figura 35

Resultados de la Concentración de Cd Vs hidróxido de calcio ($Ca(OH)_2$) *al 5.0%*

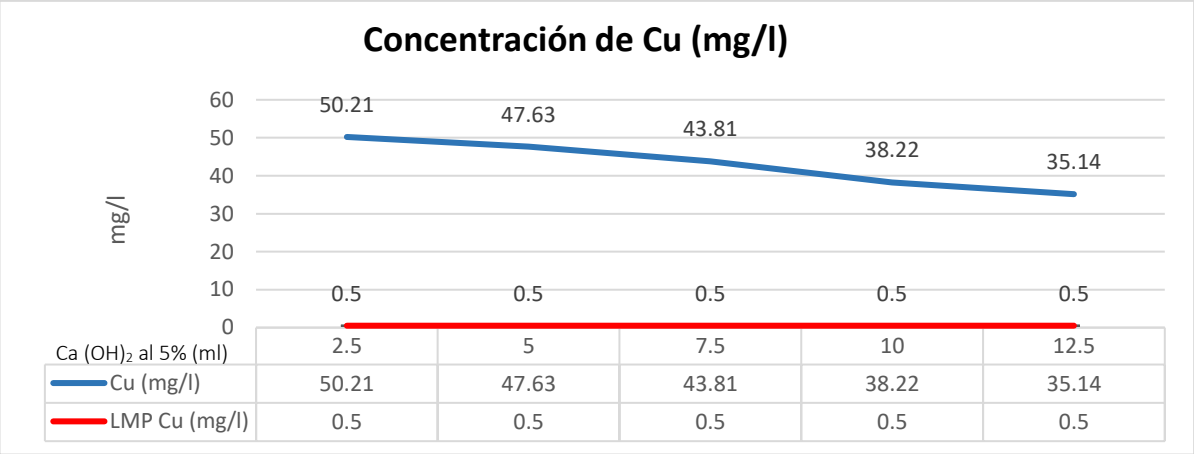


$Ca(OH)_2$ al 5% (ml)	2.5	5	7.5	10	12.5
Cd (mg/l)	1.43	1.23	1.11	0.98	0.92
LMP Cd (mg/l)	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05

En la Figura 35 se observa el proceso de remoción de Cadmio, que se inició con una concentración de 1.95 mg/l, se observa una reducción notable tras la aplicación gradual de las distintas dosis del $Ca(OH)_2$ (2.5, 5, 7.5, 10 y 12.5 ml). El valor más bajo que alcanzó fue de 1.91 mg/l de Cd, el cual se trabajó con la dosis de 12.5 ml., con lo cual, se logró alcanzar una optimización que pueda cumplir con el LMP que indica un valor de 0.05 mg/l.

Figura 36

Resultados de la Concentración de Cu Vs hidróxido de calcio ($Ca(OH)_2$) *al 5.0%Nota:*

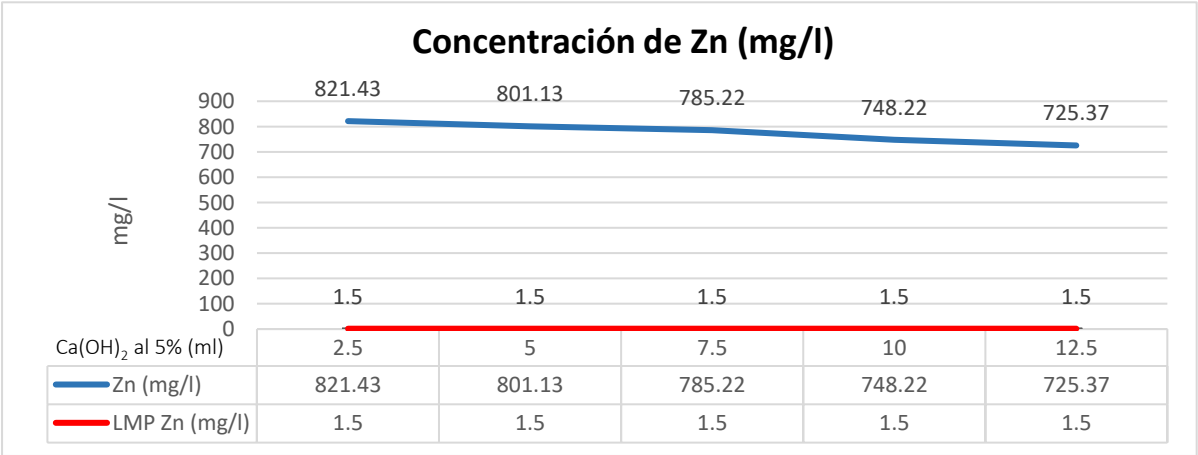


Ca $(OH)_2$ al 5% (ml)	2.5	5	7.5	10	12.5
Cu (mg/l)	50.21	47.63	43.81	38.22	35.14
LMP Cu (mg/l)	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5

En la Figura 36 se observa el proceso de remoción de Cobre, que se inició con una concentración de 56.72 mg/l, se observa una reducción notable tras la aplicación gradual de las distintas dosis del $Ca(OH)_2$ (2.5, 5, 7.5, 10 y 12.5 ml). El valor más bajo que alcanzó fue de 35.14 mg/l de Cu, el cual se trabajó con la dosis de 25 ml., con lo cual, no se logró alcanzar una optimización que cumpla con el LMP que indica un valor de 0.5 mg/l.

Figura 37

Resultados de la Concentración de Zn Vs hidróxido de calcio ($Ca(OH)_2$) *al 5.0%*

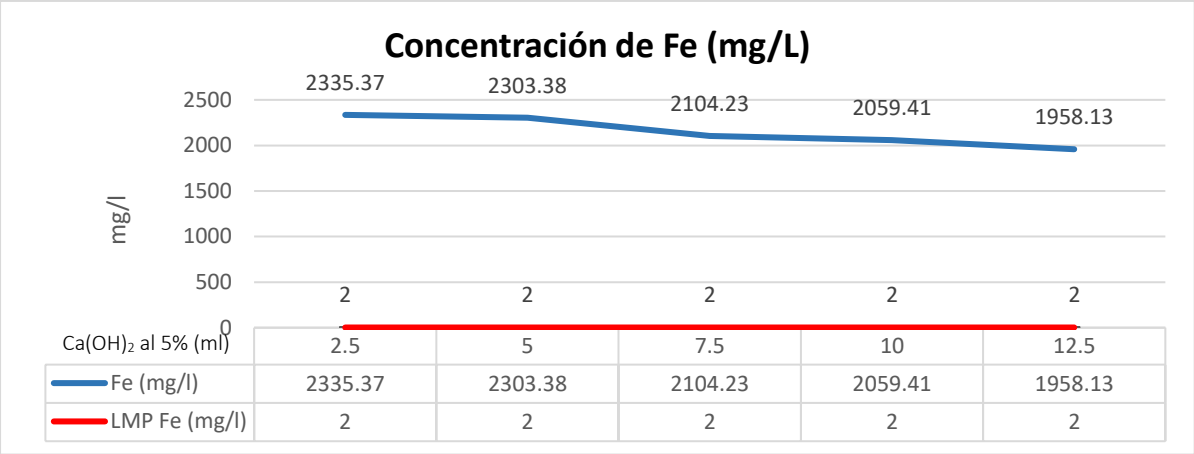


$Ca(OH)_2$ al 5% (ml)	2.5	5	7.5	10	12.5
Zn (mg/l)	821.43	801.13	785.22	748.22	725.37
LMP Zn (mg/l)	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5

En la Figura 37 se observa el proceso de remoción de Zinc, que se inició con una concentración de 854.36 mg/l, se observa una reducción notable tras la aplicación gradual de las distintas dosis del $Ca(OH)_2$ (2.5, 5, 7.5, 10 y 12.5 ml). El valor más bajo que alcanzó fue de 725.37 mg/l de Zn, el cual se trabajó con la dosis de 12.5 ml., con lo cual, no se logró alcanzar una optimización que cumpla con el LMP que indica un valor de 1.5 mg/l.

Figura 38

Resultados de la Concentración de Fe Vs hidróxido de calcio ($Ca(OH)_2$) *al 5.0%*



$Ca(OH)_2$ al 5% (ml)	2.5	5	7.5	10	12.5
Fe (mg/l)	2335.37	2303.38	2104.23	2059.41	1958.13
LMP Fe (mg/l)	2	2	2	2	2

En la Figura 38 se observa el proceso de remoción de Hierro, que se inició con una concentración de 2367.45 mg/l, se observa una reducción notable tras la aplicación gradual de las distintas dosis del $Ca(OH)_2$ (2.5, 5, 7.5, 10 y 12.5 ml). El valor más bajo que alcanzó fue de 1958.13 mg/l de Fe, el cual se trabajó con la dosis de 12.5 ml., con lo cual, no se logró alcanzar una optimización que cumpla con el LMP que indica un valor de 2 mg/l.

4.2.3. Dosis óptima del tratamiento de $Ca(OH)_2$ al 7.5%

Para el tratamiento de hidróxido de calcio ($Ca(OH)_2$) al 7.5%, se obtuvo como resultados:

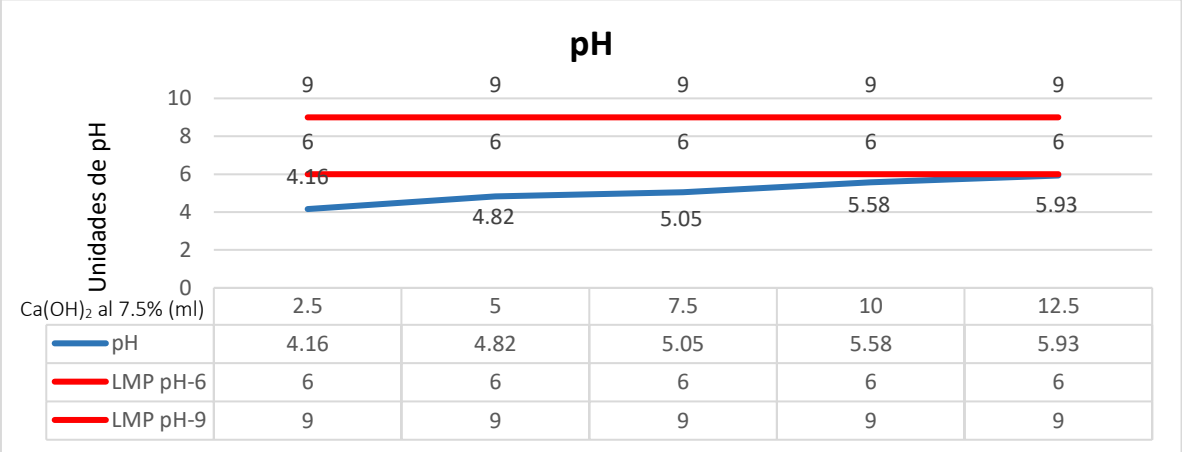
Tabla 12

Resultados del tratamiento de hidróxido de calcio ($Ca(OH)_2$) *al 7.5%*

$Ca(OH)_2$ al 7.5% (ml)	**Alícuotas (ml)**				
	2.5	**5**	**7.5**	**10**	**12.5**
pH	4.16	4.82	5.05	5.58	5.93
Pb (mg/l)	3.01	2.36	2.11	1.89	1.81
Cd (mg/l)	1.34	1.03	0.91	0.88	0.82
Cu (mg/l)	49.23	45.63	40.82	35.12	31.34
Zn (mg/l)	815.41	811.14	780.32	728.32	715.31
Fe (mg/l)	2305.31	2283.36	2064.24	2003.35	1918.14

Figura 39

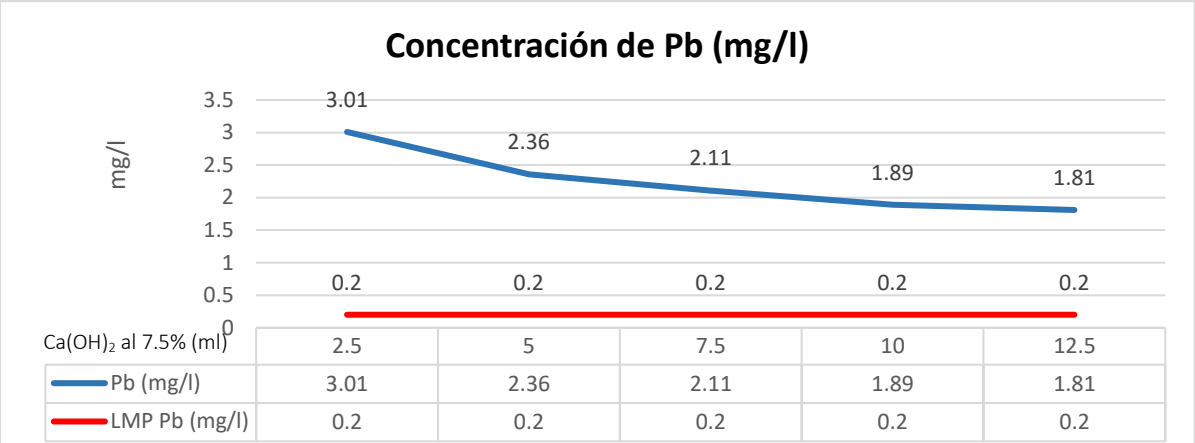
Resultados del pH para el tratamiento de $Ca(OH)_2$ *al 7.5%*



En la Figura 39 observamos los valores de pH final del segundo tratamiento con hidróxido de calcio ($Ca(OH)_2$), alcanzando valores por debajo de los LMP, siendo el pH inicial 2.33, lo cual indica que el tratamiento mostró un incremento mínimo de este valor en las diferentes Dosis empleadas del tratamiento.

Figura 40

Resultados de la Concentración de Pb Vs hidróxido de calcio ($Ca(OH)_2$) *al 7.5%*

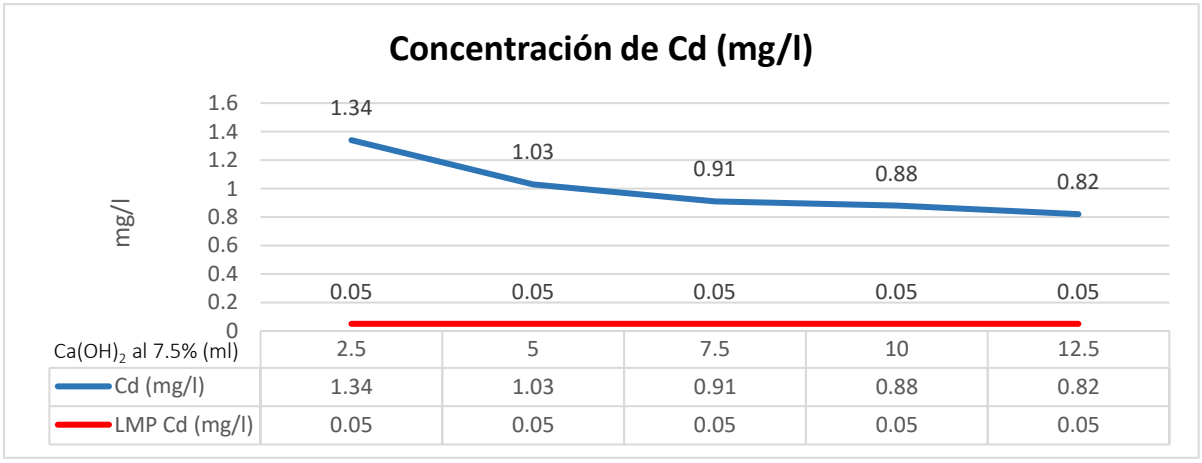


$Ca(OH)_2$ al 7.5% (ml)	2.5	5	7.5	10	12.5
Pb (mg/l)	3.01	2.36	2.11	1.89	1.81
LMP Pb (mg/l)	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2

En la Figura 40 se observa el proceso de remoción de Pb, que se inició con una concentración de 3.86 mg/l, se observa una reducción notable tras la aplicación gradual de las distintas dosis del $Ca(OH)_2$ (2.5, 5, 7.5, 10 y 12.5 ml). El valor más bajo que alcanzó fue de 2.31 mg/l de Pb, el cual se trabajó con la dosis de 12.5 ml., sin embargo, no se logró alcanzar una optimización que pueda cumplir con el LMP que indica un valor de 0.2 mg/l.

Figura 41

Resultados de la Concentración de Cd Vs hidróxido de calcio ($Ca(OH)_2$) *al 7.5%*

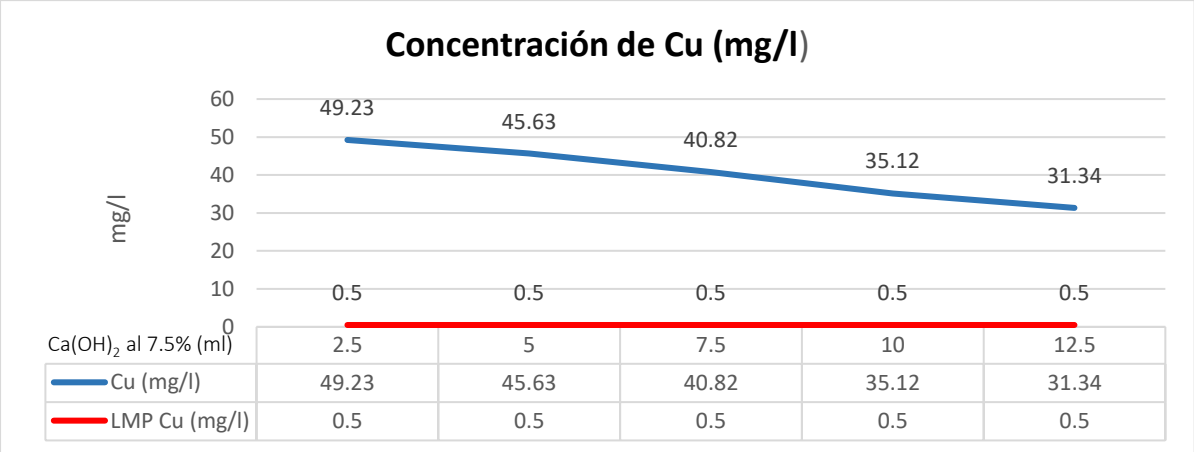


$Ca(OH)_2$ al 7.5% (ml)	2.5	5	7.5	10	12.5
Cd (mg/l)	1.34	1.03	0.91	0.88	0.82
LMP Cd (mg/l)	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05

En la Figura 41 se observa el el proceso de remoción de Cadmio, que se inició con una concentración de 1.95 mg/l, se observa una reducción notable tras la aplicación gradual de las distintas dosis del $Ca(OH)_2$ (2.5, 5, 7.5, 10 y 12.5 ml). El valor más bajo que alcanzó fue de 0.82 mg/l de Cd, el cual se trabajó con la dosis de 12.5 ml., con lo cual, se logró alcanzar una optimización que pueda cumplir con el LMP que indica un valor de 0.05 mg/l.

Figura 42

Resultados de la Concentración de Cu Vs hidróxido de calcio ($Ca(OH)_2$) *al 7.5%*

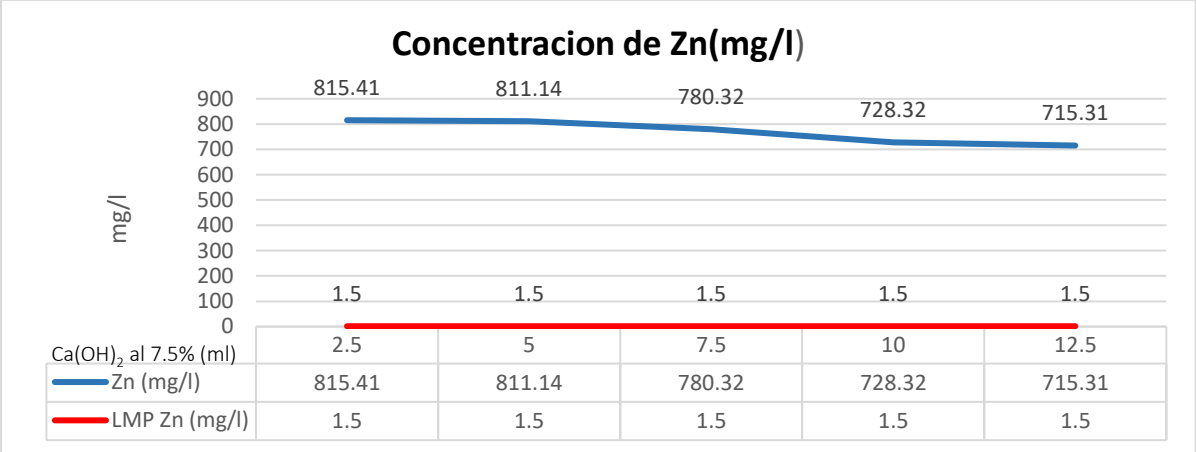


$Ca(OH)_2$ al 7.5% (ml)	2.5	5	7.5	10	12.5
Cu (mg/l)	49.23	45.63	40.82	35.12	31.34
LMP Cu (mg/l)	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5

En la Figura 42 se observa el proceso de remoción de Cobre, que se inició con una concentración de 56.72 mg/l, se observa una reducción notable tras la aplicación gradual de las distintas dosis del $Ca(OH)_2$ (2.5, 5, 7.5, 10 y 12.5 ml). El valor más bajo que alcanzó fue de 31.34 mg/l de Cu, el cual se trabajó con la dosis de 25 ml., con lo cual, no se logró alcanzar una optimización que cumpla con el LMP de 0.5 mg/l.

Figura 43

Resultados de la Concentración de Zn Vs hidróxido de calcio ($Ca(OH)_2$) *al 7.5%*

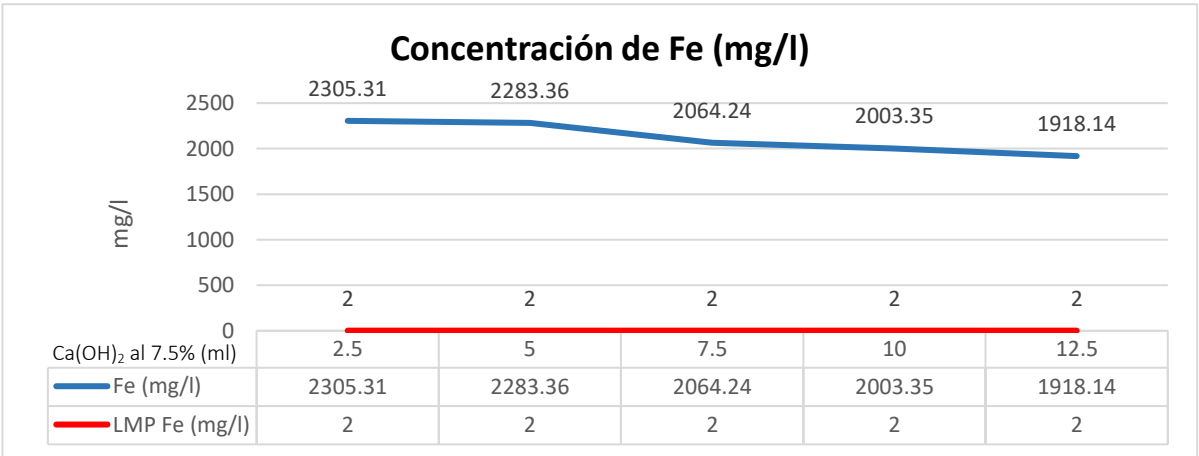


$Ca(OH)_2$ al 7.5% (ml)	2.5	5	7.5	10	12.5
Zn (mg/l)	815.41	811.14	780.32	728.32	715.31
LMP Zn (mg/l)	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5

En la Figura 43 se observa el proceso de remoción de Zinc, que se inició con una concentración de 854.36 mg/l, se observa una reducción notable tras la aplicación gradual de las distintas dosis del $Ca(OH)_2$ (2.5, 5, 7.5, 10 y 12.5 ml). El valor más bajo que alcanzó fue de 715.31 mg/l de Zn, el cual se trabajó con la dosis de 12.5 ml., con lo cual, no se logró alcanzar una optimización que cumpla con el Límite Máximo Permisible que indica un valor de 1.5 mg/l.

Figura 44

Resultados de la Concentración de Fe Vs hidróxido de calcio ($Ca(OH)_2$) *al 7.5%*



$Ca(OH)_2$ al 7.5% (ml)	2.5	5	7.5	10	12.5
Fe (mg/l)	2305.31	2283.36	2064.24	2003.35	1918.14
LMP Fe (mg/l)	2	2	2	2	2

En la Figura 44 se observa el proceso de remoción de Hierro, que se inició con una concentración de 2367.45 mg/l, se observa una reducción notable tras la aplicación gradual de las distintas dosis del $Ca(OH)_2$ (2.5, 5, 7.5, 10 y 12.5 ml). El valor más bajo que alcanzó fue de 1918.14 mg/l de Fe, el cual se trabajó con la dosis de 12.5 ml., con lo cual, no se logró alcanzar una optimización que pueda cumplir con el LMP que indica un valor de 2 mg/l.

4.2.4. Dosis óptima del tratamiento de Ca(OH) al 10.0%

Para el tratamiento de hidróxido de calcio ($Ca(OH)_2$) al 10.0%, se obtuvieron los siguientes resultados:

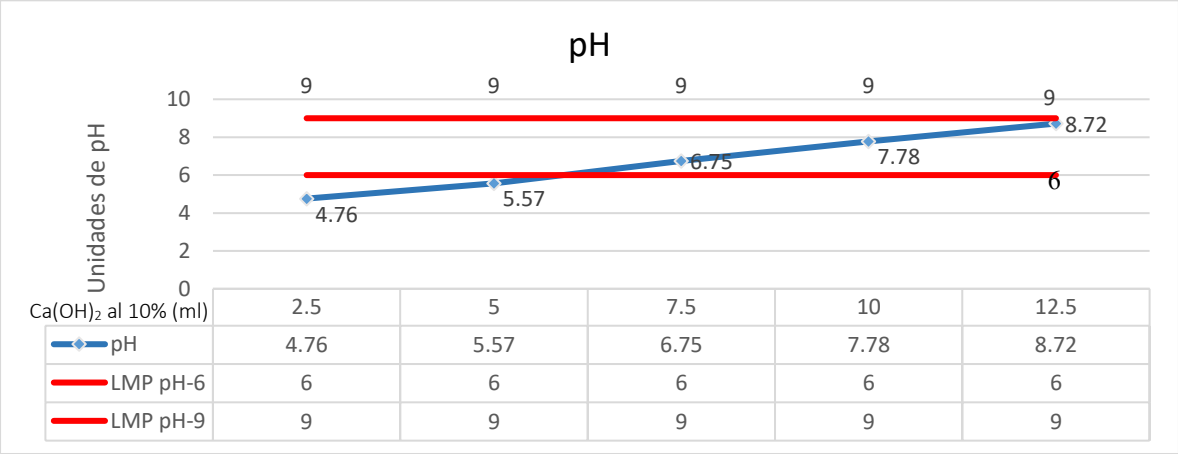
Tabla 13

Resultados del tratamiento de hidróxido de calcio ($Ca(OH)_2$) *al 10.0%*

Ca(OH)2 al 10% (ml)	Alícuotas (ml)				
	2.5	**5**	**7.5**	**10**	**12.5**
pH	4.76	5.57	6.75	7.78	8.72
Pb (mg/l)	2.11	0.96	0.74	0.55	0.15
Cd (mg/l)	1.13	0.83	0.51	0.28	0.09
Cu (mg/l)	41.13	38.61	34.32	5.14	0.38
Zn (mg/l)	805.43	751.13	553.32	25.31	1.15
Fe (mg/l)	2265.31	2083.16	764.14	22.33	1.44

Figura 45

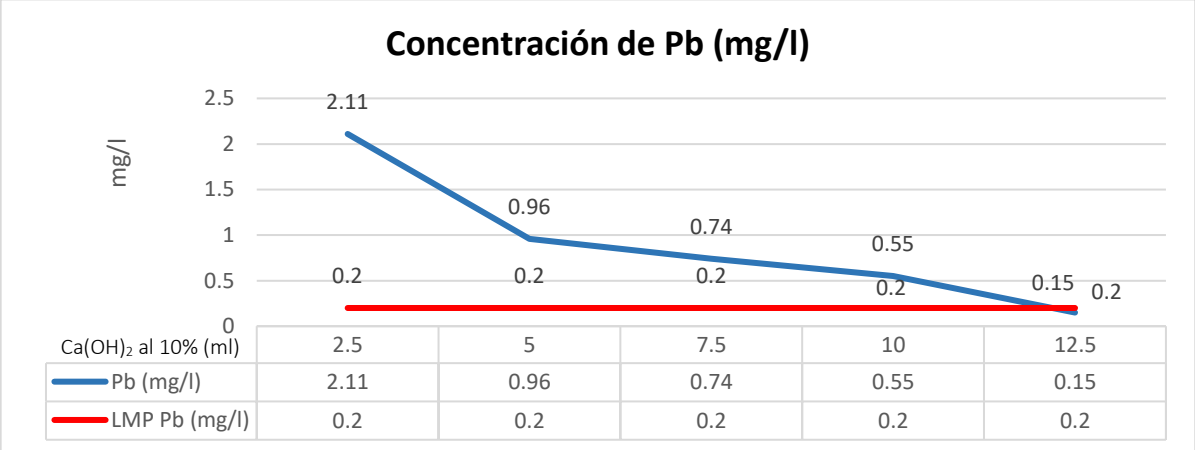
Resultados del pH para el tratamiento de $Ca(OH)_2$ *al 10.0%*



En la Figura 45 observamos los valores de pH final del segundo tratamiento con hidróxido de calcio ($Ca(OH)_2$), alcanzando para las dosis de 7.5, 10 y 12.5 % que se encuentran dentro de los LMP, siendo el pH inicial 2.33, lo cual indica que el tratamiento mostró un incremento mínimo de este valor en las diferentes dosis empleadas del tratamiento.

Figura 46

Resultados de la Concentración de Pb Vs hidróxido de calcio ($Ca(OH)_2$) *al 10.0%*

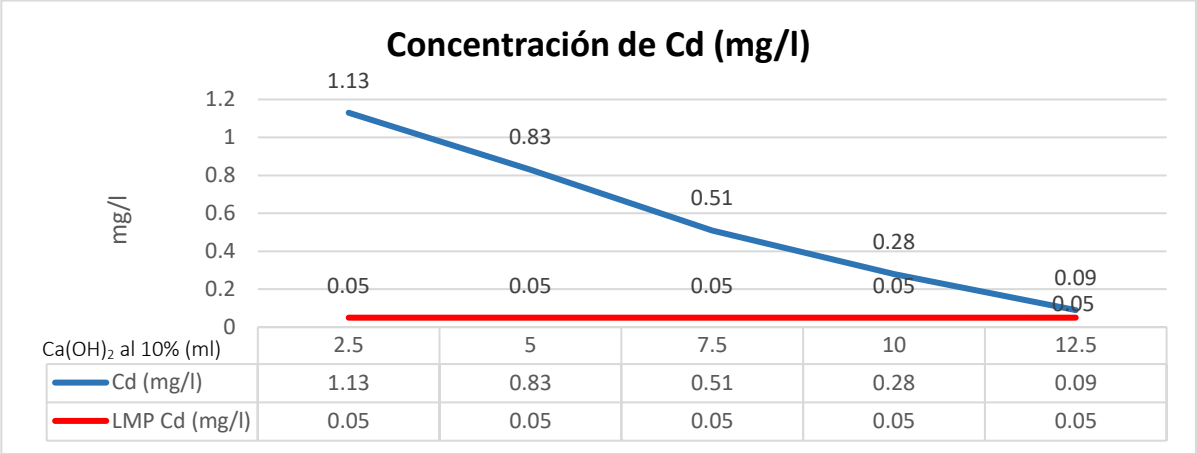


Ca(OH)₂ al 10% (ml)	2.5	5	7.5	10	12.5
Pb (mg/l)	2.11	0.96	0.74	0.55	0.15
LMP Pb (mg/l)	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2

En la Figura 46 se observa el proceso de remoción de Pb, que se inició con una concentración de 3.86 mg/l, se observa una reducción notable tras la aplicación gradual de las distintas dosis del $Ca(OH)_2$ (2.5, 5, 7.5, 10 y 12.5 ml). El valor más bajo que alcanzó fue de 0.15 mg/l de Pb, el cual se trabajó con la dosis de 12.5 ml., con el cual, no se logró alcanzar una optimización que pueda cumplir con el LMP que indica un valor de 0.2 mg/l.

Figura 47

Resultados de la Concentración de Cd Vs hidróxido de calcio ($Ca(OH)_2$) *al 10.0%*

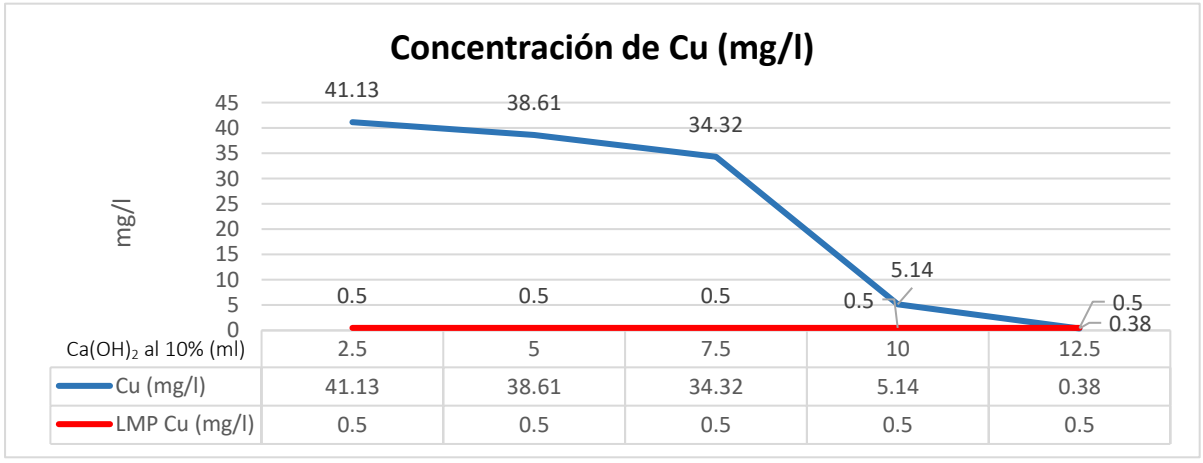


$Ca(OH)_2$ al 10% (ml)	2.5	5	7.5	10	12.5
Cd (mg/l)	1.13	0.83	0.51	0.28	0.09
LMP Cd (mg/l)	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05

En la Figura 47 se observa el proceso de remoción de Cadmio, que se inició con una concentración de 1.95 mg/l, se evidencia una disminución significativa después de la adición progresiva de las dosis del ($Ca(OH)_2$), (2.5, 5, 7.5, 10 y 12.5 ml). El nivel más bajo que alcanzó fue de 0.09 mg/l de Cd, el cual se trabajó con la dosis de 12.5 ml., con lo cual, no se logró alcanzar una optimización que pueda cumplir con el LMP que indica un valor de 0.05 mg/l.

Figura 48

Resultados de la Concentración de Cu Vs hidróxido de calcio ($Ca(OH)_2$) *al 10.0%*

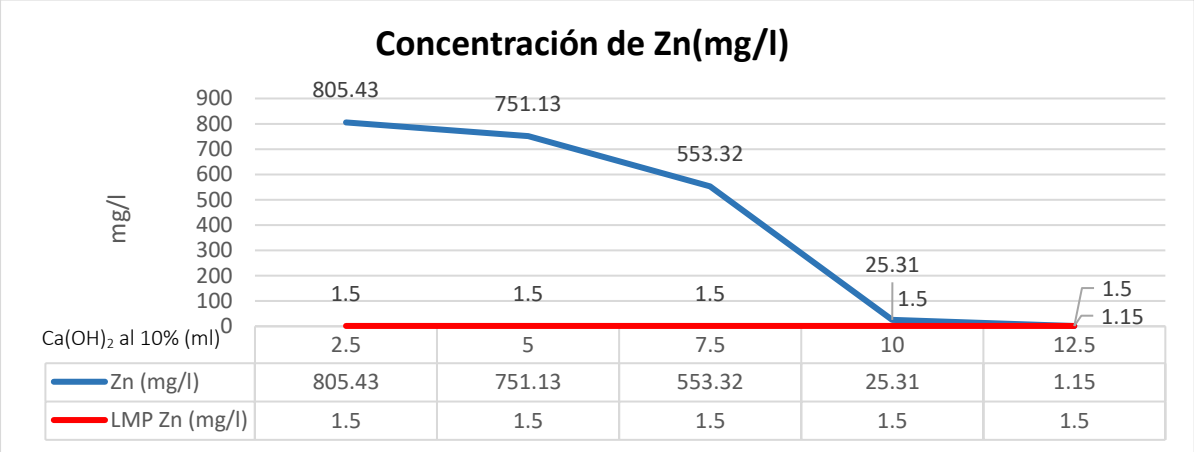


$Ca(OH)_2$ al 10% (ml)	2.5	5	7.5	10	12.5
Cu (mg/l)	41.13	38.61	34.32	5.14	0.38
LMP Cu (mg/l)	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5

En la Figura 48 se observa el proceso de remoción de Cobre, que se inició con una concentración de 56.72 mg/l, se observa una reducción notable tras la aplicación gradual de las distintas dosis del $Ca(OH)_2$ (2.5, 5, 7.5, 10 y 12.5 ml). El valor más bajo que alcanzó fue de 0.38 mg/l de Cu, el cual se trabajó con la dosis de 25 ml., con lo cual, se logró alcanzar una optimización que cumple con el Límite Máximo Permisible que indica un valor de 0.5 mg/l.

Figura 49

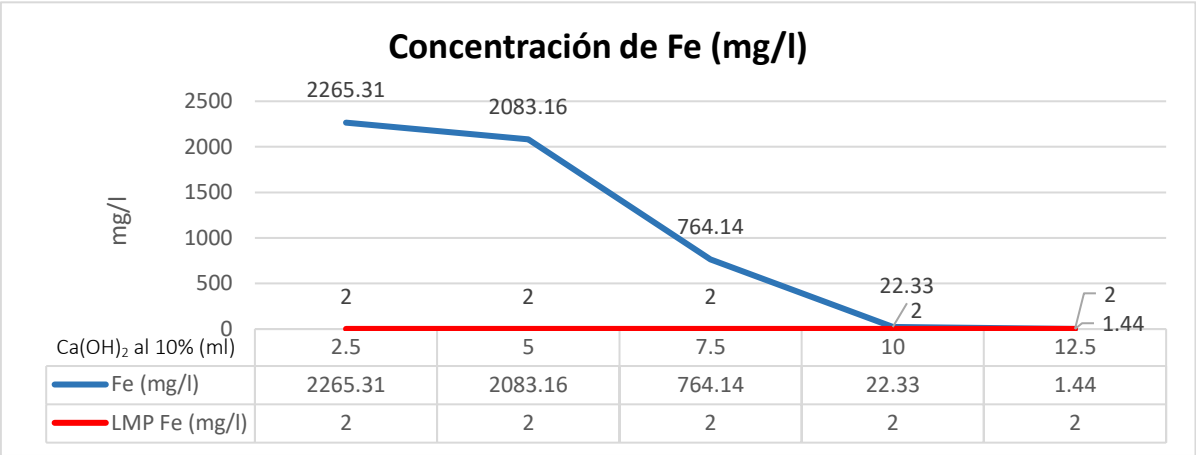
Resultados de la Concentración de Zn Vs hidróxido de calcio ($Ca(OH)_2$) *al 10.0%*



En la Figura 49 se observa el proceso de remoción de Zinc, que se inició con una concentración de 854.36 mg/l, se observa una reducción notable tras la aplicación gradual de las distintas dosis del $Ca(OH)_2$ (2.5, 5, 7.5, 10 y 12.5 ml). El valor más bajo que alcanzó fue de 1.15 mg/l de Zn, el cual se trabajó con la dosis de 12.5 ml., con lo cual, se logró alcanzar una optimización que cumple con el LMP que indica un valor de 1.5 mg/l.

Figura 50

Resultados de la Concentración de Fe Vs Hidróxido de Calcio ($Ca(OH)_2$) *al 10.0%*



$Ca(OH)_2$ al 10% (ml)	2.5	5	7.5	10	12.5
Fe (mg/l)	2265.31	2083.16	764.14	22.33	1.44
LMP Fe (mg/l)	2	2	2	2	2

En la Figura 50 se observa el proceso de remoción de Hierro, que se inició con una concentración de 2367.45 mg/l, se observa una reducción notable tras la aplicación gradual de las distintas dosis del $Ca(OH)_2$ (2.5, 5, 7.5, 10 y 12.5 ml). El valor más bajo que alcanzó fue de 1.44 mg/l de Fe, el cual se trabajó con la dosis de 12.5 ml., con lo cual, se logró alcanzar una optimización que cumple con el LMP que indica un valor de 2 mg/l.

4.3.Eficiencia del tratamiento de Na_2S

En cumplimiento del tercer objetivo planteado, se establecieron las eficiencias finales correspondientes a cada una de las dosis del agente oxidante sulfuro de sodio en los respectivos ensayos. A continuación, se presentan los resultados obtenidos en los cuatro ensayos realizados con dicho tratamiento:

En la Tabla 15 se muestran los resultados iniciales de la caracterización del efluente previo al tratamiento.

Tabla 14

Resultados Iniciales

	Parámetros Inorgánicos				
pH	Pb (mg/l)	Cd (mg/l)	Cu (mg/l)	Zn (mg/l)	Fe (mg/l)
2.33	3.86	1.95	56.72	854.36	2367.45

4.3.1. Eficiencia del tratamiento de Na_2S al 0.75%

En la Tabla 13 se muestra los resultados obtenidos del primer tratamiento de Na_2S al 0.75%, el cual presentó una concentración inicial de Pb, Cd, Cu, Zn y Fe de 3.86, 1.95, 56.72, 854.36, 2367.45 mg/l respectivamente y las siguientes concentraciones finales para cada metal con su respectivo % de eficiencia en cada dosis empleada:

Tabla 15

Resultados de la Eficiencia del primer tratamiento de Na_2S al 0.75%

Na_2S al	**Alícuotas (ml)**					**Eficiencia (%)**				
0.75% (ml)	**5**	**10**	**15**	**20**	**25**	**5**	**10**	**15**	**20**	**25**
pH	**2.26**	**2.23**	**2.27**	**2.31**	**2.32**					
Pb (mg/l)	1.451	1.382	1.273	1.154	1.125	62.41%	64.20%	67.02%	70.10%	70.85%
Cd (mg/l)	0.052	0.046	0.042	0.034	0.028	97.33%	97.64%	97.85%	98.26%	98.56%
Cu (mg/l)	36.361	35.652	34.542	33.873	32.124	35.89%	37.14%	39.10%	40.28%	43.36%
Zn (mg/l)	832.853	826.544	818.442	803.351	793.323	2.52%	3.26%	4.20%	5.97%	7.14%
Fe (mg/l)	2246.644	2121.345	2106.146	2038.277	2026.149	5.10%	10.40%	11.04%	13.90%	14.42%

4.3.2. Eficiencia del tratamiento de Na_2S al 1.0%

En la Tabla 17 se muestra los resultados obtenidos del segundo tratamiento de Na_2S al 1.0%, el cual presentó una concentración inicial de Pb, Cd, Cu, Zn y Fe de 3.86, 1.95, 56.72, 854.36, 2367.45 mg/l respectivamente y las siguientes concentraciones finales para cada metal con su respectivo % de eficiencia en cada dosis empleada.

Tabla 16

Resultados de la Eficiencia del segundo tratamiento de N_2S al 1.0%

Na_2S al 1 % (ml)	Alícuotas (ml)					Eficiencia (%)				
	5	10	15	20	25	5	10	15	20	25
pH	2.24	2.27	2.29	2.32	2.32					
Pb (mg/l)	1.221	1.153	1.124	1.095	1.025	68.37%	70.13%	70.88%	71.63%	73.45%
Cd (mg/l)	0.035	0.034	0.031	0.026	0.022	98.21%	98.26%	98.41%	98.67%	98.87%
Cu (mg/l)	35.162	34.651	34.141	31.673	30.321	38.01%	38.91%	39.81%	44.16%	46.54%
Zn (mg/l)	722.853	673.512	588.422	473.312	355.334	15.39%	21.17%	31.13%	44.60%	58.41%
Fe (mg/l)	1946.214	1918.353	1876.313	1758.673	1679.415	17.79%	18.97%	20.75%	25.71%	29.06%

4.3.3. Eficiencia del tratamiento de Na_2S al 1.25%

En la Tabla 18 se muestra los resultados obtenidos del tercer tratamiento de Na_2S al 1.25%, el cual presentó una concentración inicial de Pb, Cd, Cu, Zn y Fe de 3.86, 1.95, 56.72, 854.36, 2367.45 mg/l respectivamente y las siguientes concentraciones finales para cada metal con su respectivo % de eficiencia en cada dosis empleada.

Tabla 17

Resultados de la Eficiencia del tercer tratamiento de Na_2S al 1.25%

Na_2S al 1.25 % (ml)	Alícuotas (ml)					Eficiencia (%)				
	5	10	15	20	25	5	10	15	20	25
pH	**2.21**	**2.27**	**2.31**	**2.34**	**2.38**					
Pb (mg/l)	0.981	0.912	0.822	0.792	0.683	74.59%	76.37%	78.70%	79.48%	82.31%
Cd (mg/l)	0.028	0.027	0.026	0.024	0.017	98.56%	98.62%	98.67%	98.77%	99.13%
Cu (mg/l)	28.861	14.642	12.243	11.682	10	49.12%	74.19%	78.42%	79.40%	83.21%
Zn (mg/l)	337.271	275.282	215.273	191.242	143.922	60.52%	67.78%	74.80%	77.62%	83.15%
Fe (mg/l)	1747.255	1665.154	1536.383	1468.633	1369.471	26.20%	29.66%	35.10%	37.97%	42.15%

4.3.4. Eficiencia del tratamiento de Na_2S al 1.5%

En la **Tabla 19** se muestra los resultados obtenidos del cuarto tratamiento de Na_2S al 1.5%, el cual presentó una concentración inicial de Pb, Cd, Cu, Zn y Fe de 3.86, 1.95, 56.72, 854.36, 2367.45 mg/l respectivamente y las siguientes concentraciones finales para cada metal con su respectivo % de eficiencia en cada dosis empleada.

Tabla 19

Resultados de la Eficiencia del cuarto tratamiento de Na_2S al 1.5%,

Na2S al 1.5 % (ml)	Alícuotas (ml)					Eficiencia (%)				
	5	10	15	20	25	5	10	15	20	25
pH	**2.22**	**2.28**	**2.32**	**2.34**	**2.41**					
Pb (mg/l)	0.044	0.032	0.024	0.019	0.007	98.86%	99.17%	99.38%	99.51%	99.82%
Cd (mg/l)	0.022	0.021	0.019	0.018	0.015	98.87%	98.92%	99.03%	99.08%	99.23%
Cu (mg/l)	18.811	16.652	15.213	14.623	8.323	66.84%	70.64%	73.18%	74.22%	85.33%
Zn (mg/l)	42.634	34.645	25.787	13.726	8.498	95.01%	95.94%	96.98%	98.39%	99.01%
Fe (mg/l)	1287.261	985.142	879.353	578.673	139.464	45.63%	58.39%	62.86%	75.56%	94.11%

4.4.Resultados de la eficiencia de $Ca(OH)_2$

En relación con el cuarto objetivo establecido, se identificaron las eficiencias finales obtenidas para cada una de las dosis aplicadas de hidróxido de calcio en los respectivos ensayos. A continuación, se presentan los resultados de los cuatro experimentos realizados con el tratamiento de hidróxido de calcio ($Ca(OH)_2$). En la **Tabla 20**, tenemos los resultados iniciales de la Caracterización de efluente previo al tratamiento.

Tabla 20

Resultados Iniciales

	Parámetros Inorgánicos				
pH	Pb (mg/l)	Cd (mg/l)	Cu (mg/l)	Zn (mg/l)	Fe (mg/l)
2.33	3.86	1.95	56.72	854.36	2367.45

4.4.1. Eficiencia del tratamiento de $Ca(OH)_2$ al 2.5%

En la Tabla 21 se muestra los resultados obtenidos del segundo tratamiento de hidróxido de calcio ($Ca(OH)_2$) al 2.5%, el cual presentó una concentración inicial de Pb, Cd, Cu, Zn y Fe de 3.86, 1.95, 56.72, 854.36, 2367.45 mg/l respectivamente y las siguientes concentraciones finales para cada metal con su respectivo % de eficiencia en cada dosis empleada.

Tabla 21

Resultados de la Eficiencia del primer tratamiento de $Ca(OH)_2$ *al 2.5%,*

$Ca(OH)_2$ al 2.5% (ml)	Alícuotas (ml)					Eficiencia (%)				
	2.5	**5**	**7.5**	**10**	**12.5**	**2.5**	**5**	**7.5**	**10**	**12.5**
pH	2.36	2.42	2.56	2.59	2.63					
Pb (mg/l)	3.81	3.78	3.71	3.69	3.61	1.30%	2.07%	3.89%	4.40%	6.48%
Cd (mg/l)	1.93	1.92	1.92	1.91	1.91	1.03%	1.54%	1.54%	2.05%	2.05%
Cu (mg/l)	55.21	54.64	53.87	52.28	50.11	2.66%	3.67%	5.02%	7.83%	11.65%
Zn (mg/l)	852.45	851.43	850.29	848.29	847.17	0.22%	0.34%	0.48%	0.71%	0.84%
Fe (mg/l)	2365.37	2363.36	2361.27	2359.46	2358.26	0.09%	0.17%	0.26%	0.34%	0.39%

4.4.2. Eficiencia del tratamiento de $Ca(OH)_2$ al 5.0%

En la Tabla 22 se muestra los resultados obtenidos del segundo tratamiento de hidróxido de calcio ($Ca(OH)_2$) al 5.0%, el cual presentó una concentración inicial de Pb, Cd, Cu, Zn y Fe de 3.86, 1.95, 56.72, 854.36, 2367.45 mg/l respectivamente y las siguientes concentraciones finales para cada metal con su respectivo % de eficiencia en cada dosis empleada.

Tabla 22

Resultados de la Eficiencia del segundo tratamiento de $Ca(OH)_2$ al 5%,

$Ca(OH)_2$ al 5% (ml)	Alícuotas (ml)					Eficiencia (%)				
	2.5	**5**	**7.5**	**10**	**12.5**	**2.5**	**5**	**7.5**	**10**	**12.5**
pH	3.79	4.42	4.86	5.98	6.32					
Pb (mg/l)	3.11	2.88	2.61	2.49	2.31	19.43%	25.39%	32.38%	35.49%	40.16%
Cd (mg/l)	1.43	1.23	1.11	0.98	0.92	26.67%	36.92%	43.08%	49.74%	52.82%
Cu (mg/l)	50.21	47.63	43.81	38.22	35.14	11.48%	16.03%	22.76%	32.62%	38.05%
Zn (mg/l)	821.43	801.13	785.22	748.22	725.37	3.85%	6.23%	8.09%	12.42%	15.10%
Fe (mg/l)	2335.37	2303.38	2104.23	2059.41	1958.13	1.36%	2.71%	11.12%	13.01%	17.29%

4.4.3. Eficiencia del tratamiento de $Ca(OH)_2$ al 7.5%

En la Tabla 23 se muestra los resultados obtenidos del segundo tratamiento de hidróxido de calcio ($Ca(OH)_2$) al 7.5%, el cual presentó una concentración inicial de Pb, Cd, Cu, Zn y Fe de 3.86, 1.95, 56.72, 854.36, 2367.45 mg/l respectivamente y las siguientes concentraciones finales para cada metal con su respectivo % de eficiencia en cada dosis empleada.

Tabla 23

Resultados de la Eficiencia del tercer tratamiento de $Ca(OH)_2$ al 7.5%

$Ca(OH)_2$ al 7.5% (ml)	**Alícuotas (ml)**					**Eficiencia (%)**				
	2.5	**5**	**7.5**	**10**	**12.5**	**2.5**	**5**	**7.5**	**10**	**12.5**
pH	4.16	4.82	5.05	5.58	5.93					
Pb (mg/l)	3.01	2.36	2.11	1.89	1.81	22.02%	38.86%	45.34%	51.04%	53.11%
Cd (mg/l)	1.34	1.03	0.91	0.88	0.82	31.28%	47.18%	53.33%	54.87%	57.95%
Cu (mg/l)	49.23	45.63	40.82	35.12	31.34	13.21%	19.55%	28.03%	38.08%	44.75%
Zn (mg/l)	815.41	811.14	780.32	728.32	715.31	4.56%	5.06%	8.67%	14.75%	16.28%
Fe (mg/l)	2305.31	2283.36	2064.24	2003.35	1918.14	2.62%	3.55%	12.81%	15.38%	18.98%

4.4.4. Eficiencia del tratamiento de $Ca(OH)_2$ al 10.0%

En la Tabla 24 se muestra los resultados obtenidos del segundo tratamiento de hidróxido de calcio ($Ca(OH)_2$) al 10.0%, el cual presentó una concentración inicial de Pb, Cd, Cu, Zn y Fe de 3.86, 1.95, 56.72, 854.36, 2367.45 mg/l respectivamente y las siguientes concentraciones finales para cada metal con su respectivo % de eficiencia en cada dosis empleada.

Tabla 24

Resultados de la Eficiencia del cuarto tratamiento de $Ca(OH)_2$ al 10%,

Ca(OH)2 al 10% (ml)	Alícuotas (ml)					Eficiencia (%)				
	2.5	5	7.5	10	12.5	2.5	5	7.5	10	12.5
pH	4.76	5.57	6.75	7.78	8.72					
Pb (mg/l)	2.11	0.96	0.74	0.55	0.15	45.34%	75.13%	80.83%	85.75%	96.11%
Cd (mg/l)	1.13	0.83	0.51	0.28	0.09	42.05%	57.44%	73.85%	85.64%	95.38%
Cu (mg/l)	41.13	38.61	34.32	5.14	0.38	27.49%	31.93%	39.49%	90.94%	99.33%
Zn (mg/l)	805.43	751.13	553.32	25.31	1.15	5.73%	12.08%	35.24%	97.04%	99.87%
Fe (mg/l)	2265.31	2083.16	764.14	22.33	1.44	4.31%	12.01%	67.72%	99.06%	99.94%

4.5.Análisis Estadístico

4.5.1 Preparación de la muestra para análisis de significancia y relación

Para analizar los datos obtenidos de la información de aplicación de tratamiento con $Ca(OH)_2$ y Na_2S para disminuir las concentraciones de metales pesados en el Drenaje Acido de Mina se agrupan los resultados de las eficiencias y se obtiene la siguiente tabla:

Tabla 25

Agrupamiento para análisis estadístico de los datos obtenidos

TRATAMIENTO	METAL PESADO	DOSIS	EFICIENCIA %
T1	Pb	D1	3.627
T1	Cd	D1	1.641
T1	Cu	D1	6.167
T1	Zn	D1	0.519
T1	Fe	D1	0.249
T1	Pb	D2	30.570
T1	Cd	D2	41.846
T1	Cu	D2	24.185
T1	Zn	D2	9.140
T1	Fe	D2	9.096
T1	Pb	D3	42.073
T1	Cd	D3	48.923
T1	Cu	D3	28.724
T1	Zn	D3	9.862
T1	Fe	D3	10.668
T1	Pb	D4	76.632
T1	Cd	D4	70.872
T1	Cu	D4	57.835
T1	Zn	D4	49.990
T1	Fe	D4	56.608
T2	Pb	D1	66.917
T2	Cd	D1	97.928
T2	Cu	D1	39.157
T2	Zn	D1	4.618
T2	Fe	D1	10.971
T2	Pb	D2	70.891
T2	Cd	D2	98.482

TRATAMIENTO	METAL PESADO	DOSIS	EFICIENCIA %
T2	Cu	D2	41.485
T2	Zn	D2	34.139
T2	Fe	D2	22.457
T2	Pb	D3	78.290
T2	Cd	D3	98.749
T2	Cu	D3	72.866
T2	Zn	D3	72.775
T2	Fe	D3	34.217
T2	Pb	D4	99.347
T2	Cd	D4	99.026
T2	Cu	D4	74.040
T2	Zn	D4	97.067
T2	Fe	D4	67.307

Nota. Elaborado en MINITAB versión 2019.

4.5.2 Análisis Estadístico Inferencial

Una vez organizados correctamente los datos, se procede a su análisis con el fin de identificar posibles relaciones con las premisas establecidas en la hipótesis de investigación. Para ello, se llevan a cabo los siguientes análisis:

- Prueba de Normalidad

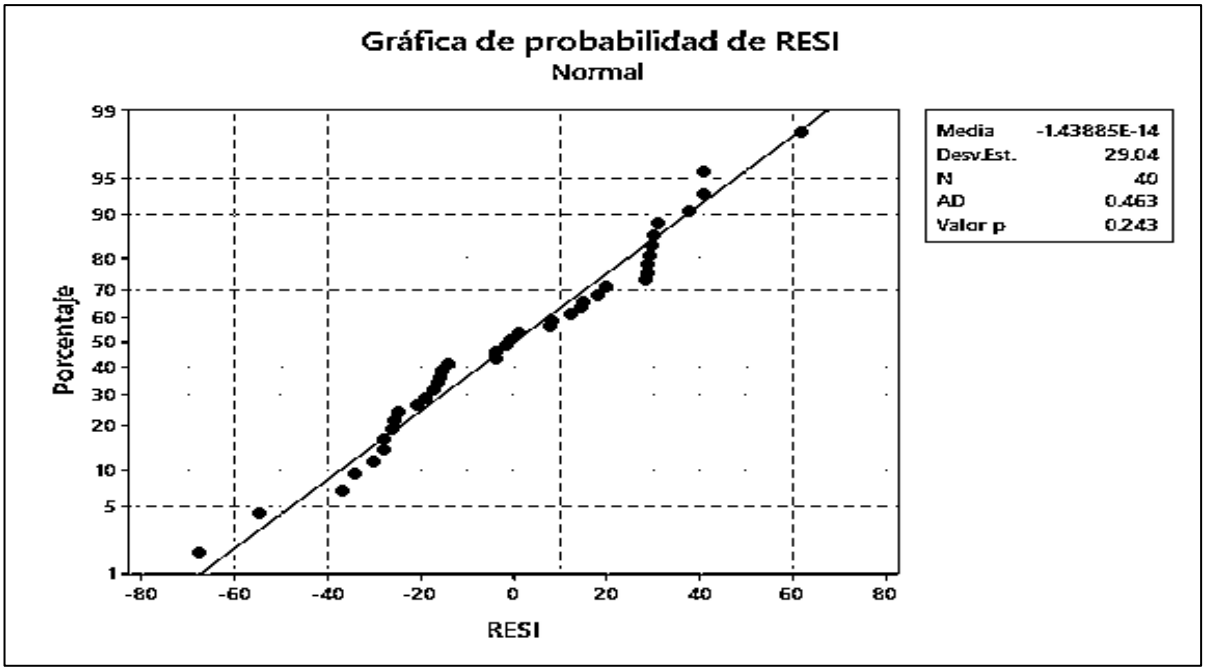
Se realiza la prueba de normalidad en base a la prueba de Anderson Darling (AD) a los datos tabulados obteniendo los siguientes resultados:

Aplicando los siguientes supuestos:

- H0: Los residuos se distribuyen de manera normal
- Ha: Los residuos no se distribuyen de manera normal

Figura 51

Prueba de Normalidad de las eficiencias aplicando el tratamiento en DAM



Nota. Elaborado en MINITAB versión 2019.

Del análisis realizado mediante la prueba de Anderson-Darling sobre la variable evaluada, se obtuvo un estadístico AD = 0.463 y un valor p = 0.243, el cual supera el nivel de significancia considerado en la investigación (0.05). Por tanto, se concluye que los datos de la variable siguen una distribución normal aceptando la hipótesis Ha.

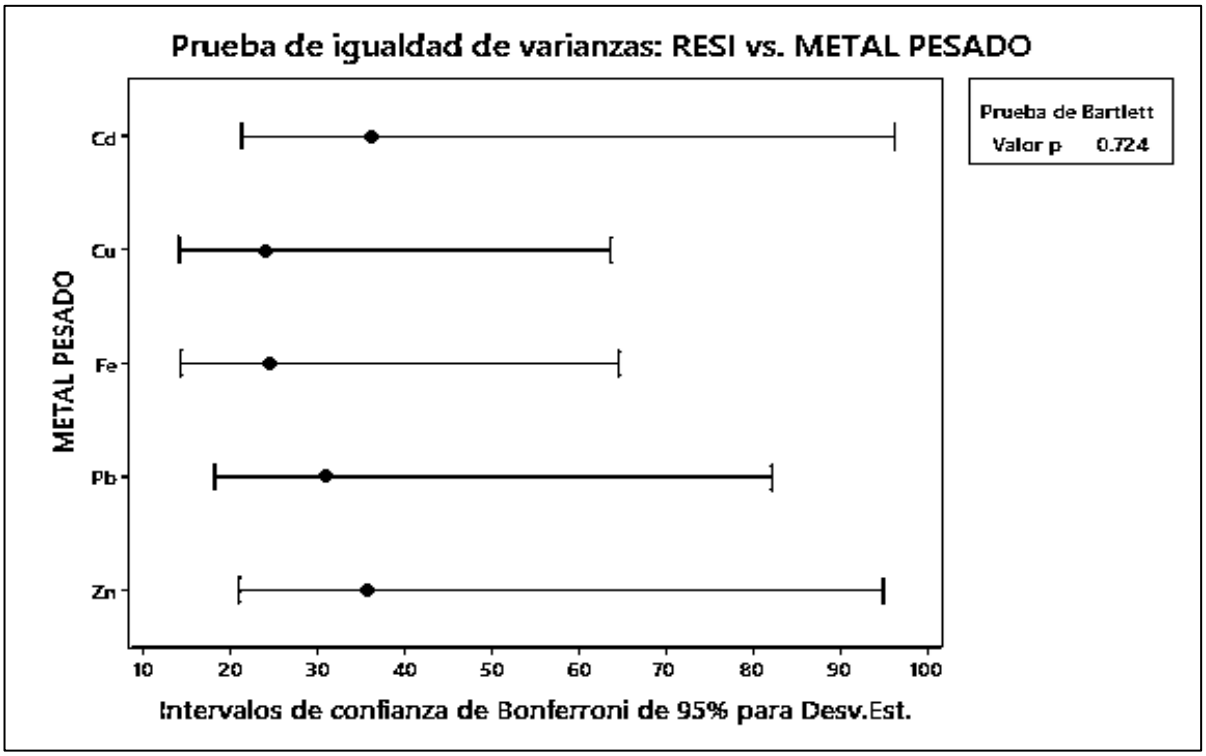
- Prueba de Igualdad de Varianzas

Para ello se aplica los siguientes supuestos:

- H0: Las varianzas son iguales
- Ha: Al menos una varianza es diferente

Figura 52

Prueba de Igualdad de varianzas de los resultados obtenidos de la aplicación de los tratamientos



Nota. Elaborado en MINITAB versión 2019.

Del análisis aplicando la prueba de Bartlett para demostrar la igualdad de varianzas a la variable en cuestión se tiene que presentar un indicador Bartlett = 2.06 y un Valor p = 0.724 el cual es mayor al Valor p de la investigación (0.05) por lo que los datos de la variable presentan una homogeneidad de varianzas en los resultados, aceptando la H0

- Influencia de factor sobre la variable respuesta (verificación de aplicabilidad de los tratamientos)
    - H0: No hay diferencias significativas entre los tratamientos
    - Ha: Existe diferencias significativas entre los tratamientos (por lo menos un tratamiento es diferente a los demás)

Aplicando las pruebas de análisis se tiene:

Método
Codificación de factores (-1; 0; +1)

Información del factor

Factor	Tipo	Niveles	Valores
METAL PESADO	Fijo	5	Cd; Cu; Fe; Pb; Zn

Información del factor

Factor	Tipo	Niveles	Valores
TRATAMIENTO	Fijo	2	T1; T2

Análisis de Varianza

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
TRATAMIENTO	1	12303	12302.7	15.34	0.000
Error	38	30471	801.9		
Total	39	42773			

Coeficientes

Término	Coef	EE del coef.	Valor T	Valor p	FIV
Constante	46.50	4.85	9.59	0.000	
METAL PESADO					
Cd	23.18	9.70	2.39	0.022	1.60
Cu	-3.44	9.70	-0.35	0.725	1.60
Fe	-20.05	9.70	-2.07	0.046	1.60
Pb	12.04	9.70	1.24	0.222	1.60

De los resultados obtenidos se desprende que con una significancia del 5% y con p valor menor a la misma y un F= 15.34 nos da a entender que por lo menos un tratamiento es diferente a los demás y presenta mejor eficiencia de remoción de metales pesados a la hora de tratar el DAM y a su vez se diferencia las eficiencias de tratamiento, teniendo las mejores eficiencias con el Cd y Pb aplicando los tratamientos respectivos.

- Prueba de Comparación de Tukey
  - H0: $\mu i = \mu j$
  - H0: $\mu i \neq \mu j$

Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%

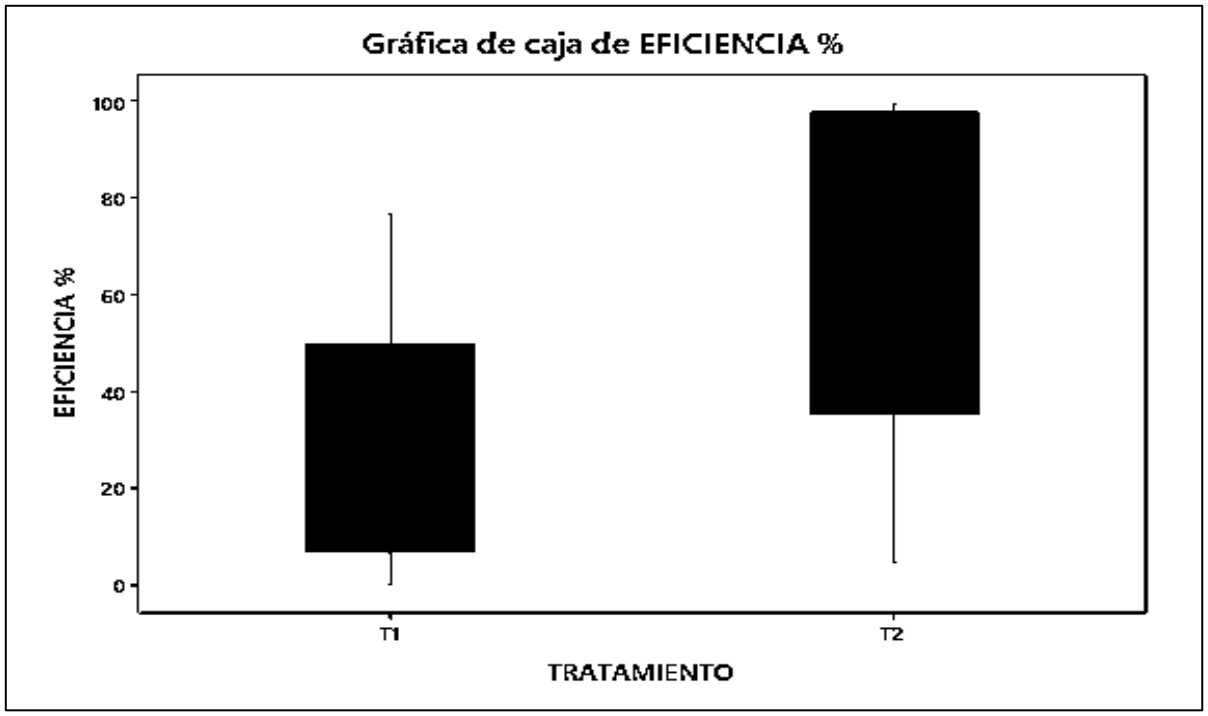
TRATAMIENTO	N	Media	Agrupación
T2	20	64.0366	A
T1	20	28.9614	B

Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.

De lo que se desprende que el tratamiento 2 es el más eficiente con una media de eficiencia de 64.0366% de eficiencia en remoción este tratamiento es con Na_2S para disminuir metales pesados teniendo como mayor eficiencia de remoción en el metal Pb con 99.35% y Cd con 99.03% de eficiencia de remoción.

Figura 53

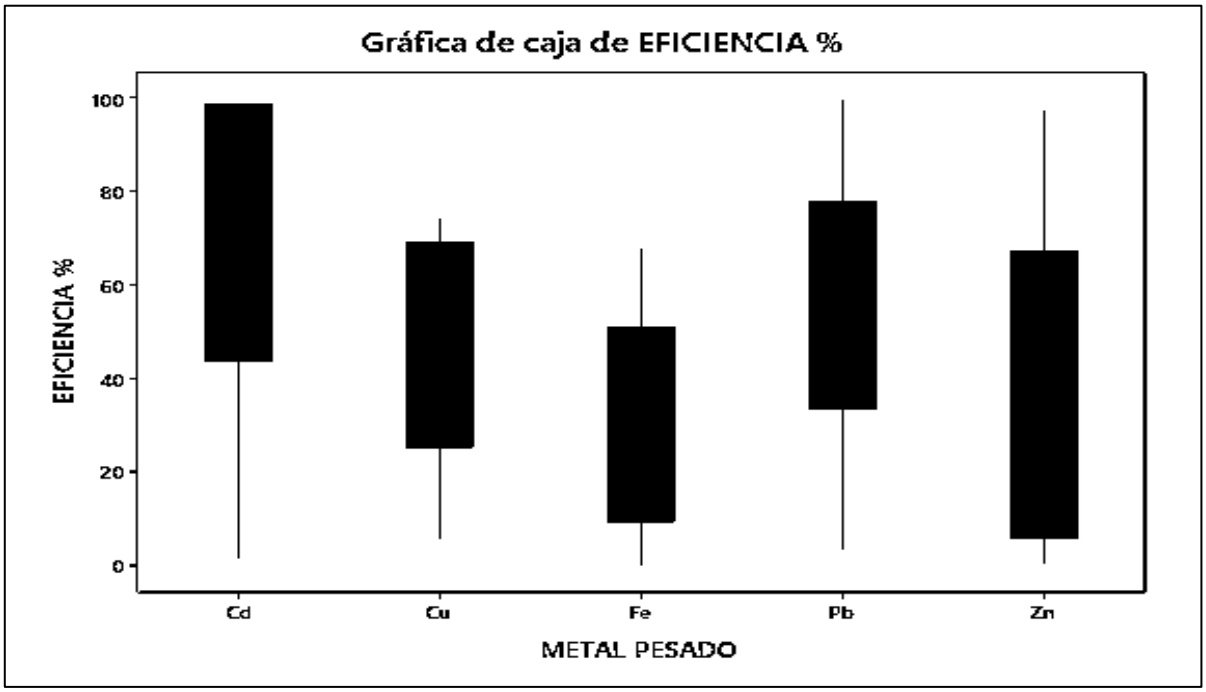
Prueba Tukey de comparación de eficiencias de tratamientos



Se observa que el tratamiento 2 presenta mayor eficiencia de remoción en comparación con el tratamiento 1

Figura 54

Prueba Tukey de comparación de eficiencias por metales pesados



Nota: Elaborado en MINITAB versión 2019.

Se verifica que el cd es el metal más removido por los tratamientos aplicados seguido del Pb lo cual fundamenta que la aplicación en DAM es competente.

V. DISCUSIÓN DE RESULTADOS

La presente investigación evalúa la eficiencia de la precipitación de metales pesados en Drenajes Ácidos de Mina (DAM) utilizando Hidróxido de Calcio ($Ca(OH)_2$) y Sulfuro de Sodio (Na_2S). A continuación, se discuten los resultados obtenidos en comparación con estudios previos relevantes:

Según Berrospi (2019) investigó la eficiencia de remoción de metales pesados en aguas ácidas de la laguna Yanamate, empleando dolomita ($CaMg(CO_3)_2$) como método alternativo de precipitación. Su estudio logró neutralizar y reducir las concentraciones de Cu, Pb, Fe y Zn. Con la aplicación de 25 g de dolomita en 500 ml de aguas ácidas con pH iniciales de 1.91 (P-1) y 1.96 (P-2), Berrospi alcanzó pH finales de 7.19 y 7.35, respectivamente. Las reducciones de metales para P-1 fueron: Pb (0.0006 mg/l), Fe (0.3002 mg/l), Co (0.03452 mg/l) y Zn (8.1359 mg/l); para P-2: Pb (0.0021 mg/l), Fe (0.2449 mg/l), Co (0.02479 mg/l) y Zn (6.7898 mg/l). En contraste, nuestra investigación empleó $Ca(OH)_2$ y Na_2S para tratar DAM de la UM Colquijirca, con un pH inicial de 2.33. Con $Ca(OH)_2$ se logró un pH final de 8.72 con una dosis de 12.5 ml. Las concentraciones iniciales (Pb 3.86 mg/l, Cd 1.95 mg/l, Cu 56.72 mg/l, Zn 854.36 mg/l, Fe 2367.45 mg/l) se redujeron significativamente a: Pb (0.15 mg/l), Cd (0.09 mg/l), Cu (0.38 mg/l), Zn (1.15 mg/l) y Fe (1.44 mg/l). Este tratamiento cumplió con los Límites Máximos Permisibles (LMP) del DS N° 010-2010-MINAM para pH (6-9) y para Pb (0.2 mg/l), Cu (0.5 mg/l), Zn (1.5 mg/l), y Fe (2 mg/l), a excepción del Cd (LMP 0.05 mg/l). Con Na_2S: Se obtuvo un pH final de 2.41 con una dosis de 25 ml. Las concentraciones de metales se redujeron a: Pb (0.007 mg/l), Cd (0.015 mg/l), Cu (8.323 mg/l), Zn (8.498 mg/l) y Fe (139.464 mg/l). Sin embargo, este tratamiento no logró cumplir con los LMP para pH, Cu, Zn y Fe, aunque sí para Pb y Cd.

Según Apaza (2015) investigó las aguas del río Toro Qocha en Juliaca, las cuales presentaban concentraciones de Pb (0.2889 mg/L) y Zn (2.3800 mg/L) que excedían los

Estándares de Calidad Ambiental Categoría 3. Mediante precipitación alcalina con Ca(OH)2 y NaOH, Apaza obtuvo los siguientes resultados con una velocidad de mezcla de 40 rpm durante 20 minutos:

- Con $Ca(OH)_2$: pH de 9.77, con eficiencias de remoción del 99.10% para Pb y 99.50% para Zn.
- Con NaOH: pH de 8.92, con eficiencias de remoción del 98.55% para Pb y 99.06% para Zn.

En nuestra investigación, al emplear $Ca(OH)_2$ y Na_2S para la remoción de Plomo, Cadmio, Cobre, Zinc y Hierro, se alcanzaron eficiencias máximas notables:

- Con Ca(OH)2: 96.11% para Pb, 95.38% para Cd, 99.33% para Cu, 99.87% para Zn y 99.94% para Fe. La dosis más efectiva fue de 12.5 ml.
- Con Na2S: 99.82% para Pb, 99.23% para Cd, 85.33% para Cu, 99.01% para Zn y 94.11% para Fe. La dosis más efectiva fue de 25 ml.

Según Aponte (2020) tuvo como objetivo demostrar la eficiencia de la neutralización-coagulación para el tratamiento del drenaje ácido de la unidad minera COMARSA. Sus pruebas de laboratorio arrojaron porcentajes de remoción de metales de hasta un 99.5%. Concluyó que metales como Fe, As, Pb, Cu y Zn precipitan eficientemente con cal en un rango de pH de 6-9, mientras que el Mn requiere un pH más elevado (9.0 a 9.5). Específicamente, logró remociones del 99.5% de Cu, 99.99% de Fe, 96.67% de Pb, 99.94% de Zn y 97.55% de sulfatos.

En contraste con Aponte (2020), nuestra investigación inició con un pH de 2.33 en el DAM, el cual varió con las diferentes dosis de precipitantes:

- Con Ca(OH)2: Al añadir 12.5 ml de Ca(OH)2 al 10%, el pH final alcanzó 8.72. Las eficiencias de remoción fueron: 99.94% para Fe, 99.87% para Zn, 99.33% para Cu, 95.38% para Cd y 96.11% para Pb.

- Con Na2S: Al añadir 25 ml de Na2S al 1.5%, el pH final fue 2.41. Las remociones obtenidas fueron: 94.11% para Fe, 99.01% para Zn, 85.33% para Cu, 99.23% para Cd y 99.82% para Pb.

VI. CONCLUSIONES

A partir de los resultados obtenidos en la presente investigación, se derivan las siguientes conclusiones:

- ✓ La caracterización inicial del Drenaje Ácido de Mina (DAM) reveló valores de pH (2.33) y concentraciones de metales pesados (Pb: 3.86 mg/l, Cd: 1.95 mg/l, Cu: 56.72 mg/l, Zn: 854.36 mg/l, Fe: 2367.45 mg/l) que superan los Límites Máximos Permisibles establecidos.
- ✓ De acuerdo al primer objetivo planteado, para la precipitación con Hidróxido de Calcio (Ca(OH)2) al 10%, la dosis óptima fue de 12.5 ml. Con esta dosis, las concentraciones finales de los metales se redujeron a: Pb (0.15 mg/l), Cd (0.09 mg/l), Cu (0.38 mg/l), Zn (1.15 mg/l) y Fe (1.44 mg/l). Estas remociones se lograron bajo condiciones operativas de 20 minutos de floculación (a 200 rpm) y 30 minutos de sedimentación.
- ✓ Con relación al segundo objetivo planteado, para el caso de la precipitación con Sulfuro de Sodio (Na2S) al 1.5%, la dosis óptima determinada fue de 25 ml. Las concentraciones finales alcanzadas para los metales fueron: Pb (0.007 mg/l), Cd (0.015 mg/l), Cu (8.323 mg/l), Zn (8.498 mg/l) y Fe (139.464 mg/l). Este proceso también se llevó a cabo con 20 minutos de floculación (a 200 rpm) y 30 minutos de sedimentación.
- ✓ Respecto a la eficiencia de remoción con $Ca(OH)_2$ al 10% (dosis de 12.5 ml), los porcentajes obtenidos fueron: 96.11% para Pb, 95.38% para Cd, 99.33% para Cu, 99.87% para Zn y 99.94% para Fe. El ion Hierro (Fe) mostró el mayor porcentaje de recuperación, mientras que el Cadmio (Cd) presentó el menor.
- ✓ En cuanto a la eficiencia de remoción con Na2S al 1.5% (dosis de 25 ml), los porcentajes fueron: 99.82% para Pb, 99.23% para Cd, 85.33% para Cu, 99.01% para Zn y 94.14% para Fe. En este tratamiento, el ion Plomo (Pb) alcanzó el mayor porcentaje de recuperación, y el Cobre (Cu) mostró el menor.

VII. RECOMENDACIONES

A partir de los hallazgos de la presente investigación, se formulan las siguientes recomendaciones:

- ✓ Para optimizar las dosis y lograr mayores eficiencias en la remoción de elevadas concentraciones de Plomo, Cadmio, Cobre, Zinc y Hierro, se sugiere realizar ensayos experimentales con oxidantes de concentraciones superiores a las empleadas en este estudio.
- ✓ Se recomienda aplicar la técnica desarrollada en esta investigación para el tratamiento de efluentes industriales que contengan rangos específicos de metales pesados: Plomo entre 2 y 4 mg/l, Cadmio entre 1 y 3 mg/l, Cobre entre 40 y 60 mg/l, Hierro entre 2000 y 2400 mg/l, y Zinc entre 700 y 900 mg/l.
- ✓ Para futuras investigaciones, se aconseja modificar variables clave de análisis como el tiempo, la temperatura, el pH, la concentración del efluente y el volumen de tratamiento, con el fin de explorar posibles variaciones en las dosis óptimas para la remoción de Pb, Cd, Cu, Zn y Fe.
- ✓ Se recomienda desarrollar investigaciones enfocadas en compuestos de naturaleza orgánica y tratamientos pasivos, buscando alternativas que minimicen la presencia de sustancias residuales con alta toxicidad en el medio ambiente.

VIII. REFERENCIAS

Agboola, O. (2019). The role of membrane technology in acid mine water treatment: a review. *Korean Journal of Chemical Engineering*, *36*(9), 1389-1400.

Akinwekomi, V., Maree, J. P., & Wolkersdorfer, C. (2017). Using calcium carbonate/hydroxide and barium carbonate to remove sulphate from mine water. *Mine Water and the Environment*, *36*(2), 264-272.

Ali, A., Shaker, K., Nawab, Y., Jabbar, M., Hussain, T., Militky, J., & Baheti, V. (2018). Hydrophobic treatment of natural fibers and their composites—A review. *Journal of Industrial Textiles*, *47*(8), 2153-2183.

Ali, S. H., Giurco, D., Arndt, N., Nickless, E., Brown, G., Demetriades, A., ... & Yakovleva, N. (2017). Mineral supply for sustainable development requires resource governance. *Nature*, *543*(7645), 367-372.

Barriga, M., & Aranda, D. (2018). Bioaccumulation of lead, cadmium, and mercury in Argopecten purpuratus (Lamarck, 1819) and Aulacomya ater (Molina, 1782), commercial species from Peru, and risk assessment. *Ecología Aplicada*, *17*(1), 53-60.

Boleji, L. A., Custodio-Villanueva, M., Zapata, F. C. C., Campó, W. J. C., & Fernández, R. P. P. (2021). Bioconcentration and bioaccumulation of toxic metals in Scirpus californicus from natural wetlands in the Central Andes of Peru. *Revista Ambiente & Água*, *16*.

Bonsignore, M., Manta, D. S., Mirto, S., Quinci, E. M., Ape, F., Montalto, V., ... & Sprovieri, M. (2018). Bioaccumulation of heavy metals in fish, crustaceans, molluscs, and echinoderms from the Tuscany coast. *Ecotoxicology and environmental safety*, *162*, 554-562.

Briffa, J., Sinagra, E., & Blundell, R. (2020). Heavy metal pollution in the environment and their toxicological effects on humans. *Heliyon*, *6*(9), e04691.

Bruneel, O., Mghazli, N., Hakkou, R., Dahmani, I., Maltouf, A. F., & Sbabou, L. (2017). *In-depth characterization of bacterial and archaeal communities present in the abandoned Kettara pyrrhotite mine tailings (Morocco). Extremophiles*, *21*(4), 671-685.

Camisaca, S. (3 de enero de 2022). Perú. Los metales que aniquilan a una generación. *Vatican News*. https://www.vaticannews.va/es/mundo/news/2022-01/peru-minas-metales-cerro-pasco-aniquilan-generacion-ninos-enferm.html

Chorghe, D., Sari, M. A., & Chellam, S. (2017). Boron removal from hydraulic fracturing wastewater by aluminum and iron coagulation: mechanisms and limitations. *Water research*, *126*, 481-487.

Collins, J., & Bolton, J. R. (2016). *Advanced oxidation handbook* (pp. 1-9). Denver: American Water Works Association.

Constitución Política del Perú [Const.]. . Título III, Capítulo II. De la propiedad. 29 de diciembre de 1993.

Cox, R. I. (2018). *Hydrogen: Its Technology and Implication: Production Technology-Volume I* (Vol. 1). CRC press.

Decreto Legislativo N.º 635. Código Penal. Título XIII: Delitos Ambientales. (8 de abril de 1991). https://spij.minjus.gob.pe/spij-ext-web/#/detallenorma/H682692

Decreto Supremo N.º 001-2010-AG. Aprueban Reglamento de la Ley Nº 29338, Ley de Recursos Hídricos. Diario Oficial El Peruano, 24 de marzo de 2010.

Decreto Legislativo N.º 1083. Decreto Legislativo que promueve la eficiencia en la gestión de los recursos hídricos. Diario Oficial El Peruano, 28 de junio de 2008.

Decreto Supremo N.º 004-2017-MINAM. Aprueban Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para Agua y establecen Disposiciones Complementarias. (7 de junio de 2017). https://sinia.minam.gob.pe/sites/default/files/sinia/archivos/public/docs/ds-004-2017-minam.pdf

Decreto Supremo N.º 010-2010-MINAM. Aprueban Límites Máximos Permisibles para los efluentes de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Domésticas o Municipales. (17 de marzo de 2010). https://sinia.minam.gob.pe/sites/default/files/sinia/archivos/public/docs/ds003-2010-minam.pdf

Dinçer, İ., & Zamfirescu, C. (2016). *Sustainable hydrogen production*. Elsevier.

Falagán, C., Grail, B. M., & Johnson, D. B. (2017). New approaches for extracting and recovering metals from mine tailings. *Minerals Engineering*, *106*, 71-78.

Franco, L. F. L., Muñoz, P. T. L., & Garcia, F. G. M. (2016). Los riesgos de los metales pesados en la salud humana y animal. *Biotecnología en el sector Agropecuario y Agroindustrial*, *14*(2), 145-153.

General Engineering and Science. (2016). *Standard Handbook of Petroleum and Natural Gas Engineering, 2–1–2–177.*

Grupo PCC. (14 de marzo de 2023). *¿Cuáles son las propiedades y aplicaciones de la cal apagada?*. https://www.products.pcc.eu/es/blog/cuales-son-las-propiedades-y-aplicaciones-de-la-cal-apagada/

Guzzi, G., Ronchi, A., & Pigatto, P. (2021). Toxic effects of mercury in humans and mammals. *Chemosphere*, *263*, 127990.

Hakkou, R., Benzaazoua, M., & Bussière, B. (2016). Valorization of phosphate waste rocks and sludge from the Moroccan phosphate mines: challenges and perspectives. *Procedia Engineering*, *138*, 110-118.

Haris, M., Shakeel, A., Hussain, T., Ahmad, G., Ansari, M., & Khan, A. A. (2021). New trends in removing heavy metals from industrial wastewater through microbes. Removal of Emerging Contaminants Through Microbial Processes, 183-205.

Helepciuc, C. M., Barbuta, M., Ciocan, V., Serbanoiu, A. A., & Gradinaru, A. C. (2017). Health and environmental effects of heavy metals resulted from fly ash and cement obtaining and trials to reduce their pollutant concentration by a process of combining-exclusion. *International Multidisciplinary Scientific GeoConference: SGEM*, *17*, 441-447.

Hikmat, K., Mustafa, F., Omer, K., Hama, S., Fayaq, R. & Othman, K. (2023). Heavy metal pollution in the aquatic environment: efficient and low-cost removal approaches to eliminate their toxicity: a review. *RSC Advances, 13*, 17595-17610. https://pubs.rsc.org/en/content/articlelanding/2023/ra/d3ra00723e#:~:text=Heavy%20metal%20pollution%20in%20the%20aquatic%20environment%20is%20on%20the,%2C%20weathering%2C%20and%20rock%20abrasion.

Huang, Y., He, C., Shen, C., Guo, J., Mubeen, S., Yuan, J., & Yang, Z. (2017). Toxicity of cadmium and its health risks from leafy vegetable consumption. *Food & function*, *8*(4), 1373-1401.

Hudson-Edwards, K. (2016). Tackling mine wastes. *Science*, *352*(6283), 288-290.

Hudson-Edwards, K. A., & Dold, B. (2015). Mine waste characterization, management and remediation.

Hussaini, S., Tita, A. M., Kursunoglu, S., Top, S., Ichlas, Z. T., Kar, U., & Kaya, M. (2021). Pb-Zn recovery from a malic leach solution of a carbonate type ore flotation tailing by precipitation and solvent extraction. *Separation and Purification Technology*, *272*, 118963.

Jaishankar, M., Tseten, T., Anbalagan, N., Mathew, B. B., & Beeregowda, K. N. (2014). Toxicity, mechanism and health effects of some heavy metals. *Interdisciplinary toxicology*, *7*(2), 60.

Jian, D., Guo, X., Li, X., Deng, Z., Wei, C., Li, M., & Fan, G. (2020). Extraction of indium with N, N-di (1-methylheptyl) acetamide, di (l-methylheptyl) methyl phosphate, and tributylphosphate by solvent extraction in hydrochloric acid solution. *Minerals Engineering*, *156*, 106510.

Jiménez-Rodríguez, AM, Durán-Barrantes, MM, Borja, R., Sánchez, E., Colmenarejo, MF y Raposo, F. (2009). Eliminación de metales pesados del agua ácida de drenaje de minas mediante sulfuro de hidrógeno biogénico y efluentes del tratamiento anaeróbico: efecto del pH. *Revista de materiales peligrosos* , *165* (1-3), 759-765.

Kefeni, K. K., Msagati, T. A., & Mamba, B. B. (2017). Acid mine drainage: Prevention, treatment options, and resource recovery: A review. *Journal of Cleaner Production*, *151*, 475-493.

Kumar, Manoj; Pakshirajan, Kannan. Continuous removal and recovery of metals from wastewater using inverse fluidized bed sulfidogenic bioreactor. *Journal of Cleaner Production*, 2021, vol. 284, p. 124769.

Ihedioha, J. N., Ukoha, P. O., & Ekere, N. R. (2017). Ecological and human health risk assessment of heavy metal contamination in soil of a municipal solid waste dump in Uyo, Nigeria. *Environmental geochemistry and health*, *39*(3), 497-515.

Lara, M. (2016). *Empleo del sulfuro de sodio e hidróxido de sodio para la disminución de la concentración de antimonio de un mineral refractario de oro y plata como pretratamiento del proceso de lixiviación* [Tesis de licenciatura, Universidad Nacional del Centro del Perú]. Repositorio de la Universidad Nacional del Centro del Perú [UNCP]. http://hdl.handle.net/20.500.12894/3754

Ley N°. 26842 (1997). Ley General de Salud. *Diario Oficial El Peruano*, 20 de julio de 1997.

Ley N°. 28611 (2005). Ley General del Ambiente. Artículo 1. *Diario Oficial El Peruano*, 15 de octubre de 2005.

Ley N°. 29338 (2009). Ley de Recursos Hídricos. *Diario Oficial El Peruano*, 31 de marzo de 2009.

Macías, F., Pérez-López, R., Caraballo, M. A., Cánovas, C. R., & Nieto, J. M. (2017). Management strategies and valorization for waste sludge from active treatment of extremely metal-polluted acid mine drainage: a contribution for sustainable mining. *Journal of Cleaner Production*, *141*, 1057-1066.

Macías, F., Caraballo, M. A., Nieto, J. M., Rötting, T. S., & Ayora, C. (2012). Natural pretreatment and passive remediation of highly polluted acid mine drainage. *Journal of environmental management*, *104*, 93-100.

Naeem, M., Mujahid, M., Umer, A., Ahmad, S., Ahmad, G., Ali, J., ... & Khalid, I. (2019). New trends in removing toxic metals from drinking and wastewater by biomass materials and advanced membrane technologies. *J. Bio. Env. Sci*, *15*(3), 10-17.

Naoum, C., Fatta, D., Haralambous, KJ y Loizidou, M. (2001). Eliminación de metales pesados de lodos de depuradora mediante tratamiento ácido. *Revista de Ciencias Ambientales y Salud, Parte A* , *36* (5), 873-881.

Navarro, R., Saucedo, I., Núñez, A., Ávila, M., & Guibal, E. (2008). Cadmium extraction from hydrochloric acid solutions using Amberlite XAD-7 impregnated with Cyanex 921 (tri-octyl phosphine oxide). *Reactive and Functional Polymers*, *68*(2), 557-571.

Nikolaidis, P., & Poullikkas, A. (2017). A comparative overview of hydrogen production processes. *Renewable and sustainable energy reviews*, *67*, 597-611.

Nkosi, V. (2018). How Mine Dumps in South Africa Affect the Health of Communities Living Nearby. *The Conversation*, *2*.

Nordberg, G. F., Fowler, B. A., & Nordberg, M. (Eds.). (2014). *Handbook on the Toxicology of Metals*. Academic press.

Olafisoye, O. B., Fatoki, O. S., Oguntibeju, O. O., & Osibote, O. A. (2020). Accumulation and risk assessment of metals in palm oil cultivated on contaminated oil palm plantation soils. *Toxicology reports*, *7*, 324-334.

Oteef, M. D., Fawy, K. F., Abd-Rabboh, H. S., & Idris, A. M. (2015). Levels of zinc, copper, cadmium, and lead in fruits and vegetables grown and consumed in Aseer Region, Saudi Arabia. *Environmental monitoring and assessment*, *187*(11), 1-11.

Oyewo, O. A., Agboola, O., Onyango, M. S., Popoola, P., & Bobape, M. F. (2018). Current methods for the remediation of acid mine drainage including continuous removal of metals from wastewater and mine dump. In *Bio-geotechnologies for mine site rehabilitation* (pp. 103-114). Elsevier.

Park, I., Tabelin, C. B., Jeon, S., Li, X., Seno, K., Ito, M., & Hiroyoshi, N. (2019). A review of recent strategies for acid mine drainage prevention and mine tailings recycling. *Chemosphere*, *219*, 588-606.

Rakotonimaro, T. V., Neculita, C. M., Bussière, B., Benzaazoua, M., & Zagury, G. J. (2017). Recovery and reuse of sludge from active and passive treatment of mine drainage-impacted waters: a review. *Environmental Science and Pollution Research*, *24*(1), 73-91.

Ribbens, W. B. (2017). *Sensors and Actuators. Understanding Automotive Electronics, 183–270.*

Rubio, D. I. C., Calderón, R. A. M., Gualtero, A. P., Acosta, D. R., & Sandoval, J. (2015). Tratamientos para la remoción de metales pesados comúnmente presentes en aguas residuales industriales. *Una revisión. Ingeniería y región*, (13), 73-90.

Silwamba, M., Ito, M., Tabelin, C. B., Park, I., Jeon, S., Takada, M., ... & Hiroyoshi, N. (2021). Simultaneous extraction and recovery of lead using citrate and micro-scale zero-valent

iron for decontamination of polluted shooting range soils. *Environmental Advances*, *5*, 100115.

Simate, G. S., & Ndlovu, S. (2014). Acid mine drainage: Challenges and opportunities. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, *2*(3), 1785-1803.

Squadrone, S., Brizio, P., Stella, C., Mantia, M., Favaro, L., Biancani, B., ... & Abete, M. C. (2020). Differential bioaccumulation of trace elements and rare earth elements in the muscle, kidneys, and liver of the invasive Indo-Pacific Lionfish (Pterois spp.) from Cuba. *Biological trace element research*, *196*(1), 262-271.

Stefan, M. I. (Ed.). (2017). *Advanced oxidation processes for water treatment: fundamentals and applications*. IWA publishing.

Swanson, J. S., Bader, M., & Cherkouk, A. (2021). Potential microbial influence on the performance of subsurface, salt-based nuclear waste repositories. In *The Microbiology of Nuclear Waste Disposal* (pp. 97-117). Elsevier.

Trilokesh, C., & Uppuluri, K. B. (2021). Biobutanol from lignocellulosic biomass and microalgae: scope, technology, and economics. In *Sustainable Biofuels* (pp. 163-223). Academic Press.

Wu, W., Jiang, S., Zhao, Q., Zhang, K., Wei, X., Zhou, T., ... & Lu, Q. (2018). Associations of environmental exposure to metals with the risk of hypertension in China. *Science of the Total Environment*, *622*, 184-191.

Yang, C., & Sun, B. (2021). *Modeling, Optimization, and Control of Zinc Hydrometallurgical Purification Process*. Academic Press.

Zakusilova, V., Zante, G., Tereshatov, E. E., Folden Iii, C. M., & Boltoeva, M. (2022). Extraction and separation of iridium (IV) and rhodium (III) from hydrochloric acid media by a quaternary ammonium-based hydrophobic eutectic solvent. *Separation and Purification Technology*, *278*, 118814.

Zhang, X. W., Yang, L. S., LI, Y. H., LI, H. R., Wang, W. Y., & GE, Q. S. (2011). Estimation of lead and zinc emissions from mineral exploitation based on characteristics of lead/zinc deposits in China. *Transactions of Nonferrous Metals Society of China*, *21*(11), 2513-2519.

Zhao, M., Xu, Y., Zhang, C., Rong, H., & Zeng, G. (2016). New trends in removing heavy metals from wastewater. *Applied microbiology and biotechnology*, *100*(15), 6509-6518.

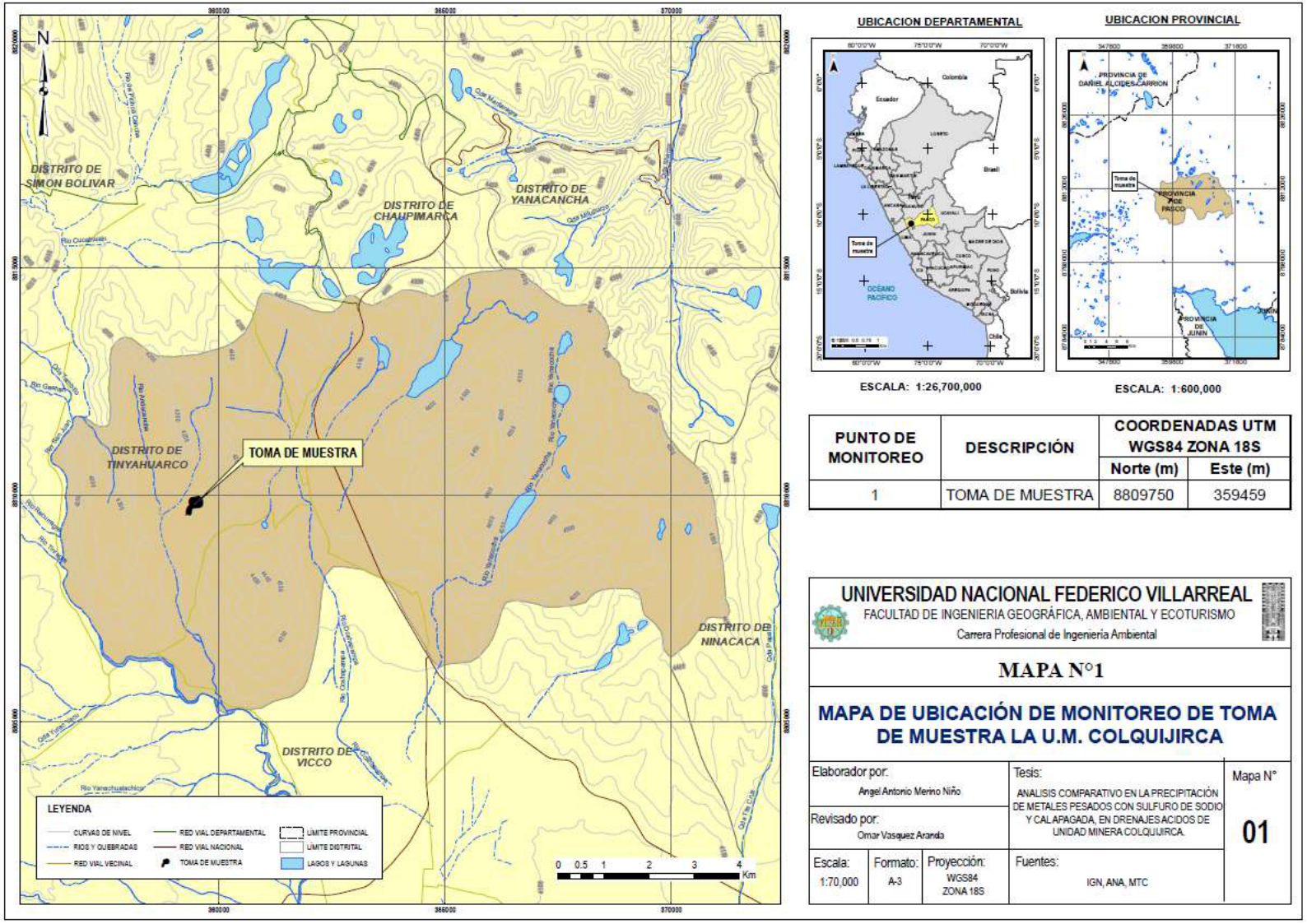
Zhou, J., Liang, J., Hu, Y., Zhang, W., Liu, H., You, L. & Zhou, J. (2018). Exposure risk of local residents to copper near the largest flash copper smelter in China. *Science of the Total Environment*, *630*, 453-461.

IX. ANEXO

Anexo A: MATRIZ DE CONSISTENCIA

Problema	Objetivos	Hipótesis	Variables	Definición Conceptual	Definición Operacional	Dimensiones	Indicadores	Escala
Problema general ¿Cómo será el análisis comparativo entre el uso de sulfuros y cal apagada para la precipitación de metales pesados en drenajes ácidos de Unidad Minera Colquijirca, 2022? **Problemas Específicos** 1. ¿Cuál será la dosis óptima del sulfuro de sodio en la precipitación de metales pesados en drenajes ácidos de Unidad Minera Colquijirca, 2022? 2. ¿Cuál será la dosis óptima de la cal apagada en la precipitación de metales pesados en drenajes ácidos de Unidad Minera Colquijirca, 2022? 3. ¿Cuál será la eficiencia del sulfuro de sodio en la precipitación de metales pesados en drenajes ácidos de Unidad Minera Colquijirca, 2022? 4. ¿Cuál será la eficiencia de la cal apagada en la precipitación de metales pesados en drenajes ácidos de Unidad Minera Colquijirca, 2022?	**Objetivo general** Realizar un análisis comparativo entre el uso de sulfuros y cal apagada para la precipitación de metales pesados en drenajes ácidos de Unidad Minera Colquijirca, 2022. **Objetivos Específicos** 1. Determinar la dosis óptima del sulfuro de sodio en la precipitación de metales pesados en drenajes ácidos de Unidad Minera Colquijirca. 2. Determinar la dosis óptima de la cal apagada en la precipitación de metales pesados en drenajes ácidos de Unidad Minera Colquijirca. 3. Determinar la eficiencia del sulfuro de sodio en la precipitación de metales pesados en drenajes ácidos de Unidad Minera Colquijirca. 4. Determinar la eficiencia de la cal apagada en la precipitación de metales pesados en drenajes ácidos de Unidad Minera Colquijirca.	**Hipótesis general** El análisis comparativo entre el uso de Sulfuro de Sodio y Cal Apagada permitirá conocer la capacidad de ambos compuestos en la precipitación de Metales Pesados en Drenajes Ácidos de Unidad Minera Colquijirca, 2022. **Hipótesis Específicos** 1. La dosis óptima del Sulfuro de Sodio se encuentra entre 20 y 30 mg/l para alcanzar la precipitación de metales pesados en Drenajes Ácidos de Unidad Minera Colquijirca. 2. La dosis óptima de la Cal Apagada se encuentra entre 5 y 10% para alcanzar la precipitación de metales pesados en Drenajes Ácidos de Unidad Minera Colquijirca. 3. La eficiencia del Sulfuro de Sodio se encuentra entre el 85 y 90% para alcanzar la precipitación de metales pesados en Drenajes Ácidos de Unidad Minera Colquijirca. 4. La eficiencia de la Cal Apagada se encuentra entre el 75 y 80% en la precipitación de metales pesados en Drenajes Ácidos de Unidad Minera Colquijirca	**Variable Independiente:**	La precipitación química consiste utilizar agentes coagulantes y floculantes tales como cal, alúmina, cloruros, sulfuros, etc., que permitan eliminar principalmente metales pesados y sólidos en suspensión. (Arbeláez y García, 2010).	La precipitación química permitirá desarrollar un proceso de tratamiento de para remover loa agentes contaminantes presentes en los efluentes, en el cual se emplean unas sustancias para lograr un eficiente tratamiento, esto está en función a la dosificación, tiempo, velocidad de reacción. (Arbeláez y García, 2010)	PARÁMETROS DE CONTROL PARA EL SULFURO DE SODIO	Dosis	ml
							Tiempo	minutos
							Velocidad	RPM
			Uso de Sulfuro de Sodio y Cal Apagada			PARÁMETROS DE CONTROL PARA LA CAL APAGADA	Dosis	ml
							Tiempo	miinutos
							Velocidad	RPM
			Variable Dependiente:	Los procesos de tratamientos de drenajes ácidos están basados en la eliminación y el aislamiento de metales y aniones metálicos de las aguas. Algunos de ellos incluyen las técnicas de precipitación que son muy efectivas para conseguir la calidad deseada de los efluentes. (Berrospi, 2019),	Los metales pesados más relevantes se encuentran: Pb, As, Cd, Cr y Hg los que son considerados altamente tóxicos y esta toxicidad depende de diversos factores: Dosis, tiempo de exposición, concentración, etc. (Román y Martínez, 2017).	PARAMETROS FISICOQUIMICOS	Pb, Cd, Zn, Cu y Fe	mg/l
			Precipitación de Metales Pesados				Conductividad Eléctrica	(uS/cm)
						RENDIMIENTO	pH	Unidad de pH

Anexo B: MAPA DE UBICACIÓN



PUNTO DE MONITOREO	DESCRIPCIÓN	COORDENADAS UTM WGS84 ZONA 18S	
		Norte (m)	Este (m)
1	TOMA DE MUESTRA	8809750	359459

UNIVERSIDAD NACIONAL FEDERICO VILLARREAL
FACULTAD DE INGENIERIA GEOGRÁFICA, AMBIENTAL Y ECOTURISMO
Carrera Profesional de Ingeniería Ambiental

MAPA N°1

MAPA DE UBICACIÓN DE MONITOREO DE TOMA DE MUESTRA LA U.M. COLQUIJIRCA

Elaborador por: Angel Antonio Merino Niño			Tesis: ANALISIS COMPARATIVO EN LA PRECIPITACIÓN DE METALES PESADOS CON SULFURO DE SODIO Y CAL APAGADA, EN DRENAJES ACIDOS DE UNIDAD MINERA COLQUIJIRCA.	Mapa N° 01
Revisado por: Omar Vasquez Aranda				
Escala: 1:70,000	Formato: A-3	Proyección: WGS84 ZONA 18S	Fuentes: IGN, ANA, MTC	

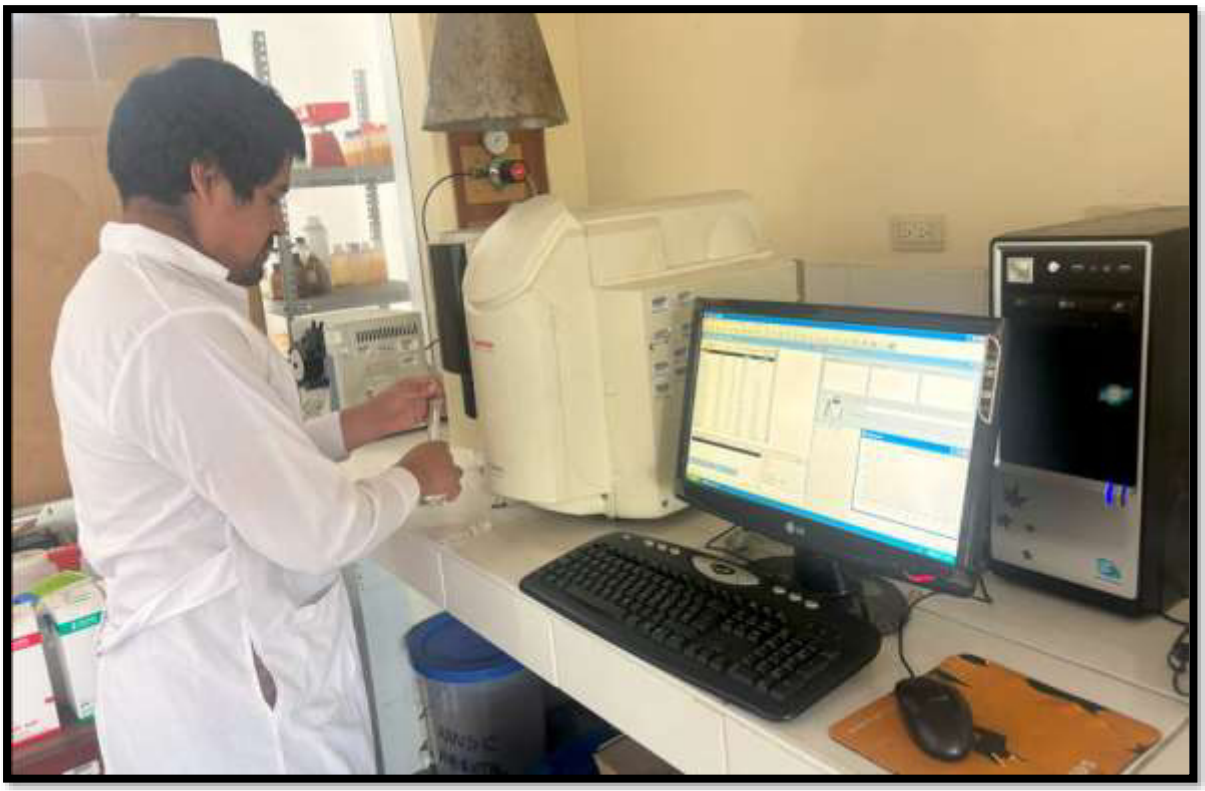
Anexo C: Registro Fotográfico

Caracterización inicial de la muestra de drenaje ácido de mina

Preparación de soluciones de Hidróxido de Calcio (Ca(OH)2) y Sulfuro de Sodio (Na2S)

Ensayo de coagulación-floculación en laboratorio mediante floculador programable

Análisis instrumental de muestras en espectrofotómetro con registro digital de resultados de concentraciones de Plomo, Cadmio, Cobre, Zinc y Hierro



Anexo D: FICHA TÉCNICA PARA LA RECOPILACIÓN DE LOS RESULTADOS DE CAMPO

Universidad Nacional Federico Villarreal	**ANALISIS COMPARATIVO EN LA PRECIPITACIÓN DE METALES PESADOS CON SULFURO DE SODIO Y CAL APAGADA EN DRENAJES ACIDOS DE LA UNIDAD MINERA COLQUIJIRCA, 2022**	FICAE
	FORMATO FICHA DE RECOLECCIÓN DE DATOS DE CAMPO	**VERSIÓN: 01** **PÁGINAS: 1 DE 1**

ESTACION	**EQUIPO**			
	Multiparámetro	**Potenciómetro**	**Conductímetro**	**Turbidímetro**

ANALISIS	**PARAMETROS FISICOQUIMICOS**							
MONITOREOS	**pH**	**Temperatura**	**Conductividad**	**Plomo**	**Cobre**	**Cadmio**	**Zinc**	**Hierro**
	0 -14	**°C**	**uS/cm**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**	**mg/L**
Monitoreo 1								

Anexo E: FICHA DE EQUIPOS E INSTRUMENTOS A UTILIZAR

Universidad Nacional Federico Villarreal	**"ANALISIS COMPARATIVO EN LA PRECIPITACIÓN DE METALES PESADOS CON SULFURO DE SODIO Y CAL APAGADA EN DRENAJES ACIDOS DE LA UNIDAD MINERA COLQUIJIRCA, 2022".**	FICAE
	FORMATO FICHA DE RECOLECCIÓN DE DATOS DE LABORATORIO	**VERSIÓN: 01** **PÁGINAS: 1 DE 1**

FECHA DE ANALISIS	METODO: JAR TEST			
	N° DE JARRAS	N° DE PRUEBAS	N° DE REPETICIONES	MUESTRAS TOTALES

	PRUEBA DE JARRAS (BIOADSORBENTE E HIDROXIDO DE CALCIO)						
	Concentración de Metales	Dosis de Oxidante/Neutralizante	Velocidad	Tiempo	Volumen	Modo Lento/Rápido	Tiempo de sedimentación
	mg/L	ml	RMP	Minutos	Litros	RPM	Minutos/Horas
Jarra 1							
Jarra 2							
Jarra 3							
Jarra 4							
Jarra 5							

Anexo F: ETIQUETA

		PROTOCOLO PARA TOMA MUESTRAS			
		ETIQUETA PARA MUESTRAS DE CAMPO			
		CODIGO LAB:		VERSIÓN: 001 – 2024	
CODIGO CAMPO:		FECHA:		HORA:	
LUGAR:		PRESERVADA:	SI		
PARÁMETRO:			NO		
DEPARTAMENTO Y DISTRITO:					
MATRIZ:					
RESPONSABLE:					
SOLICITANTE:					
DIRECCION:					

Anexo G: FORMATO DE INGRESO DE MUESTRAS AL LABORATORIO.

	PROTOCOLO PARA TOMA MUESTRAS			
	FORMATO DE INGRESO DE MUESTRAS AL LABORATORIO			
Código:	Versión: 001 - 2024			
Elaboro:	Reviso:		Aprobó:	
Fecha	Fecha:		Fecha:	
FECHA	**HORA**	**CODIGO**	**RESPONSABLE**	**OBSERVACIÓN**