

FACULTAD DE INGENIERÍA

Escuela Académico Profesional de Ingeniería Ambiental

Tesis

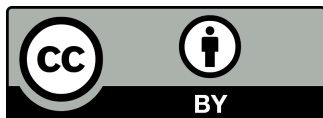
**Evaluación de la eficiencia de remoción del hierro
mediante tratamiento convencional de drenaje
ácido, mina Colquirrumi-región Cajamarca, 2023**

Jossep Jefferson Nina Luza

Para optar el Título Profesional de
Ingeniero Ambiental

Juliaca, 2024

Repositorio Institucional Continental
Tesis digital



Esta obra está bajo una Licencia "Creative Commons Atribución 4.0 Internacional" .

INFORME DE CONFORMIDAD DE ORIGINALIDAD DE TRABAJO DE INVESTIGACIÓN

A : Decano de la Facultad de Ingeniería
DE : Jose Vladimir Cornejo Tueros
Asesor de trabajo de investigación
ASUNTO : Remito resultado de evaluación de originalidad de trabajo de investigación
FECHA : 1 de Diciembre de 2024

Con sumo agrado me dirijo a vuestro despacho para informar que, en mi condición de asesor del trabajo de investigación:

Título:

Evaluación de la eficiencia de remoción del hierro mediante tratamiento convencional de drenaje
ácido Mina Colquirrumi – Región Cajamarca 2023

Autor:

1. Jossep Jefferson Nina Luza – EAP. Ingeniería Ambiental

Se procedió con la carga del documento a la plataforma "Turnitin" y se realizó la verificación completa de las coincidencias resaltadas por el software dando por resultado 19 % de similitud sin encontrarse hallazgos relacionados a plagio. Se utilizaron los siguientes filtros:

- Filtro de exclusión de bibliografía SI ☒ NO ☐
- Filtro de exclusión de grupos de palabras menores
Nº de palabras excluidas (**en caso de elegir "SI"**): 10 SI ☒ NO ☐
- Exclusión de fuente por trabajo anterior del mismo estudiante SI ☐ NO ☒

En consecuencia, se determina que el trabajo de investigación constituye un documento original al presentar similitud de otros autores (citas) por debajo del porcentaje establecido por la Universidad Continental.

Recae toda responsabilidad del contenido del trabajo de investigación sobre el autor y asesor, en concordancia a los principios expresados en el Reglamento del Registro Nacional de Trabajos conducentes a Grados y Títulos – RENATI y en la normativa de la Universidad Continental.

Atentamente,

Asesor

Dr. Óscar Paul Huari Vila

Agradecimiento

A Dios, porque él me sostiene y me concede muchos beneficios, entre ellos mi familia; gracias a su apoyo y aliento he podido avanzar hacia mis objetivos.

A mis padres, que son mi fortaleza de vida y logro, y a mi hermana Sielo; a ellos les agradezco por todo el apoyo incondicional.

A los docentes de mi alma mater, quienes compartieron sus conocimientos y me ayudaron a mi desarrollo profesional.

Dedicatoria

Dirijo mi dedicación a Dios, por brindarme la fuerza para persistir y avanzar; a mi madre, por inculcarme la valentía y determinación para perseguir mis sueños, y a mi padre, quien alguna vez me dijo que sería un "magnate", lo cual me hizo sentir sin límites. Ellos me han prestado soporte moral y sabiduría para completar esta investigación.

También dedico este trabajo a mis amigos, quienes me han acompañado a lo largo de mi formación y han tolerado mi mal genio.

A todos ellos, gracias por toda su ayuda y amor incondicional.

Índice

Resumen.....	xi
Abstract.....	xii
Introducción.....	xiii
CAPÍTULO I: PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	1
1.1. Planteamiento y formulación del problema	1
1.1.1. Planteamiento del problema.....	1
1.1.2. Formulación del problema.....	1
1.2. Objetivos	2
1.2.1. Objetivo general	2
1.2.2. Objetivos específicos	2
1.3. Justificación e importancia.....	2
1.3.1. Justificación.....	2
1.3.2. Importancia	3
1.4. Hipótesis y variables.....	3
1.4.1. Hipótesis	3
1.4.2. Variables	3
CAPÍTULO II: MARCO TEÓRICO	5
2.1. Antecedentes de la investigación	5
2.1.1. Antecedentes internacionales	5
2.1.2. Antecedentes nacionales	6
2.1.3. Antecedentes regionales.....	8
2.2. Bases teóricas.....	9
2.2.1. Drenaje ácido de minas.....	9
2.2.2. Hierro	13
2.2.3. Tecnologías de tratamiento del DAM.....	14
2.2.4. Reacciones químicas y biológicas relacionadas con la generación ácida	18
2.2.5. Cal	20
2.3. Definición de términos básicos	21
CAPÍTULO III: METODOLOGÍA	23
3.1. Métodos, tipo y alcance de la investigación	23
3.1.1. Métodos de la investigación	23
3.1.2. Tipo de investigación.....	23
3.1.3. Nivel de investigación.....	23
3.1.4. Diseño de la investigación.....	23
3.2. Población y muestra	24
3.2.1. Población	24
3.2.2. Muestra	24
3.3. Técnicas e instrumentos de recolección de datos.....	24
3.3.1. Técnicas.....	24
3.3.2. Instrumentos	24
3.4. Equipos, materiales y reactivos	24
3.4.1. Equipos	24
3.4.2. Materiales	25
3.4.3. Reactivos	25

3.5. Ubicación de la zona en estudio	25
3.6. Procedimiento metodológico.....	26
3.6.1. Determinar la concentración del hierro y el pH en el drenaje ácido de la mina Colquirrumi.....	26
3.6.2. Determinar la dosis óptima de lechada de cal para remover el hierro del drenaje ácido de la mina Colquirrumi	28
3.6.3. Determinar la correlación que existe por el cambio del pH sobre la eficiencia de remoción del hierro del drenaje ácido de la mina Colquirrumi	32
3.7. Análisis estadístico	32
 CAPÍTULO IV: RESULTADOS Y DISCUSIÓN	33
4.1. Presentación de resultados	33
4.1.1. Determinar la concentración del hierro y el pH presente en el drenaje ácido de la mina Colquirrumi.....	33
4.1.2. Determinar la dosis óptima de lechada de cal para remover el hierro del drenaje ácido de la mina Colquirrumi	34
4.1.3. Determinar la correlación que existe por el cambio del pH sobre la eficiencia de remoción del hierro del drenaje ácido de la mina Colquirrumi	39
4.2. Análisis estadístico	41
4.2.1. Prueba de normalidad	41
4.2.2. Prueba estadística.....	41
4.3. Discusión de resultados.....	43
 CAPÍTULO V: CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	45
5.1. Conclusiones	45
5.2. Recomendaciones	45
 REFERENCIAS	46
ANEXOS	53

Índice de Tablas

Tabla 1. Operacionalización de variables	4
Tabla 2. Clasificación de aguas residuales de mina en función al pH.....	10
Tabla 3. Clasificación de drenajes en función del pH y el potencial de acidez/alcalinidad de los minerales.	10
Tabla 4. Dosificaciones de lechada de cal.	29
Tabla 5. Concentración del hierro y pH presente en el drenaje ácido de la mina.....	33
Tabla 6. Límites máximos permisibles para efluentes líquidos minero-metalúrgicos.....	33
Tabla 7. Concentración final de parámetros al 5 % de lechada de cal.....	34
Tabla 8. Eficiencia de remoción a una concentración del 5 % de lechada de cal.....	34
Tabla 9. Concentración final de parámetros al 10 % de lechada de cal.....	35
Tabla 10. Eficiencia de remoción a una concentración del 10 % de lechada de cal.....	36
Tabla 11. Concentración final de parámetros al 15 % de lechada de cal.....	36
Tabla 12. Eficiencia de remoción a una concentración del 15 % de lechada de cal.....	37
Tabla 13. Concentración final de parámetros al 20 % de lechada de cal.....	38
Tabla 14. Eficiencia de remoción a una concentración del 20 % de lechada de cal.....	38
Tabla 15. Prueba de normalidad Shapiro-Wilk.....	41
Tabla 16. Prueba post hoc.....	42
Tabla 17. Análisis de la variancia (Anova) para la variación del pH y remoción del hierro	42
Tabla 18. Prueba estadística Anova (pH vs. hierro).....	43

Índice de Figuras

Figura 1. Curvas de acidez de agua de mina.....	9
Figura 2. Etapas en la generación del DAM	12
Figura 3. Georreferenciación y estación de monitoreo.....	26
Figura 4. Accesos al centro tecnológico minero.....	26
Figura 5. Diagrama de bloque de procesos	28
Figura 6. Diagrama de bloque de dosificaciones de lechada de cal.....	29
Figura 7. Proceso de sedimentación	30
Figura 8. Proceso de filtración de lodos.....	31
Figura 9. Generación de lodos	31
Figura 10. Eficiencia de remoción a una concentración del 5 % de lechada de cal.....	35
Figura 11. Eficiencia de remoción a una concentración del 10 % de lechada de cal....	36
Figura 12. Eficiencia de remoción a una concentración del 15 % de lechada de cal....	37
Figura 13. Eficiencia de remoción a una concentración del 20 % de lechada de cal....	38
Figura 14. PH vs. contenido de hierro al 5 % de lechada de cal.....	39
Figura 15. PH vs. contenido de hierro al 10 % de lechada de cal	39
Figura 16. PH vs. contenido de hierro al 15 % de lechada de cal	40
Figura 17. PH vs. contenido de hierro al 20 % de lechada de cal	40

Resumen

La investigación surge a razón de que la mina Colquirrumi, ubicada en el departamento de Cajamarca, vierte el drenaje ácido de minas (DAM) sin previo tratamiento y de manera constante hacia el cuerpo receptor, provocando efectos negativos en la biota del agua debido a la presencia de metales pesados como el hierro. Ante ello, se planteó el objetivo general de evaluar la eficiencia de remoción del hierro mediante tratamiento convencional del DAM de la mina Colquirrumi a través de un procedimiento metodológico, con la toma de muestras de agua residual del DAM y empleando el protocolo de monitoreo de calidad de efluentes y aguas superficiales en las actividades minero-metalúrgicas. Posteriormente, se analizaron el pH y el hierro, y se preparó la lechada de cal a diferentes concentraciones (0 %, 5 %, 10 %, 15 % y 20 %) a fin de conocer cuál dosis presenta una mejor remoción del hierro: Finalmente, se determinó la correlación que existe por el cambio del pH sobre la eficiencia de remoción del hierro del DAM, resultando en una concentración inicial de 2,72 de pH y 15,32mg/l de hierro del DAM. Asimismo, se presentó una dosis óptima de lechada de cal al 15 %, pues en esta concentración ocurre la mejor remoción del hierro. Por lo tanto, la variación del pH se relacionó con la concentración del hierro, concluyendo que la lechada de cal alcanzó una eficiencia del 97,45 % del hierro presente en el DAM de la mina Colquirrumi, logrando estar dentro de los límites máximos permitidos para los efluentes minero-metalúrgicos.

Palabras clave: eficiencia, hierro, pH, lechada de cal, drenaje ácido de minas.

Abstract

The research arose because the Colquirrumi mine, located in the Cajamarca department, constantly discharges acid mine drainage (AMD) without prior treatment into the receiving body, causing negative effects on the water biota due to the presence of heavy metals such as iron. In view of this, the general objective was to evaluate the efficiency of iron removal through conventional treatment of the AMD of the Colquirrumi mine through a methodological procedure, with the taking of samples of residual water from the AMD and using the monitoring protocol for the quality of effluents and surface water in mining-metallurgical activities. Subsequently, pH and iron were analyzed, and lime milk was prepared at different concentrations (0 %, 5 %, 10 %, 15 % and 20 %) in order to determine which dose presents a better iron removal: Finally, the correlation that exists due to the change in pH on the iron removal efficiency of the AMD was determined, resulting in an initial pH concentration of 2,72 and 15,32 mg/l of iron from the AMD. Likewise, an optimal dose of lime milk at 15 % was presented, since the best iron removal occurs at this concentration. Therefore, the pH variation was related to the iron concentration, concluding that the lime milk achieved an efficiency of 97,45 % of the iron present in the AMD of the Colquirrumi mine, achieving to be within the maximum limits allowed for mining-metallurgical effluents.

Keywords: efficiency, iron, pH, lime milk, acid mine drainage.

Introducción

El sector minero ha contribuido de manera importante al crecimiento y desarrollo económico del Perú. Sin embargo, la minería no solo tiene cosas positivas, sino también consecuencias negativas, ya que destruye la ecología circundante al contaminar el aire, el suelo, el agua y quizás otras fuentes de vida (1). Este sector es uno de los principales causantes de la contaminación de las aguas superficiales. En el caso de las aguas subterráneas, los efluentes ácidos de las actividades mineras de carbón y metales en desuso afectan su pureza. Este problema debe evitarse en la medida de lo posible y manejarse mejor cuando surja, ya que sus efectos pueden persistir durante décadas después de que finalice el ciclo de fabricación (2).

De igual manera, la minería, las operaciones de beneficio, las presas de relaves y los relaves mineros son fuentes comunes de descargas peligrosas, que comprenden metales disueltos y compuestos orgánicos solubles e insolubles que producen decoloración y turbidez del agua de ríos y lagos, así como la muerte de miles de especies acuáticas. Además de tener un pH bajo el efluente ácido de la mina, también tiene una gran cantidad de metales pesados y se pueden encontrar sulfatos (Mn, Fe, Hg, Al, Cu, Zn, Ni, Pb, y Cd) en concentraciones de unos pocos cientos de miligramos por litro (3). La mayoría de estas sustancias en grandes cantidades son tóxicas para los seres vivos, contaminan los sistemas de agua y amenazan la infraestructura hecha por el hombre. El alto costo del tratamiento en las plantas tradicionales incrementa la necesidad de enfoques innovadores (4).

Los líquidos de los efluentes de operaciones mineras y metalúrgicas tienen concentraciones máximas permitidas especificadas para una variedad de elementos, compuestos y características; superar dichas cantidades es peligroso para la salud pública, el medio biótico y otras especies. Los límites máximos permitidos son firmes y no se pueden cambiar; se sabe que la salud humana y la sostenibilidad ambiental están en peligro cuando los efluentes o las emisiones incluyen cantidades excesivas de componentes físicos, químicos o biológicos (5).

Asimismo, las influencias naturales y la intervención humana afectan la calidad de cualquier cuerpo de agua, ya sea en la superficie o en las profundidades. Estos estándares se establecen para los efluentes de la minería metalúrgica a fin de evitar una contaminación extensa del medioambiente y cambios extremos en un ecosistema, como la extinción de animales acuáticos. Dado que el agua es esencial, se considera importante evaluar qué tan bien se trata y monitorea el agua en las operaciones mineras metalúrgicas de mina interior.

Ante lo expuesto, se plantea la presente investigación con la finalidad de evaluar la eficiencia de remoción del hierro mediante tratamiento convencional de drenaje ácido de la mina Colquirrumi, en Cajamarca, 2023, que consta de cuatro capítulos.

En el Capítulo I se menciona la realidad problemática, objetivos, justificación, hipótesis y variables, mientras que en el Capítulo II se presenta el marco teórico, los fundamentos teóricos del tema de estudio y la descripción de los conceptos básicos. Además, en el Capítulo III, se desarrolla la metodología del estudio, tipo, nivel y diseño de la investigación, así como el procedimiento metodológico aplicado.

Por su parte, en el Capítulo IV se exponen los resultados, así como la prueba de hipótesis y la discusión respectiva, para finalizar con el Capítulo V, donde se plasman las conclusiones y recomendaciones más relevantes.

CAPÍTULO I

PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

1.1. Planteamiento y formulación del problema

1.1.1. Planteamiento del problema

El sector minero es ferozmente competitivo; paradójicamente, se considera una actividad depredadora que perjudica a los ecosistemas. A medida que esta industria ha ido creciendo, también lo ha hecho la oposición a ella debido a los residuos tóxicos que produce, como se ha visto en el caso del drenaje ácido de minas (DAM) (6), provocado debido a que los sulfuros en las rocas mineralógicas expuestas reaccionan con el oxígeno y el agua, dando como resultado una solución con un pH bajo y grandes cantidades de iones inorgánicos peligrosos. Esto es reconocido como uno de los inconvenientes ecológicos más apremiantes en muchas comunidades mineras peruanas (7). Como consecuencia, se presentan elevados valores de ácidos, cobre, hierro, sulfatos, así como la lixiviación de otros metales relacionados con el azufre, los cuales afectan negativamente la calidad del agua consumida por las personas y los organismos acuáticos (8).

Debido a su larga historia y a su papel en la producción de divisas para sostener el equilibrio macroeconómico, la minería es valorada y considerada como la piedra angular del crecimiento económico de Perú. Sin embargo, durante la actividad extractiva y el procesamiento de los minerales se producen residuos y relaves que dan lugar a aguas ácidas que con frecuencia se vierten en los caudales de agua y la contaminan gravemente (6), afectando en gran medida a las lagunas altoandinas y a las cabeceras de cuenca (2).

En la región Cajamarca, la mina Colquirrumi no escapa de esta realidad, pues, debido a que existe el vertido sin previa depuración de las aguas ácidas de modo constante hacia el cuerpo receptor, la lixiviación de elementos tóxicos provoca la contaminación, perjudicando gravemente la vida en los ríos y la ecología que los rodea, causando la extinción de la biota acuática, así como padecimientos y problemas sociales para la población en su conjunto, ya que afecta sus medios de subsistencia y provoca la malformación y muerte de animales. En ese contexto se propicia el desarrollo del presente estudio.

1.1.2. Formulación del problema

1.1.2.1. Problema general.

¿Cuánto es la eficiencia de remoción del hierro mediante tratamiento convencional de drenaje ácido en la mina Colquirrumi, región Cajamarca, en 2023?

1.1.2.2. Problemas específicos.

- ¿La concentración del hierro y el pH presente en el drenaje ácido de la mina Colquirrumi superará el límite máximo exigido por la normativa?
- ¿Cuál es la dosis óptima para remover el hierro del drenaje ácido de la mina Colquirrumi?
- ¿Qué correlación tiene el nivel de pH con la eficiencia de remoción del hierro en el agua de la mina Colquirrumi?

1.2. Objetivos

1.2.1. Objetivo general

Evaluar la eficiencia de remoción del hierro mediante tratamiento convencional de drenaje ácido de la mina Colquirrumi, región Cajamarca, en 2023.

1.2.2. Objetivos específicos

- Determinar la concentración del hierro y el pH presente en el drenaje ácido de la mina Colquirrumi.
- Determinar la dosis óptima de lechada de cal para remover el hierro del drenaje ácido de la mina Colquirrumi.
- Determinar la correlación que existe por el cambio del pH sobre la eficiencia de remoción del hierro del drenaje ácido de la mina Colquirrumi.

1.3. Justificación e importancia

1.3.1. Justificación

La investigación se justifica a razón de que el drenaje ácido de mina representa una amenaza para la biota acuática en la masa receptora, la flora y la calidad para el consumo humano y animal, por la presencia de contaminantes, especialmente metales solubilizados como es el caso del hierro. Esto puede ser dañino para la salud humana si sus concentraciones superan los umbrales seguros, causando síntomas que incluyen insuficiencia hepática y renal.

Ante ello, el presente trabajo tiene por objeto adaptar un sistema para el tratamiento de las aguas ácidas proponiendo la neutralización con lechada de cal $((OH)_2)$. El agua obtenida del sistema de neutralización cumplirá las normas establecidas por los estándares de calidad ambiental (ECA) y los límites máximos permisibles (LMP); además, podrá volver a utilizarse para las diferentes operaciones de la unidad minera (riego de especies vegetales en el área de cierre, riego de carreteras, entre otros). Asimismo, el sistema de tratamiento reducirá la carga de metales que están en el agua ácida, evitando cualquier efecto medioambiental negativo en la masa receptora.

El agua tratada obtenida de la neutralización del agua con $(OH)_2$ también ayudará a los residentes de la región investigada, ya que disminuirá la mortalidad animal y mejorará la calidad del elemento líquido. En consecuencia, habrá menos conflictos socioambientales.

1.3.2. Importancia

Este estudio tiene un valor científico significativo, ya que genera nueva información para abordar un problema específico (remoción de hierro) utilizando un enfoque de desarrollo sencillo y rentable. De esta forma, servirá de ayuda a las organizaciones para cumplir con sus obligaciones ambientales, refinar sus operaciones, disminuir su huella y aumentar la calidad ambiental. El drenaje ácido de minas debe tratarse para reducir el hierro antes de que pueda liberarse en un área receptora (ríos, lagos, suelo, etc.) y usarse nuevamente para fines como riego de vías y áreas verdes.

1.4. Hipótesis y variables

1.4.1. Hipótesis

1.4.1.1. Hipótesis general.

La eficiencia de remoción del hierro mediante tratamiento convencional del drenaje ácido de la mina Colquirrumi supera el 70 %.

1.4.1.2. Hipótesis específicas.

- La concentración del hierro y el pH presente en el drenaje ácido de la mina Colquirrumi supera el límite máximo exigido por la normativa.
- La dosis óptima de la lechada de cal para la remoción del hierro del drenaje ácido de la mina Colquirrumi es del 15 %.
- Existe una correlación significativa entre el cambio de pH sobre la eficiencia de remoción del hierro del drenaje ácido de la mina Colquirrumi.

1.4.2. Variables

1.4.2.1. Variable dependiente.

Eficiencia de remoción de hierro.

1.4.2.2. Variable independiente

Tratamiento convencional de lechada de cal

1.4.2.3. Operacionalización de variables

En la Tabla 1 se presentan las variables y sus definiciones, además de las dimensiones e indicadores de cada una de ellas.

Tabla 1. *Operacionalización de variables*

Variables	Definición conceptual	Dimensiones	Indicador
Variable independiente Tratamiento convencional con lechada de cal	El tratamiento convencional del DAM está basado en la neutralización para poder alcanzar el pH deseado, que es 5 o 7, pero puede costar mucho tratar el agua con métodos convencionales o con ácidos activos. Durante los últimos diez años, los investigadores han evaluado una amplia variedad de tratamientos pasivos de agua y han descubierto que muchos de ellos neutralizan con éxito el pH y eliminan los metales pesados (9).	Índice de acidez	Escala de pH 0-14
			5 %
			10 %
			15 %
	La acidez o la alcalinidad de la solución de medición, que muestra el número de iones de hidrógeno presente (10).	Dosis de cal	20 %
Variable dependiente La eficiencia de remoción de hierro	Se conoce como eficiencia de remoción a la concentración removida de un efluente en específico (11).	Concentración del hierro	Concentración inicial y final del hierro (mg/l)
		Eficiencia de remoción	%

CAPÍTULO II

MARCO TEÓRICO

2.1. Antecedentes de la investigación

2.1.1. Antecedentes internacionales

Masindi et al. calcularon los índices de saturación de las etapas minerales, de acuerdo con las composiciones de la solución y sus respectivos contenidos. Para los experimentos por lotes se recogieron efluentes reales de aguas residuales. En Gauteng, Sudáfrica, la fuente fue la corriente de deshidratación de lodos de una estación depuradora de aguas residuales (EDAR) municipal. El recipiente de muestreo fue un contenedor de polietileno (HDPE) de boca estrecha y tapa cerrada. Se empleó el sofisticado modelo geoquímico conocido como PH Redox Equilibrium (PHREEQC). El drenaje ácido de mina (DAM) y el agua residual (MWW) se trataron conjuntamente durante 15 minutos a temperatura natural y con un porcentaje líquido-líquido de AMD a MWW (1:7 LL). Basándose en metodologías analíticas, los resultados mostraron que el contenido de fosfato del MWW se erradicó ($\geq 99\%$) y que el contenido de metal del AMD (Al, Fe, Mn y Zn) disminuyó considerablemente ($\sim 95\%$), así como el contenido de sulfato ($\sim 92\%$). En resumen, mostraron que la terapia combinada de AMD y MWW era factible pero recomendable para uso práctico debido al mayor volumen de MWW que de AMD (12).

Por su parte, Chaparro y Ruiz evaluaron a condiciones de laboratorio la granulometría adecuada de caliza y el caudal ideal para neutralizar agua ácida. Además, como parte de un procedimiento experimental, recogieron una muestra de DAM procedente de la explotación minera del proyecto Sanoha Florida, en Colombia. A partir de cálculos e investigaciones, los resultados demostraron que para tratar 40 m^3 de agua que vierte la minera, era necesario dividirla en tres niveles de bombeo, lo que significó que para obtener tres columnas de 6,64 toneladas de caliza, debían procesarse 13,333 l/ciclo. En resumen, la granulometría determinó la rapidez con que se neutraliza el pH; las partículas más pequeñas tienen mayor potencial para neutralizar la acidez que las de mayor diámetro. Además, se mencionó que el empleo de piedra caliza molida de 3/8", la duración de permanencia y, finalmente, el flujo de salida. Existe una contaminación generalizada de las aguas de la napa freática y superficiales en todo el planeta. En España, se realizó un estudio centrado en el reciclaje de residuos de papel alcalino combinado con calcita para detener el flujo de metales pesados de las aguas residuales en los relaves mineros. Esta sería una forma más barata y eficaz de obtener los materiales (13).

De igual forma, Vera et al. removieron el metal pesado del agua residual proveniente de la industria galvánica de Monterrey, México, empleando aditivos como $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, FeSO_4 , $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ y FeCl_3 . En el agua sin tratar, las concentraciones de los iones Fe^{+3} , Cr^{+3} , Ni^{+2} y Zn^{+2} eran de 447, 200, 750 y 27 ppm en el primer estudio. Tras la eliminación, estas concentraciones descendieron a 0,25 ppm para el Cr^{+3} , 0,47 mg/l para el Fe^{+3} , y 0,70 para el Zn^{+2} . De esta forma, concluyeron que los coagulantes son una opción excelente que permite la sedimentación de precipitados y la disminución de los metales en aguas ácidas. Por tal razón, al ser una alternativa eficaz, de precio razonable y sencilla de suministrar con coagulantes, en México se estableció una nueva norma para la gestión de los residuos mineros (14).

2.1.2. Antecedentes nacionales

Valencia efectuó la depuración de aguas ácidas de la mina Cori Puno S.A. empleando lechada de cal, en 2023, con tres niveles distintos para cada factor pH y tiempo del contacto. Se tomó una muestra típica de 1 m² del pozo CW-07 de la mina. Los valores de pH (3,44), hierro (2,57 mg/l), cobre (0,356 mg/l) y zinc (2,102 mg/l) eran superiores a los LMP. Los mejores resultados se obtuvieron con un lapso de 20 min. en la fase de neutralización, utilizando una concentración de 0,132 kg/m³ de lechada de cal a una proporción del 20 % en peso para obtener un pH de 10,30, según los experimentos de tratamiento de aguas ácidas. Para llevar a cabo este procedimiento se utilizó el Jar Test a 150 RPM. Asimismo, aparte de añadir el floculante MT-6406, que se dosificó a 1 mg/l, la velocidad se redujo a 70 RPM. Para regular el pH, se realizaron experimentos de acidificación, con un uso final de 40 g/m³ a un pH de 6,35. Los contenidos finales de hierro (0,05 mg/l), cobre (0,006 mg/l) y zinc (0,022 mg/l) de la solución tratada estuvieron dentro de los límites máximos permitidos (15).

Por su parte, Flores desarrolló su investigación con la finalidad de evaluar la reducción de los metales pesados Fe, Zn y Cu en la dilución con aguas ácidas (AA) y aguas residuales municipales (ARM) aplicando cal, en el centro poblado de Quiulacocha. Se examinaron los metales pesados Fe, Zn y Cu en la dilución de AA en una proporción de 1:7 (V/V) utilizando ARM. Luego, se examinaron los metales pesados Fe, Zn y Cu, incluyendo cal, en la dilución de ambos fluidos. Durante la fase experimental se efectuaron 2 pruebas: en primer lugar, se llevaron a cabo tres tratamientos utilizando tres dosis distintas de cal en una dilución 1:7 (AA: ARM). En segundo lugar, se añadió cal a las AA y a las ARM individualmente con el objetivo de alcanzar un pH de 8,5. Los resultados de laboratorio mostraron que los metales pesados Cu, Zn y Fe se encontraban en altas cantidades en las AA, los cuales sobrepasaron significativamente los LMP, al igual que el Fe y el Zn en las ARM. En

consecuencia, se afirmó que el río Ragra y el depósito de relaves de Quiulacocha estaban considerablemente impactados. Tras el primer experimento, los metales pesados Fe, Cu y Zn se redujeron en 93,19 %, 99,95 % y 99,95 %, logrando estar en conformidad con los LMP y ECA-Categoría 3. Los resultados del segundo experimento mostraron que los metales pesados Fe, Cu y Zn se eliminaron en cantidades del 86,71 %, 99,56 % y 99,53 %, respectivamente. En cuanto a los resultados de los dos ensayos, la combinación de AA y ARM en el primer experimento condujo a un mayor porcentaje de eliminación. También se comprobó que en ambos ensayos se consumió la misma dosis de cal. En consecuencia, se concluyó que tras la dilución con ARM, la cal es un elemento químico eficaz para eliminar los metales pesados Fe, Cu, y Zn en AA (6).

Asimismo, los investigadores Liñán y Sánchez determinaron la eficiencia del hidróxido de sodio (NaOH) y el hidróxido de calcio (Ca(OH)_2) en la reducción de hierro y cobre en aguas ácidas, en Algamarca, 2023. El estudio utilizó una investigación explicativa experimental en la cual se encontró que el Ca(OH)_2 es mucho más eficiente debido a que redujo el hierro y el cobre un 0,10 % más que el NaOH. En términos de descenso, el Ca(OH)_2 produjo un 99,77 % con respecto al hierro y un 99,70 % en relación con el cobre en 135 ml de uso de solución 0,5 N, lo que dio lugar a un pH de 8,26 y un SST de 28 mg/l para el agua depurada. En comparación, el NaOH produjo un descenso de 99,66 % en cuanto al hierro y un 99,59 % respecto al cobre en 80 ml de solución 0,5 N, dando como resultado un pH de 7,10 y un SST de 2,38 mg/l para el agua depurada. Aunque se comprobó que el NaOH era más caro que el Ca(OH)_2 , el Ca(OH)_2 sigue siendo la mejor opción puesto que es más rentable que el NaOH. En cuanto a la sedimentación y los sólidos originados, el Ca(OH)_2 provocó elementos más pesados, lo que se tradujo en un mínimo lapso de tiempo para la sedimentación y una mayor compactación: en 50 minutos logró alcanzar una altura de 0,052 m, mientras que el NaOH produjo partículas más ligeras porque su sedimentación es más lenta: en 50 minutos alcanzó una altura de 0,123 m (10).

Otro estudio fue realizado por Paz y Cortez, quienes determinaron la eficiencia del tratamiento de aguas ácidas con lechada de cal en una minera artesanal del departamento de La Libertad. La investigación empleó el método cuantitativo, diseño experimental de tipo aplicativo. La muestra estuvo constituida por cinco litros de efluente líquido de la minería artesanal, el cual se extrajo de las aguas ácidas de relaves mineros en una estación de monitoreo, sin modificar la composición del material original. A la inversa, los dispositivos utilizados fueron las fichas de laboratorio y la técnica de observación. En ese sentido, el afluente de la minería fue tratado con diferentes dosis de lechada de cal (120, 80, 50, 20, 10 g), pero ninguna fue apropiada

para regular el pH. Sin embargo, la dosis de cal más adecuada fue de 80 g para una reducción efectiva de metales como cadmio, antimonio, cerio, berilio, cobalto, cobre, litio, mercurio, molibdeno, manganeso, plata, níquel y plomo; a partir de contenidos primarios de 0,0064, 0,043, 0,053, 0,0076, 0,0320, 0,0030, 0,775, 0,212, 0,975, 0,0075, 0,0092, 0,452, 0,320 y 4,7532 hasta los contenidos finales de 0,0002, 0,035, 0,0158, 0,01, 0,444, 0,0023, 0,7892, 0,0006, 0,007, 0,187, 0,172, 0,004, 0,174 y 4,8431. Así pues, se concluyó que la utilización de lechada de cal avala la reducción del contenido de metales pesados y el incremento del pH (11).

2.1.3. Antecedentes regionales

En el ámbito regional, Parra comprobó la eficacia del óxido de calcio, en específico a su granulometría, pH y tiempo, para reducir el Fe de relaves mineros. Para ello, determinó el contenido inicial de Fe del relave de la mina San Rafael mediante la metodología de precipitación alcalina. Esta concentración osciló entre un 4,64 mg/l y 5,87 mg/l, superando los LMP. Se efectuaron 8 experimentos para evaluar los resultados, tanto para la malla gruesa de CaO N.º 10 como para la malla fina de CaO N.º 140 mesh, conteniendo cada solución 4 litros de muestra y pesos de dosificación de 0,6, 0,8, 1, 1,2, 1,4, 1,6, 1,8 y 2 g de CaO grueso N.º 10 mesh y CaO fino N.º 140 mesh. La muestra se decantó para separar la porción líquida del sólido. La muestra tratada arrojó resultados para la concentración de CaO grueso malla N.º 10 con 0,05 mg/L Fe y una eficiencia del 99,43 %; mientras que para el CaO fino malla N.º 140 con 0,03 mg/L Fe, una eficiencia del 99,33 %. De esta forma, se concluyó que con la malla CaO fino N.º 140 se obtienen resultados más óptimos, con una dosis de 2 g, un pH de 12,80 a un tiempo de mezclado de 30 min, en comparación con la malla CaO grueso N.º 10, con una dosis de 3 g, un pH de 11,45 y un tiempo de mezclado de 50 min (7).

A su vez, Jiménez determinó la eficiencia del tratamiento de aguas ácidas empleando la neutralización activa con lechada de cal en la unidad minera Arasi, en Puno. El estudio se desarrolló en cuatro etapas: en la primera se midió el caudal y se caracterizó el agua ácida; en la segunda se efectuaron pruebas de laboratorio empleando la neutralización con lechada de cal y se analizaron las concentraciones fisicoquímicas e inorgánicas del agua tratada; en la tercera se modificó con lechada de cal para adaptarlo al proceso de tratamiento actual, y en la cuarta etapa se evaluaron los parámetros fisicoquímicos e inorgánicos sobre el terreno. Como resultado, en pH de 8,2, un C.E. de 6,13 mS/cm y un D.O. de 6,55 mg/l, se suprimieron los metales pesados del efluente a nivel experimental. Los resultados mostraron que se eliminaron el 99,96 % de los metales: el 0 % de As, el 99,7% de Be, el 99,8 % de

B, el 98,9 % de Cd, el 99,9 % de Co, el 99,9 % de Cu, el 99,5 % de Cr, el 99,98 % de Fe, el 83,5 % de Mg, el 98,7 % de Mn, el 99,9 % de Ni, el 0 % de Pb, el 0 % de Se y el 99,95 % de Zn. En conclusión, se comprobó una notable eficacia en la eliminación de los parámetros fisicoquímicos e inorgánicos mediante la neutralización del drenaje ácido con lechada de cal (16).

2.2. Bases teóricas

2.2.1. Drenaje ácido de minas

A menudo, las operaciones mineras ocasionan drenajes ácidos de mina (DAM), los cuales presentan un pH entre 2 y 6, y están llenos de cationes y aniones disueltos como Al, Ca, Cd, Fe, Cu, K, Mg y Mn. Mediante la toxicidad, la corrosión y otros impactos provocados por la descomposición de sus ingredientes, los DAM destruyen los ecosistemas acuáticos y cambian la calidad del agua. Idealmente, la curva de acidez, que tiene en cuenta los componentes hidrolizados y tamponados, debería usarse para clasificar el agua ácida de mina previo al tratamiento. Cuando el pH del agua ácida es inferior a 4,5 y contiene grandes concentraciones de carga metálica, se clasifica como agua ácida pura (17).

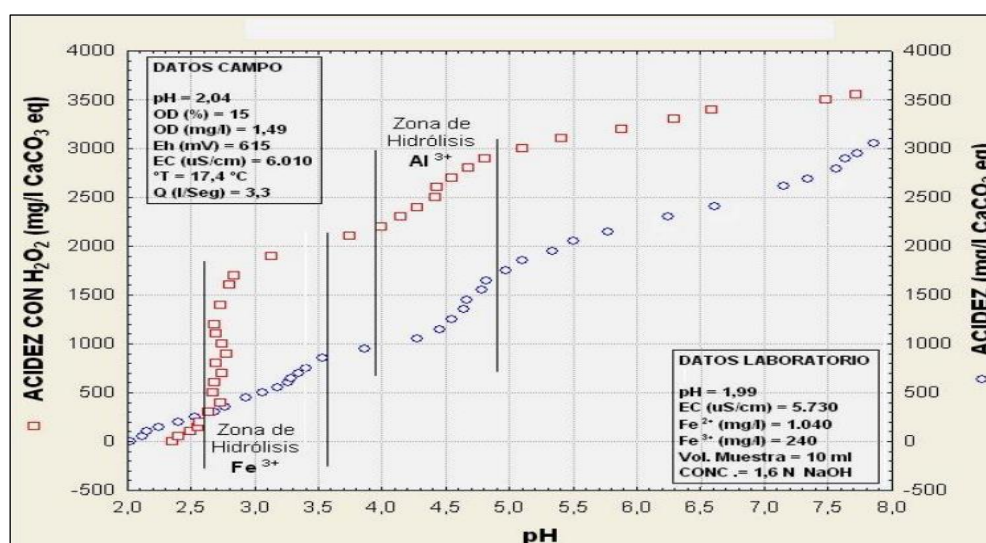


Figura 1. Curvas de acidez de agua de mina. Tomada de “Dimensionado de sistemas de tratamiento de aguas ácidas de mina”, por Aduvire (17).

El DAM tiene concentraciones de partículas en suspensión y metales pesados superiores a la media, dependiendo de la composición de la roca estéril y los vertederos de residuos. Se aconseja el tratamiento del DAM a medida que se va formando, ya que se trata de una de las maneras más severas de contaminación hídrica y puede durar cientos o incluso miles de años. Además, supone un gasto añadido (18).

2.2.1.1. Caracterización de aguas de mina.

Se requiere una investigación exhaustiva para identificar el sistema de drenaje, para lo cual se recolectan muestras de agua y sedimentos del fondo y se envían a un laboratorio donde se puede calcular la concentración de metal en función del clima local, las particularidades de los efluentes de la mina y otros factores naturales. Los elementos de medición incluyen pH, concentración de conductividad, temperatura, potencial redox, oxígeno, acidez/alcalinidad, Fe, turbidez, entre otros (17). Existen dos tipos principales de drenaje de mina, dependiendo de dónde se originan:

- Aguas residuales ácidas o solubles altamente
- Aguas alcalinas o residuales de baja solubilidad

Tabla 2. *Clasificación de aguas residuales de mina en función al pH*

Clase	pH
Muy ácido	1,5 a 4,5
Blando, levemente ácido	5,0 a 7,0
Duro, neutro o alcalino	7,0 a 8,5
Blando alcalino	7,5 a 11,0
Muy salino	6,0 a 9,0
Blando ácido	3,5 a 5,5

Nota. Tomada de “Clasificación de las aguas residuales”, por Aduvire (17).

Hay cuatro tipos distintos de drenaje, que se distinguen por las concentraciones de diversos metales y especies minerales en el agua, los cuales se presentan en la Tabla 3.

Tabla 3. *Clasificación de drenajes en función del pH y el potencial de acidez/alcalinidad de los minerales*

Clase	pH	Descripción
Ácido	< 6	La acidez es provocada por la oxidación de los minerales, especialmente los sulfuros.
		La cantidad de metales solubles es superior al de los drenajes, que son por poco neutros.
		Está asociada al carbón, las piritas y la minería metálica.

		Elevada alcalinidad producida por la disolución de minerales elementales, especialmente óxidos, hidróxidos y también silicatos.
Alcalino	< 9 o 10	Ciertos metales, entre ellos el aluminio, presentan niveles superiores a los de los drenajes, casi neutros. Están relacionados con las cenizas de combustión del carbón, el tratamiento de la bauxita, la extracción de diamantes, etc.
Casi neutro	6 - 9 o 10	Algunos niveles de metales, como los de Al, son superiores a los de los sumideros, casi neutros. Dependiendo de la concentración de minerales, puede ser alcalina o ácida en distintos momentos.
Otros	Irrelevante	Los contenidos de metales disueltos superan ocasionalmente los umbrales peligrosos. Relacionado con la minería no metálica, incluyendo arcillas, sales, potasa, boratos, bentonitas y grava.

Nota. Tomada de “Clasificación de las aguas residuales”, por Aduvire (17).

2.2.1.2. Mecanismos de formación de aguas ácidas

De acuerdo con Aduvire, los mecanismos de formación de aguas ácidas son los siguientes (17):

- Sulfuro mineral, principalmente sulfuro de hierro
- Agua (líquida o húmeda)
- Oxidante (oxígeno transportado por el aire o producido químicamente)
- Bacteria, con su papel catalizador

2.2.1.3. Etapas de formación del DAM

El pH del agua suele indicar las tres etapas de la operación. Los minerales sulfurados sufren una oxidación química en la primera etapa, en la que el oxígeno actúa como oxidante primario, liberando iones ferrosos (Fe^{+2}). A valores de pH superiores a siete, estos iones se oxidan a los iones férricos (Fe^{+3}) y se convierten en forma de hidróxidos. Como en este punto no hay suficiente hierro férrico para actuar

como oxidante, la velocidad de oxidación es mínima. El pH del agua se reduce a 4,5, lo que provoca la continua generación de ácido (17).

La segunda etapa implica más reacciones de oxidación químicas y biológicas. Se crea sulfato ferroso, que se convierte en sulfato férrico mediante una oxidación adicional. Cuando este sulfato entra en incidencia con el agua ácida, forma ácido sulfúrico e hidróxido férrico, que dan al agua su color amarillo. Este proceso continúa hasta que el pH desciende por debajo de 3,5. El Fe^{+2} que se produce en la oxidación se transforma en hierro férrico (Fe^{+3}), el próximo oxidante, en presencia de bacterias. De este modo, el agente oxidante de los sulfuros se convierte en hierro férrico en la tercera etapa, cuyo potencial de oxidación es mucho más que la del oxígeno. El ion férrico también se ve perjudicado por los procesos de reducción-oxidación y puede ser lixiviado directamente del sulfato por las bacterias cuando el pH del agua se reduce por debajo de 4,5. Este proceso produce enormes volúmenes de ácidos a un ritmo de oxidación mucho mayor que la creada en el primer paso, porque las bacterias convierten el ion ferroso en férrico, oxidando los sulfuros (17).

La influencia de parámetros ecológicamente significativos como el pH, el oxígeno disuelto (OD), las potencias redox, la presencia de clorito (Cl^-), los metales susceptibles al redox, como el aluminio y hierro cerovalentes, y los metales complejos son algunos de los factores estudiados sobre la dinámica y los procesos de oxidación del elemento pirita (17).

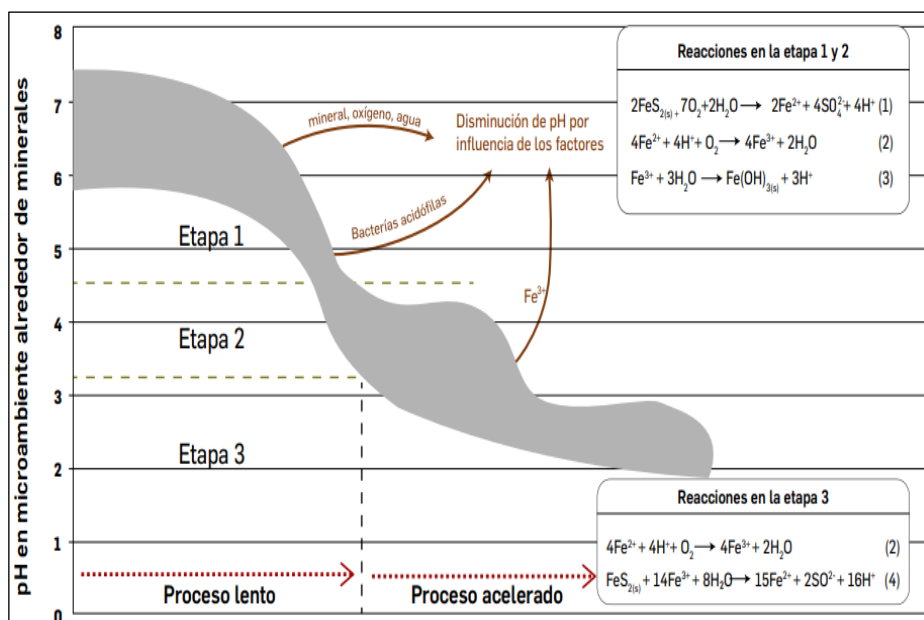


Figura 2. Etapas en la generación del DAM. Tomada de "Precipitados de hierro en medios sulfato-ácidos que resultan de la alteración de anfibolitas ricas en sulfuros", por Barral (19).

2.2.1.4. Principales reacciones en la formación de aguas ácidas.

Los minerales más frecuentes que tienen la capacidad de causar drenaje ácido son los sulfuros de hierro (pirita). Según esto, se cree que la pirita (FeS_2) es la causa de las aguas ácidas de la Tierra (20); el oxígeno o hierro férrico (Fe^{+3}) puede actuar como agente oxidante para oxidar la pirita. De la Cruz (3) también señala que la oxidación de la pirita puede ser abiótico o no, en base a la presencia o falta de organismos que la puedan catalizar con reacciones meteóricas (21).

Cuando el agua y la atmósfera entran en contacto con el sulfuro de hierro comienza la oxidación directa (reacción 1), siendo que por mol de pirita se crea un mol de hierro ferroso (Fe^{+2}), dos moles de ion sulfato (SO_4^{2-}) y dos moles de protones (H^+). Dicho de otro modo, se genera acidificación, se desatan sulfatos y hierro, junto con materiales adicionales (Cd, As, Ni, Co, Pb, entre otros) que contribuyen a la formación de la pirita en cantidades variables (22).

2.2.2. Hierro

El hierro (Fe) es el metal pesado más masivo y ampliamente distribuido en la Tierra. Los óxidos de hierro como hematita, limonita, magnetita y siderita son los principales minerales utilizados en la extracción de metales debido a su alta reactividad con el oxígeno (23).

El mineral de hierro se puede encontrar en muchos países, pero los principales productores son Australia, Brasil, Canadá y Estados Unidos. Los activos de mineral de hierro son importantes tanto en Australia como en Brasil (19).

Dado que el Fe rescata un papel esencial en la energética de los procariotas, casi todas las formas de vida conocidas lo necesitan en cantidades comparativamente pequeñas. El Fe^{+2} se utiliza como proveedor de electrones y el Fe^{+3} como aceptor de electrones. Dependiendo de la disponibilidad de oxígeno, ciertas bacterias acidófilas (normalmente descritas como tales con un pH idóneo de incremento < 3) logran consumir hierro ferroso (24).

El ser humano necesita concentraciones de Fe en la sangre de entre 60 y 160 microgramos por decilitro. La clase más común de anemia es la ferropenia, que puede estar relacionada con patologías graves. Sin embargo, la intoxicación aguda se produce cuando las concentraciones de hierro alcanzan los 300-600 mg/kg de peso corporal, lo que puede provocar convulsiones, insuficiencia respiratoria, dificultad para respirar, problemas cardíacos e incluso coma (25).

Al respecto, en el asentamiento humano Nuevo Jerusalén, en Ucayali, Pinedo y Tananta analizaron los efectos del consumo hídrico con hierro (2,3 mg/l). Los

hallazgos revelaron que el 86,1 % de la población presentaba síntomas relacionados con el consumo de agua, siendo la afectación intestinal la más habitual (33,3%) (26).

2.2.3. Tecnologías de tratamiento del DAM

Los procedimientos convencionales para tratar el DAM implican forzar la oxidación del DUA mediante oxigenación u ozonización; estos métodos también demandan tratamientos químicos que elevan el pH del DUA, lo que provoca la precipitación de metales insolubles. Las propiedades del drenaje a abordar y la calidad final deseada determinarán el curso del tratamiento (27).

2.2.3.1. Oxigenación.

El proceso de oxigenación consiste en introducir oxígeno en el agua. A menudo se utiliza la aireación mecánica para introducir oxígeno en el DAM. Dado que el hierro ferroso es el principal contaminante, la aireación proporciona el OD requerido para transformar el hierro de su modo ferroso a su modo insoluble. Dicho proceso se utiliza habitualmente cuando hay contenidos de hierro superiores a 5 mg/l; la turbulencia del aireador distribuye las burbujas de aire y mantiene la uniformidad del sistema (28).

Al respecto, Montesinos estableció que el agua solo puede disolver alrededor de 10 mg/l de oxígeno (dependiendo de la temperatura), por lo que si la cantidad de hierro ferroso en el agua es superior a 50 mg/l, es necesario oxigenar el agua para favorecer la oxidación del hierro. La aireación incrementa el contenido de oxígeno disuelto y favorece la oxidación del fierro incluso con concentraciones más bajas (29).

Por su parte, Pérez explicó cómo la oxidación del Fe puede depender del agotamiento del OD en el DAM. Por ejemplo, si el DAM contiene 63 mg/l de Fe^{+2} , se necesitarán 9 mg/l de OD para una oxidación completa. Sin embargo, para que la oxidación proceda a mayores concentraciones de Fe^{+2} , se necesita una reposición mecánica de OD. Como resultado, si la tasa de reposición de oxígeno no es suficiente para satisfacer el requisito de oxígeno para oxidar el Fe^{+2} , la transferencia de oxígeno puede llegar a ser limitante. También aseguró que el hidróxido de hierro puede eliminarse sin oxígeno, aunque se necesitará un pH alcalino (30).

Dado que la oxidación inorgánica se ralentiza por debajo de aproximadamente 5, la eficiencia de la inducción de oxígeno para oxidar el Fe^{+2} se basa en el pH. No obstante, la oxidación suele ir acompañada de un tratamiento químico para la neutralización del pH y, en determinadas situaciones, solo es necesario el aireo cuando el drenaje se aproxima a un pH alcalino. Puesto que la transformación de hierro ferroso a férrico depende del pH y se produce rápidamente a pH 8, resulta ventajosa la aireación tras la adición de productos químicos. La concentración de

productos químicos neutralizantes requeridos para que precipite el hierro del DAM suele disminuir con la aireación, tanto antes como después del tratamiento (31).

2.2.3.2. Neutralización.

Consiste en añadir un material alcalino al agua para neutralizar su acidez y aumentar el pH a un nivel que permita la creación de hidróxidos metálicos no solubles y su posterior precipitado. La mayoría de los metales requieren un pH de 6 a 9 para precipitar en el agua; sin embargo, el hidróxido férrico precipita a un pH de 3,5 (32).

La elección óptima depende de variables fisicoquímicas y económicas. Existen importantes productos químicos que se han utilizado para tratar el DAM; cada producto químico tiene propiedades únicas que pueden emplearse para una determinada terapia (33). Las siguientes son algunas de las sustancias que se utilizan con frecuencia para neutralizar el drenaje ácido (34):

- La cal (CaO) se utiliza a menudo como polvo fino para tratar el DAM, tiene tendencia a ser hidrófila y su disolución requiere mucha mezcla mecánica. La cal hidratada, también conocida como lechada de cal, se suele utilizar con el combinador aireador para apoyar a la mezcla y diseminación del resultado químico en el fluido, por lo que resulta muy útil y económico en circunstancias de enorme caudal y acidez. Cuando se utiliza en grandes volúmenes, la cal hidratada tiende solo a incrementar el volumen del sedimento sin interactuar con el DAM y su eficacia se reduce cuando se utiliza para eliminar iones como el Mn a niveles de pH muy altos (>10) (33).
- Durante muchos años, los metales del DAM se han precipitado y el pH se ha elevado utilizando carbonato cálcico (CaCO_3). A menudo, se utiliza como piedra caliza, que es menos costosa que la cal y su manipulación tiene poco o ningún riesgo. Se aconseja su aplicación en los casos en que las principales impurezas del drenaje son Al y Fe, y, además, cuando la acidez no es extremadamente elevada. Su granulometría debe ser lo suficientemente pequeña como para disolverse cuando se aplica de manera directa sobre el drenaje a tratar, evitando que las partículas queden encajadas por precipitados superficiales (35).
- El hidróxido de sodio (NaOH) suele emplearse en zonas aisladas, en drenajes con alta acidez que fluyen lentamente y en drenajes con altas concentraciones de hierro y manganeso. El NaOH puede añadirse directamente al DAM para alimentar el sistema. Esta solución se disuelve y extiende velozmente, aumentando el pH de inmediato. Además, a temperatura normal ($25\text{ }^{\circ}\text{C}$), el NaOH no forma complejos con el hierro; por

lo tanto, Wei et al sugirieron utilizar NaOH para la recuperación de metales en lugar de cal hidratada, que a menudo produce complejos, ya que avala la pureza de los metales a tratar (2).

- El amoníaco (NH_3) es un gas a temperatura ambiental que se disuelve rápidamente en agua tras ser comprimido y mantenido como líquido. Como el amoníaco es menos denso que la base, eleva velozmente el pH a 9,3, por lo que su infusión debe ser en modo dinámico antes de entrar en el sedimentador para garantizar una mezcla favorable. Los operadores deben efectuar periódicamente estudios agregados de temperatura, acidez y amonio total en el DAM, y deben utilizar el amoníaco con extrema precaución (33).
- El carbonato de sodio (Na_2CO_3) es utilizado frecuentemente para depurar el DAM en lugares aislados con flujo pausado, mínima acidez y bajo contenido en metales. Debido a su bajo coste, su aplicación está motivada sobre todo por la conveniencia del tratamiento. El Na_2CO_3 se suministra por gravedad mediante contenedores de almacenamiento en forma de briquetas sólidas; la cantidad a utilizar viene determinada por las propiedades del DAM y el caudal (33).

El contenido químico adecuado, el impacto energético de la combinación y la duración de la combinación son las tres variables más importantes que deben considerarse al utilizar estos métodos (20).

Antes de aplicar cualquier DAM, es importante probarlo con varios productos químicos. La valoración es la prueba más eficaz para determinar qué reactivo químico es el mejor para la precipitación de metales. Además, deben compararse los costes de varios sistemas de tratamiento DAM basados en la neutralización (coste del reactivo, inversión de capital y mantenimiento del sistema a dispersar) y la exclusión de sedimentos para identificar el sistema más eficaz y económico (28).

2.2.3.3. Ozonización.

El ozono es un oxidante químico extremadamente eficaz que logra para descomponer contaminantes orgánicos e inorgánicos debido a su alto potencial redox. En la actualidad, el ozono se utiliza para tratar muchos tipos de aguas (industriales, efluentes) y también se aconseja para pretratar el agua a fin de eliminar los metales disueltos, lo que reduciría la necesidad de coagulantes y la duración de la retención. Dado que la ozonificación es más veloz y eficiente que otros procedimientos (aireación, Cl_2 , KMnO_4), se empleó para la oxidación del Fe^{+2} , la reducción del color del flujo de agua y sus impactos coagulantes en 1960 (3).

Del mismo modo, es un oxidante muy potente para el Fe^{+2} , así como también para ciertas especies de carácter inorgánico disminuidas como Mn^{+2} , S^{-2} , NH_3 , etc. El proceso de oxidación de especies de Mn^{+2} y Fe^{+2} es la aplicación más utilizada (23).

Estos organismos tienen la capacidad de colorear el agua y estimular el desarrollo de bacterias dependientes del elemento. Las especies reducidas son convertidas por el ozono en sus homólogas insolubles oxidadas: Mn^{+4} y Fe^{+3} . En dichas situaciones, la ozonización es más eficaz y rápida que otras técnicas (cloración, aireación) (7).

La dimensión de los burbujeros de gas, el mezclado del entorno acuoso y la duración del contacto con el ozono son los principales parámetros que influyen en la transferencia del ozono al DAM. Es trascendental señalar que el ozono es extremadamente volátil y poco soluble. Según la ficha técnica del ozonizador GO-500 JMD, la desinfección debe mantenerse durante un minuto por litro (caudal de 2,15 mg/l) (30).

2.2.3.4. Oxidación microbiana del hierro

A diferencia de las técnicas de remediación abióticas, la biorremediación ha sido el foco de estudios y desarrollos más recientes, con hallazgos extremadamente alentadores (39). El hierro y el azufre son los principales contaminantes encontrados en el DAM y se encuentran típicamente en 2 estados móviles: reducido (hierro ferroso, Fe^{+2}) y oxidado (sulfato, SO_4^{2-}). Así, su solubilidad en el DAM disminuirá como resultado de ser transferidos a sus estados reducido (sulfuro) y oxidado (hierro férrico, Fe^{+3}), lo que precipitará y eliminará estos contaminantes. Con base en lo mencionado, se puede concluir que el uso de la biorremediación utiliza los procesos metabólicos oxidativos y reductores de los microbios que utilizan hierro y sulfato para producir energía es una táctica viable (36).

2.2.3.5. Bacterias oxidadoras de hierro (BOFe).

El contenido de protones (pH) y las concentraciones de oxígeno disuelto (OD) afectan a la oxidación de Fe^{+2} en Fe^{+3} (36). Debido a que el Fe se oxida velozmente en fluidos saturados de oxígeno con un pH próximo al neutro y que el Fe^{+2} es muy estable en ambientes extremadamente ácidos, el hierro está presente en compuestos férricos como hidróxidos de hierro no muy solubles, lo que entorpece su incorporación a los procesos microbiológicos. Por otro lado, el Fe^{+2} es estable en medios ácidos incluso cuando hay oxígeno ambiental. Al no ser tan fácilmente accesible para los microorganismos que residen en entornos circunneutrales, esto les da la oportunidad de emplear el Fe^{+2} como proveedor de electrones y foco energético (36).

El principal mecanismo oxidativo en el DAM es la oxidación de Fe^{+2} por microorganismos acidófilos oxidadores de hierro (12).

2.2.3.6. Biorreactores de oxidación de hierro

Microbiólogos pioneros como Ehrenberg y Winogradsky identificaron y documentaron los biorreactores de oxidación de hierro (BOFe) como algunos de los primeros procariotas en el siglo 21 (31).

Dichos biorreactores son bacterias no patógenas, quimiolitotróficas (fijan dióxido de carbono y reciben energía de la oxidación de materiales inorgánicos) que consiguen su energía oxidando Fe^{+2} en Fe^{+3} , lo que provoca que este último precipite y se acumule. El característico tono amarillento de las bacterias se debe al hierro oxidado. Estas bacterias se desarrollan formando esteras o grandes grupos y permanecen allí hasta que cambian las circunstancias ideales para su desarrollo (37).

En aguas con menos del 10 % de oxígeno disuelto, el hierro ferroso suele ser oxidado por microbios acidófilos oxidantes del hierro (como *Acidithiobacillus ferroxidans*) a $\text{pH} < 3,5$, cerca de la interfase anóxica-óxica (microaerófila). Presenta una importante variedad de bacterias oxidantes del hierro, cada una con variadas parecidas al hierro ferroso, pH óptimos y temperatura, etc. (36). Sin embargo, las situaciones para las bacterias neutrófilas oxidantes del hierro, como *Leptothrix spp* y *Gallionella ferruginea*, se establecen en medios anóxicos y a pH neutro (10). Es lógico que algunas circunstancias requieran un tipo diferente de organismo oxidante del hierro con respecto a otras (38).

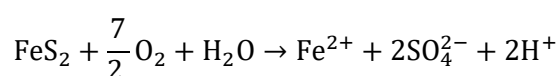
Aunque el proceso microbiano de oxidación del hierro varía entre las bacterias acidófilas y neutrófilas, aún no está determinado para la totalidad de los oxidantes del hierro. Las investigaciones efectuadas en este campo se han centrado en los beneficios percibidos de diversos medios de soporte bacterianos y solo han examinado una especie acidófila de bacterias oxidantes del hierro: la *Acidithiobacillus ferrooxidans*. La *Gallionella ferruginea* también es algo conocida y oxida el Fe^{+2} en Fe^{+3} . Además, se han observado bacterias pertenecientes al género *Leptospitillum* que oxidan el hierro ferroso a componentes férricos como la pirita; estas bacterias se clasifican como aeróbicas estrictas y pueden sobrevivir en rangos de pH de 1,5 a 4 (38).

2.2.4. Reacciones químicas y biológicas relacionadas con la generación ácida

Debido a que los depósitos de sulfuros y carbón incluyen elementos metalíferos que, en presencia de circunstancias atmosféricas, producen acidez en el flujo natural, están íntimamente ligados al proceso de desarrollo del DAM (39). Un pH mínimo y altas concentraciones de metales solubles, incluyendo aluminio, hierro y

sulfatos, son características frecuentes de estas aguas ácidas (33). Las causas son la extracción de material para la apertura de pozos, la construcción de túneles, el acopio de estériles mineros y el vertido no regulado de estériles (39).

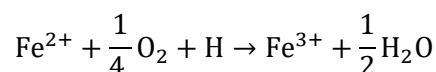
El mineral de sulfuro más frecuente, la pirita, se suele representar como oxidado en reacciones ácidas (16), exhibiéndose con frecuencia en las regiones mineras a razón de la sencillez con que el flujo de aire puede entrar en enlace con los sulfuros mediante los trabajos mineros de accesibilidad, así como a través de los poros ya presentes en los relaves y pilas de residuos. Además, los procesos que resultan en la oxidación de la pirita (H_2O_2) es la generación de agua ácida, perdiéndose en ello los minerales que tienen valor comercial (40).



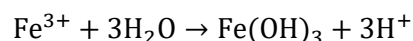
El hidrógeno y el sulfato de hierro (ion ferroso) son los productos de esta reacción inicial.

Los componentes que se disuelven, a saber, Fe^{+2} , SO_4^{2-} y H^+ , indican un aumento de sólidos solubilizados y de la acidez del agua, lo que conduce a una reducción del pH.

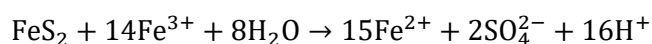
Un gran número de iones ferrosos se oxidan a iones férricos si el entorno es convenientemente oxidante.



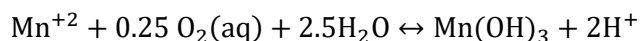
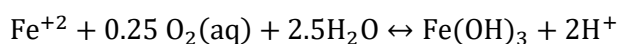
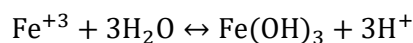
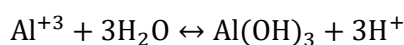
La bacteria *Metallogenium* cataliza el ion férrico en este punto, cuando el pH está todavía entre 3,5 y 4,5. A su vez, la *Thiobacillus ferrooxidans* cataliza el proceso a niveles de pH inferiores a 3,5. El ion férrico generado suele oxidarse e hidrolizarse a valores de pH entre 2,3 y 3,5 para crear hidróxidos de OH^- , que son precipitados amarillos, anaranjados o rojos que se observan en la mayor parte de las minas productoras de ácido (41).



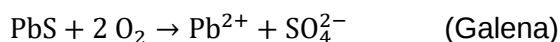
La pirita puede ser oxidada aún más por cationes de iones férricos, que luego pueden formar iones ferrosos, sulfatos e iones de hidrógeno una vez más si no precipitan en una solución y se establecen en el entorno (41).



La producción de iones hidrógeno durante la precipitación de algunos metales debe tenerse en cuenta al evaluar las alternativas de tratamiento, aunque no sea una causa significativa de acidez (41).



Al igual que ocurre con la pirita, ciertos sulfuros que se encuentran en depósitos metalíferos cambian de forma similar cuando ingresan en relación con elementos atmosféricos (agua y oxígeno); no obstante, la probabilidad de formación de acidez es mínima con respecto a la arsenopirita (FeAsS) y la calcopirita (CuFeS_2). Cuando se oxidan, la galena (PbS) y la esfalerita (ZnS) liberan zinc y plomo, que son riesgosos para la salubridad humana y el medioambiente, y solubles en agua ácida; sin embargo, no aumentan la acidez (16).



2.2.5. Cal

Es un subproducto de la calcinación de rocas calizas, que también contiene otros elementos y óxido de calcio. Se divide en tres categorías en función de su composición química: cal hidratada, cal apagada y cal viva (42).

2.2.5.1. Lechada de cal o hidróxido cálcico.

Su fórmula es $\text{Ca}(\text{OH})_2$, por lo que es un hidróxido cáustico. El óxido de calcio y el agua se combinan para producir este cristal incoloro o polvo blanco. También se puede utilizar una solución de cloruro cálcico e hidróxido sódico para precipitarlo (41).

Como base fuerte, la solución de $\text{Ca}(\text{OH})_2$ en agua interactúa agresivamente con los ácidos y agreda a diversos metales (20).

Normalmente, se añade como lechada de cal o como lechada de alta densidad, que es un derramamiento vigilado de polvo en agua. Debido a su gran eficacia y a la escasa producción de residuos, las empresas mineras utilizan con mayor frecuencia la neutralidad con hidróxido de calcio en manera de lechada de elevada densidad para el tratamiento activo del drenaje ácido (27).

2.3. Definición de términos básicos

- a) **Aguas ácidas.** Se crean cuando los microorganismos catalizan la meteorización de los minerales de sulfuro
- b) **Agua de drenaje ácido de mina.** Escorrentía ácida de las plantas de procesamiento de metales. Los metales de sulfuro (a menudo pirita, un sulfuro de hierro) en las rocas circundantes y rocas estériles se vuelven ácidos cuando se exhiben al aire y al agua.
- c) **Relaves mineros.** Los estanques de relaves son depresiones que se utilizan para almacenar los desechos de la mina hasta que los metales pesados se hayan asentado o el cianuro haya sido neutralizado, momento en el que el agua se devuelve al molino o se limpia antes de verterla en la cuenca circundante.
- d) **Eficiencia de remoción.** Es la relación entre recursos y objetivos, el aprovechamiento de los recursos al máximo de su capacidad, optimizando su utilización en menor cantidad al cumplir los objetivos.
- e) **Efluente.** Líquidos contaminantes liberados como subproducto de una operación de fabricación o procesamiento.
- f) **Efluente minero.** Incluye cualquier descarga de un trabajo, excavación, instalación de procesamiento de minerales o sistema de depuración de aguas que se produce de forma regular o estacional.
- g) **Metales pesados.** Los metales incluyen cualquier elemento químico con una alta densidad y un perfil de toxicidad de baja concentración.
- h) **Hierro.** Es el metal pesado más masivo y ampliamente distribuido en la Tierra.
- i) **PH-.** Es el grado en que un material es ácido o básico. La acidez o alcalinidad del agua es una característica química crítica para el crecimiento de la vida marina.
- j) **Remoción de metales pesados.** Se refiere a la eficiencia del sistema en la limpieza de aguas residuales. Estos metales se pueden eliminar mediante una variedad de procesos químicos, que contienen precipitación química, extracción con solventes, intercambio iónico, filtrado por membrana y adsorción.
- k) **Neutralización.** El proceso de neutralización de compuestos ácidos o alcalinos mediante la adición o eliminación de agua y sal conduce a un equilibrio del pH. Es posible que este paso sea análogo al acondicionamiento o pretratamiento que ocurre antes de la precipitación.

- l) Lechada de cal.** El óxido de calcio y el agua se combinan para generar un material alcalino con un pH de 12,4. Se utiliza a menudo en el tratamiento del agua para la reducción de metales por neutralización y precipitación.
- m) Límites máximos permisibles (LMP).** Corresponde al contenido o grado de materiales, compuestos o parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos que, al ser superados, causan o pueden ocasionar perjuicios a la salud humana y al entorno biótico. Es la forma en que se evalúan los efluentes líquidos de las actividades minero-metalúrgicas.
- n) Estándar de calidad ambiental (ECA).** Es utilizada para determinar qué cantidad de cierto elemento, sustancia física, química o biológica está presente en un volumen determinado de agua, aire o suelo, en su elemento actual como órgano de recepción, que no significa una amenaza para la salud humana o ambiental.

CAPÍTULO III

METODOLOGÍA

3.1. Métodos, tipo y alcance de la investigación

3.1.1. Métodos de la investigación

La investigación se efectuó mediante un enfoque sistemático que permitió definir y resolver el tema de estudio a través de la experimentación y la prueba de hipótesis (43).

3.1.2. Tipo de investigación

El estudio fue de tipo aplicado porque puso en práctica la información teórica para abordar el problema del contenido excesivo de hierro en aguas ácidas de la mina Colquirrumi, que estaba por encima de los LMP. El contenido de hierro se redujo mediante test de jarras con adición de lechada de cal, lo cual resultó en un valor por debajo de lo estipulado en los requisitos ambientales (44).

3.1.3. Nivel de investigación

La presente investigación fue explicativa pues pretendió demostrar por qué y cómo ocurre un fenómeno y en qué circunstancias se origina la conexión entre muchos factores o variables. De esta forma, fue posible investigar la causa o determinar sus efectos (estudios experimentales), además de la prueba de hipótesis (45).

3.1.4. Diseño de la investigación

La investigación fue experimental: se efectuaron pruebas antes y después de implementar la variable independiente. El análisis o prueba se denomina prueba previa si se realiza antes de introducir la variable independiente y prueba posterior si es después (45). En el presente estudio se usó el pH como variable de control, además de un diseño preexperimental, de un solo grupo, pretest-posttest; en otras palabras, primero se analizó el agua de la mina (sin tratar), posteriormente se añadió lechada de cal por cada jarra para culminar con un nuevo análisis.

G: O1 -----X ----- O2

En el cual:

G: grupo (agua de mina)

O1: análisis de la primera muestra de agua ácida
(sin adición de lechada de cal).

X: aplicación de lechada de cal para el tratamiento

O2: análisis de la muestra final de agua de mina
(dosificación con lechada de cal)

3.2. Población y muestra

3.2.1. Población

Una población es un grupo de individuos, objetos, entre otros, que coinciden en una serie de especificaciones (45). En esta investigación, la población de estudio está representada como el efluente del drenaje ácido de minas derivado de las actividades de la mina Colquirrumi, presentando en promedio 0,7 litros por segundo.

3.2.2. Muestra

Una muestra es la parte de una población que se considera representativa (46). En el caso de este estudio, la muestra estuvo compuesta por una porción de la población aplicando un criterio a juicio del investigador; por ello, está definida a una cantidad de 10 litros del efluente proveniente de las actividades de la mina Colquirrumi, mediante la técnica de muestreo simple.

3.3. Técnicas e instrumentos de recolección de datos

3.3.1. Técnicas

Se entiende por técnicas a aquellos procedimientos que son empleados para regular e inspeccionar todo el proceso de la investigación (5). En este estudio, se empleó las siguientes técnicas:

- Observación *in situ*
- Desarrollo de pruebas experimentales
- Análisis en laboratorio

3.3.2. Instrumentos

Los instrumentos se definen como aquellos que son valiosos porque permiten recopilar información y datos. Es fundamental señalar que cada enfoque de investigación tiene un instrumento único. Por ejemplo, el formulario de recogida de datos es un instrumento para la técnica de observación y el cuestionario es un instrumento para la técnica de la encuesta (5). En el presente estudio se emplearon los siguientes instrumentos para recopilar información:

- Ficha de observación
- Certificado de análisis de parámetros en laboratorio

3.4. Equipos, materiales y reactivos

3.4.1. Equipos

- Laptop HP
- Impresora HP
- Escáner Epson Stylus TX210

- GPS
- Prueba de jarras
- Turbidímetro
- Potenciómetro
- Balanza analítica de laboratorio
- Colorímetro DR-900
- Multiparámetro.

3.4.2. Materiales

- Lapiceros
- Cuaderno de apuntes
- Vasos precipitados
- Guantes de nitrilo
- Botella de vidrio de borosilicato
- Botellas de vidrio color ámbar
- Botella PBC (plástico blanco)
- Cooler
- Balde
- Jarra
- Gel pack
- Gotero
- Piceta

3.4.3. Reactivos

- Hidróxido de calcio (lechada de cal) (40 g)
- Peróxido de hidrógeno (0,1 mol)

3.5. Ubicación de la zona en estudio

El estudio se desarrolló en la mina Colquirrumi, ubicada en el departamento de Cajamarca, en las coordenadas UTM 764211,50 E, 9252406,70 S, en la zona 17S, a una altitud de 3219 m s.n.m.



Figura 3. Georreferenciación y estación de monitoreo. Tomada de Google Earth.

Situada a 200 metros de los edificios del CIEMAN, en Bocamina Viacio, el proyecto tuvo como objetivo realizar una investigación en las oficinas corporativas de Cetemin, en Vítor, Arequipa, con el fin de analizar la eficiencia de remoción de hierro mediante tratamiento de drenaje ácido convencional con lechada de cal en la mina Colquirrumi.



Figura 4. Accesos al centro tecnológico minero. Tomada de Google Earth.

3.6. Procedimiento metodológico

3.6.1. Determinar la concentración del hierro y el pH en el drenaje ácido de la mina Colquirrumi

Para el cumplimiento de este objetivo, se siguieron las consideraciones descritas por el protocolo de monitoreo de calidad de efluentes y aguas superficiales en las actividades minero-metalúrgicas, el cual indica que “lo ideal es que el punto de

control inicial se sitúe alejado de los sólidos para minimizar las interferencias. Por esta razón, a menudo se aconseja situar este punto detrás de la cámara de rejillas de la PTAR o algo similar” (47).

a) Toma de muestra. El protocolo establece que el punto de monitoreo deberá ser identificado y examinado visiblemente, de modo que consienta su localización puntual en los muestreos.

Para efectuar la toma de muestras del drenaje ácido de minas deberán cumplirse las siguientes características:

- Utilizar guantes quirúrgicos y botas de goma al momento de la toma de muestras.
- Permitir que la muestra refleje con precisión el flujo.
- Colocarse donde se produzca una mejor mezcla, idealmente muy cerca del punto de medición.
- Si hay una toma de agua de recirculación, el lugar de la muestra para la medición del afluente deberá estar antes de ella.
- Debe ser sencillo y seguro desplazarse hasta el lugar fijado, manteniéndose alejado del barro, el follaje espeso y las rutas abruptas y empinadas.
- Para reducir todo posible contaminante en los envases de muestreo, estos deberán lavarse 2 o 3 veces con el agua que se iba a recoger. A continuación, se desechará el agua de enjuague.
- Deberá rotularse para identificar la muestra, incluyendo la designación del punto de monitoreo.

Además, se tomaron muestras *in situ* para el análisis del pH, empleando un multiparámetro, de manera directa con el volumen de agua que se tomó para evitar generar una remoción de sedimentos.

b) Preservación de muestras. La muestra recolectada se conservará en una caja térmica (cooler), aislada del impacto de la luz solar y con disponibilidad de área para la instalación del material refrigerante hasta su traslado al laboratorio situado en la sede Cetemin, en Vítor, Arequipa.

c) Parámetros a evaluar. Se determinó el pH en campo y el análisis del hierro en el laboratorio, tomando para ello un muestreo simple, para finalmente compararlos con los LMP para efluentes líquidos minerometalúrgicos del Ministerio del Ambiente (Minam) (48).

3.6.2. Determinar la dosis óptima de lechada de cal para remover el hierro del drenaje ácido de la mina Colquirrumi

Tal como el caso anterior, para cumplir este objetivo se tomaron muestras de drenaje ácido de minas mucho mayores para el proceso experimental. También se aplicó el protocolo de monitoreo de calidad de efluentes y aguas superficiales en las actividades minerometalúrgicas para el posterior desarrollo del proceso experimental (47)

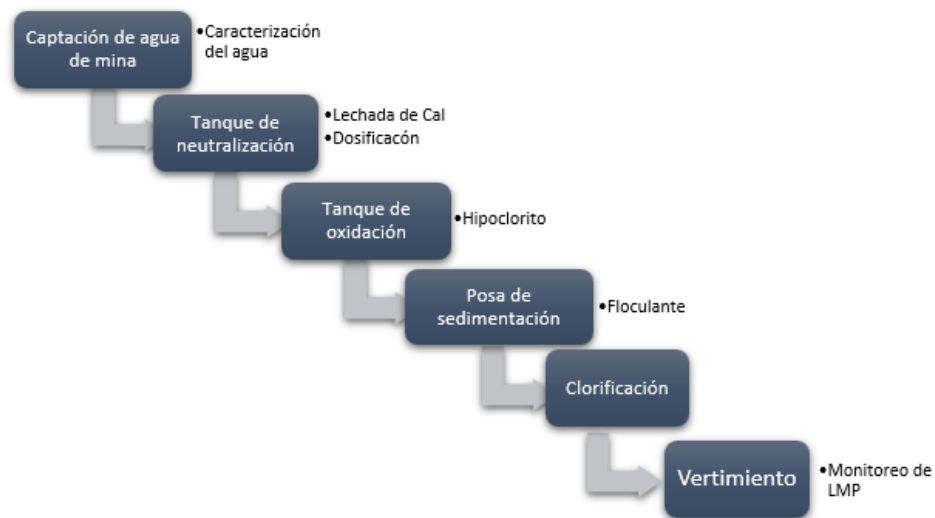


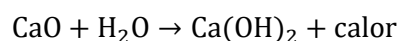
Figura 5. Diagrama de bloque de procesos

a) Preparación de la lechada de cal (cal hidratada). Para preparar la lechada de cal y lograr la neutralización del pH y la reducción del hierro, se realizó tomando como referencia las especificaciones descritas por Coaquira; por ello, se consideraron cuatro concentraciones que fueron elaboradas en distintos vasos precipitados de capacidad de 250 ml (4),

Por lo que se utilizaron las siguientes concentraciones:

- **Al 5 %:** se pesó 6,3 g de cal y se llenó con 100 ml de agua destilada
- **Al 10 %:** se pesó 12,5 g de cal y se llenó con 100 ml de agua destilada
- **Al 15 %:** se pesó 18,75 g y se llenó con 100 ml de agua destilada
- **Al 20 %:** se pesó 25 g de cal y se llenó con 100 ml de agua destilada

La lechada se preparó mediante un proceso conocido como apagado o Slaking de la cal con agua realizada en un apagador de detención o molino para poder darle la forma lechada (49), reaccionando de la siguiente manera:



b) Determinación de la dosis óptima de lechada de cal. En vasos precipitados de 250 ml, se dispusieron 200 ml de DAM. Luego se añadió lechada de cal a diferentes concentraciones, tal cual como se indica:

- **5 %:** 12,5 g de en 250 ml
- **10 %:** 25 g en 250 ml
- **15 %:** 37,5 g en 250 ml
- **20 %:** (50 g en 250 ml)

Se agitó durante un periodo de tiempo entre 15 y 30 minutos con el agitador magnético, a fin de que presente una mejor homogenización.

Seguidamente, se empleó la prueba de jarras para conocer qué dosis de lechada de cal presentaba mejor neutralización del pH y remoción del hierro. Para ello, se utilizaron cinco jarras considerando una más de control. Cada una fue dosificada con concentraciones de 5 %, 10 %, 15 % y 20 %, sin contar la de control, efectuando diferentes experimentos para cada dosis de los diversos contenidos de lechada de cal.

Tabla 4. *Dosificaciones de lechada de cal*

Descripción	Concentración de lechada de cal			
	5 %	10 %	15 %	20 %
Dosis de lechada de cal	8 ml	2 ml	1 ml	1 ml
	10 ml	4 ml	2 ml	1,5 ml
	12 ml	6 ml	3 ml	2 ml
	14 ml	8 ml	4 ml	2,5 ml

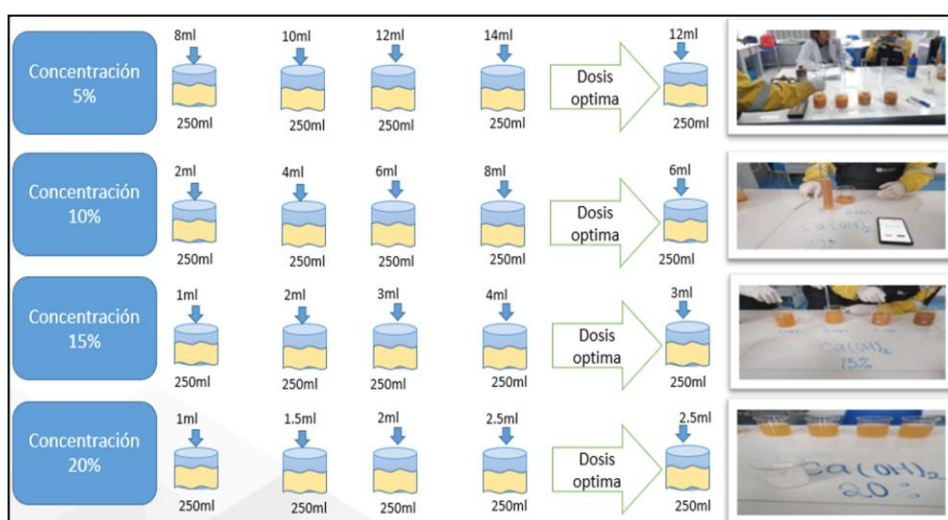


Figura 6. Diagrama de bloque de dosificaciones de lechada de cal

Adición del floculante

Asimismo, se empleó cal a una concentración del 0,03 % para acelerar la sedimentación de las partículas en suspensión (1); posteriormente, luego de realizar la agitación en la prueba de jarras, se esperó durante un tiempo determinado hasta que sedimenten las partículas en suspensión. Se sabe que el floculante tiende a inducir la inestabilidad de las partículas que se pueden encontrar suspendidas en el fluido (50).

Sedimentación

La Figura 6 hace referencia a la separación de los sólidos que pueden estar suspendidos con el fluido; las partículas sólidas son más densas que el fluido y se apartan por acción de la gravedad (51). En la Figura 7 se presenta una imagen del proceso de sedimentación.



Figura 7. Proceso de sedimentación

Filtrado de lodos

Para este procedimiento, el agua de mina tratada se vertió a través de filtros, donde se separaron las partículas y los líquidos antes de ser sometidos a pruebas para asegurar que se encuentren por debajo del LMP, que es 2 mg/l, según lo especificado en el D. S. N.° 010-2010-MINAM (48). Este proceso se muestra en la Figura 8.



Figura 8. Proceso de filtración de lodos

Una vez completado el proceso de sedimentación, se vertió el agua tratada en tubos de ensayo y se recogió el lodo que se formó en el papel de filtro. De los 250 ml del material precursor se obtuvo 189 ml de agua tratada, de los cuales 11 ml fueron lodo, como se aprecia en la Figura 9.



Figura 9. Generación de lodos

Posteriormente, se analizaron el pH y la concentración de hierro presente en el agua tratada de las dosificaciones expuestas anteriormente, a fin de conocer cuál de ellas presentaba una mejor remoción.

c) Determinación de la eficiencia de la PTAR. Finalmente, luego de los análisis del pH y hierro, se aplicó la siguiente fórmula para conocer la eficiencia de remoción de dichos elementos por parte de la lechada de cal:

$$E = \frac{C_o - C}{C_o} * 100$$

Donde:

E: eficiencia de remoción

C: cantidad inicial de carga contaminante

Co: cantidad final de carga contaminante

3.6.3. Determinar la correlación que existe por el cambio del pH sobre la eficiencia de remoción del hierro del drenaje ácido de la mina Colquirrumi

Para determinar la correlación existente por el cambio del pH sobre la eficiencia de remoción del hierro del drenaje ácido de la mina Colquirrumi, se compararon los valores de pH con respecto a la concentración del hierro, con lo cual se pudo conocer si existe una relación proporcional o inversamente proporcional.

3.7. Análisis estadístico

Los datos hallados fueron analizados por una prueba de normalidad de tipo Shapiro-Wilks. Se utilizaron muestras menores a cincuenta unidades con el propósito de determinar si los datos tenían una distribución normal o no. Para todo este tratamiento se empleó el programa SPSS.

Consecutivamente, se efectuó la prueba estadística Anova de un factor a fin identificar la disminución de los parámetros estudiados; la prueba de decisión, el p valor, no debía sobrepasar el 0,05, lo cual sería indicativo de la existencia de una variación significativa entre el antes y después del tratamiento aplicado.

CAPÍTULO IV

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Presentación de resultados

4.1.1. Determinar la concentración del hierro y el pH presente en el drenaje ácido de la mina Colquirrumi

En la Tabla 5 se aprecia la concentración del hierro y pH presente en el drenaje ácido de la mina, indicando que el drenaje ácido de minas presentó una concentración de 15,32 mg/l de hierro y un pH de 2,72. Ambos se encontraban fuera del rango recomendado por los LMP para efluentes líquidos minero-metalúrgicos (48).

Tabla 5. *Concentración del hierro y pH presente en el drenaje ácido de la mina*

Parámetro	Unidad	Concentración	LMP (D. S. N.º 010-2010-MINAM)
pH	ud.	2,72	6 - 9
Hierro	mg/l	15,32	2

Asimismo, en Tabla 6 se aprecia los LMP para efluentes líquidos minero-metalúrgicos, indicando que los datos presentes son los establecidos en la normatividad del D. S. N.º 010-2010-MINAM para efluentes líquidos de actividades minero-metalúrgicos, los cuales pueden liberarse de las instalaciones mineras y de procesamiento de metales.

Tabla 6. *Límites máximos permisibles para efluentes líquidos minero-metalúrgicos*

Parámetro	Unidad	Límite en cualquier momento	Límite para el promedio anual
pH	mg/l	6 - 9	6 - 9
Sólidos totales en suspensión	mg/l	50	25
Aceites y grasas	mg/l	20	16
Cromo Hexavalente	mg/l	0.1	0,08
Hierro (disuelto)	mg/l	2	1,6
Cadmio total	mg/l	0,05	0,04
Zinc total	mg/l	1,5	1,2
Cobre total	mg/l	0,5	0,4
Cianuro total	mg/l	1	0,8
Plomo total	mg/l	0,2	0,16
Mercurio total	mg/l	0,002	0,0016
Arsénico total	mg/l	0,1	0,08

4.1.2. Determinar la dosis óptima de lechada de cal para remover el hierro del drenaje ácido de la mina Colquirrumi

a) Concentración al 5 %

En la Tabla 7 se aprecia la concentración final de parámetros al 5 % de lechada de cal: a medida que se incrementó la dosis de lechada de cal, existió un aumento progresivo del pH y la concentración del hierro disminuyó de forma gradual hasta la dosis de 12 ml de lechada de cal; además, se destaca que la concentración del hierro no sobrepasó los LMP para efluentes minero-metalúrgicos.

Tabla 7. *Concentración final de parámetros al 5 % de lechada de cal*

Concentración final de parámetros al 5 % de lechada de cal							
Parámetro	Unidad	Concentración inicial	Concentración final a diferentes dosis de lechada de cal				
			0 ml	8 ml	10 ml	12 ml	14 ml
pH	ud.	2,72	2,75	5,23	5,64	6,67	10,69
Hierro	mg/l	15,32	15,27	0,53	0,50	0,43	0,63

En la Tabla 8 se exhibe la eficiencia de remoción a una concentración del 5 % de lechada de cal. En ese sentido, la remoción del hierro, a una dosis de 0 ml de lechada de cal, fue de 0,33 %; además, a una dosis de 8 ml fue de 96,54 %. También, a una dosis de 10 ml de lechada de cal fue de 96,74 %, mientras que a una dosis de 12 ml fue de 97,19 %. Finalmente, a una dosis de 14 ml de lechada de cal, la remoción alcanzó el 95,89 %.

Tabla 8. *Eficiencia de remoción a una concentración del 5 % de lechada de cal*

Eficiencia de remoción a una concentración del 5 % de lechada de cal						
Parámetro	Unidad	Dosis de lechada de cal				
		0 ml	8 ml	10 ml	12 ml	14 ml
Hierro	%	0,33	96,54	96,74	97,19	95,89

En la Figura 10 se muestra la eficiencia de remoción a una concentración del 5 % de lechada de cal, observándose que la mejor eficiencia de remoción sucedió a una dosis de 12 ml de lechada de cal con 97,17 % de remoción del hierro del drenaje ácido de minas.

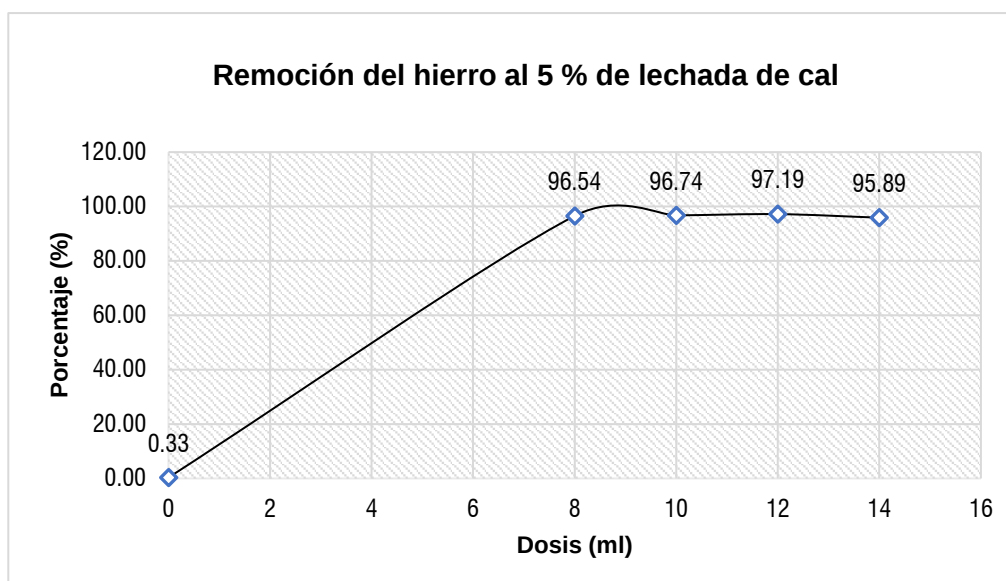


Figura 10. Eficiencia de remoción a una concentración del 5 % de lechada de cal

b) Concentración al 10 %

En la Tabla 9 se aprecia la concentración final de parámetros al 10 % de lechada de cal. A medida que se incrementó la dosis de lechada de cal, hubo un aumento progresivo del pH y la concentración del hierro disminuyó de forma gradual hasta la dosis de 6 ml de lechada de cal. Además, destaca que la concentración del hierro no sobrepasó los LMP para efluentes minero-metalúrgicos.

Tabla 9. Concentración final de parámetros al 10 % de lechada de cal

Concentración final de parámetros al 10 % de lechada de cal							
Parámetro	Unidad	Concentración inicial	Concentración final a diferentes dosis de lechada de cal				
			0 ml	2 ml	4 ml	6 ml	8 ml
pH	ud.	2,72	2,75	3,24	4,42	6,19	11,64
Hierro	mg/l	15,32	15,3	1,28	1,23	0,53	0,84

En la Tabla 10, se describe la eficiencia de remoción a una concentración del 10 % de lechada de cal. La remoción del hierro, a una dosis de 0 ml de lechada de cal, fue de 0,13 %, mientras que a una dosis de 2 ml alcanzó el 91,64 %. Asimismo, a una dosis de 4 ml fue de 91,97 % y a 6 ml llegó al 96,54 %. Finalmente, a una dosis de 8 ml de lechada de cal, la remoción del hierro fue de 94,52 %.

Tabla 10. Eficiencia de remoción a una concentración del 10 % de lechada de cal

Eficiencia de remoción a una concentración del 10 % de lechada de cal						
Parámetro	Unidad	Dosis de lechada de cal				
		0 ml	8 ml	10 ml	12 ml	14 ml
Hierro	%	0,13	91,64	91,97	96,54	94,52

En la Figura 11 se muestra la eficiencia de remoción a una concentración del 10 % de lechada de cal. La mejor eficiencia sucedió a una dosis de 6 ml de lechada de cal, con 96,54 % de remoción del hierro del DAM.

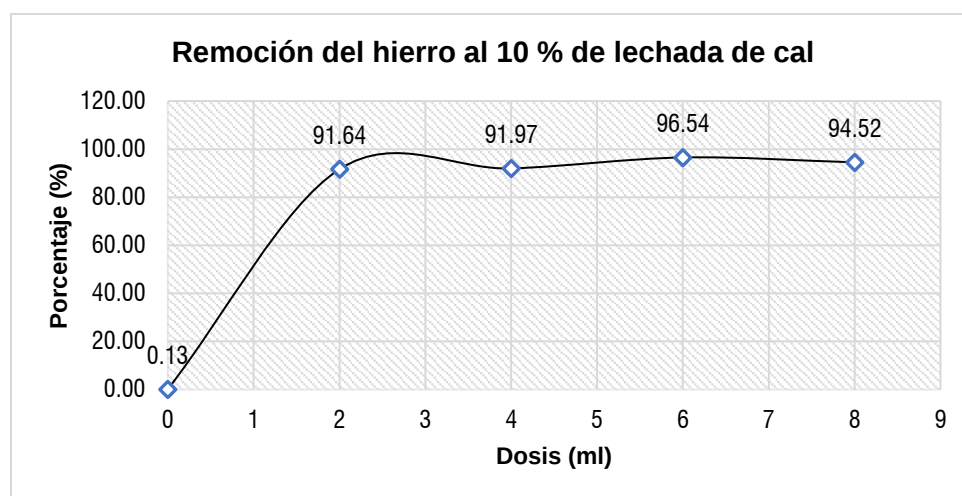


Figura 11. Eficiencia de remoción a una concentración del 10 % de lechada de cal

c) Concentración al 15 %

La concentración final de parámetros al 15 % de lechada de cal se presenta en la Tabla 11, donde se aprecia que a medida que se incrementó la dosis de lechada de cal, se plasmó un aumento progresivo del pH. Con respecto a la concentración del hierro, se observó una disminución gradual hasta la dosis de 3 ml de lechada de cal, no sobrepasando los LMP para efluentes minero-metalúrgicos.

Tabla 11

Concentración final de parámetros al 15 % de lechada de cal

Concentración final de parámetros al 15% de lechada de cal							
Parámetro	Unidad	Concentración inicial	Concentración final a diferentes dosis de lechada de cal				
			0 ml	1 ml	2 ml	3 ml	4 ml
pH	ud.	2,72	2,75	3,1	4,48	5,87	11,2
Hierro	mg/l	15,32	15,25	0,56	0,41	0,39	0,5

Asimismo, en la Tabla 12 se observa la eficiencia de remoción a una concentración del 15 % de lechada de cal, indicando que la remoción del hierro, a una dosis de 0 ml de lechada de cal, fue de 0,46 %; a una dosis de 1 ml, alcanzó el 96,34 % y a una dosis de 2 ml llegó al 97,32 %. También se aprecia que a una dosis de 3 ml de lechada de cal, la remoción de hierro fue de 97,45 %, y a 4 ml, 96,74 %.

Tabla 12

Eficiencia de remoción a una concentración del 15 % de lechada de cal

Eficiencia de remoción a una concentración del 15 % de lechada de cal						
Parámetro	Unidad	Dosis de lechada de cal				
		0 ml	8 ml	10 ml	12 ml	14 ml
Hierro	%	0,46	96,34	97,32	97,45	96,74

En la Figura 12 se muestra la eficiencia de remoción a una concentración del 15 % de lechada de cal, encontrando que a una dosis de 3 ml se obtuvo un 97,45 % de remoción del hierro del drenaje ácido de minas.

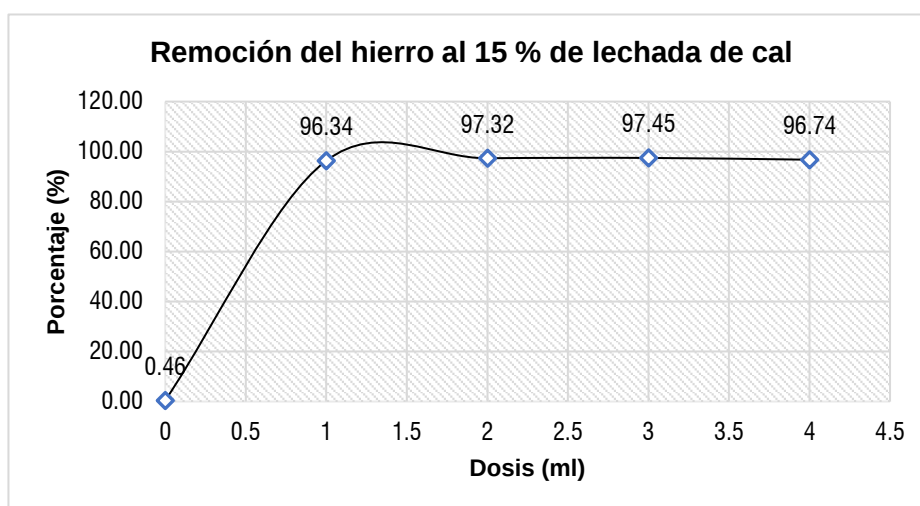


Figura 12. Eficiencia de remoción a una concentración del 15 % de lechada de cal

d) Concentración al 20 %

La Tabla 13 presenta la concentración final de parámetros al 20 % de lechada de cal. El aumento de la dosis significó un incremento progresivo del pH y una disminución gradual de concentración del hierro, que no llegó a sobrepasar los LMP para efluentes minero-metalúrgicos.

Tabla 13. *Concentración final de parámetros al 20 % de lechada de cal*

Concentración final de parámetros al 20 % de lechada de cal							
Parámetro	Unidad	Concentración inicial	Concentración final a diferentes dosis de lechada de cal				
			0 ml	1 ml	1,5 ml	2 ml	2,5 ml
pH	ud.	2,72	2,75	3,32	4,68	5,85	6,04
Hierro	mg/l	15,32	15,3	0,58	0,53	0,5	0,43

En este punto de concentración se obtuvo que a una dosis de 0 ml de lechada de cal, la remoción alcanzó el 0,13 %; a 1 ml, llegó al 96,21 %, y a 1,5 ml, fue de 96,54 %. Asimismo, a una dosis de 2 ml de lechada de cal, la remoción fue de 96,74 %, y a 2,5 ml, alcanzó el 97,19 %.

Tabla 14. *Eficiencia de remoción a una concentración del 20% de lechada de cal*

Eficiencia de remoción a una concentración del 20 % de lechada de cal						
Parámetro	Unidad	Dosis de lechada de cal				
		0 ml	8 ml	10 ml	12 ml	14 ml
Hierro	%	0,13	96,21	96,54	96,74	97,19

En la Figura 13 se muestra la eficiencia de remoción a una concentración del 20 % de lechada de cal: la mejor eficiencia sucedió a una dosis de 2,5 ml de lechada de cal con 97,19 % de remoción del hierro del drenaje ácido de minas.

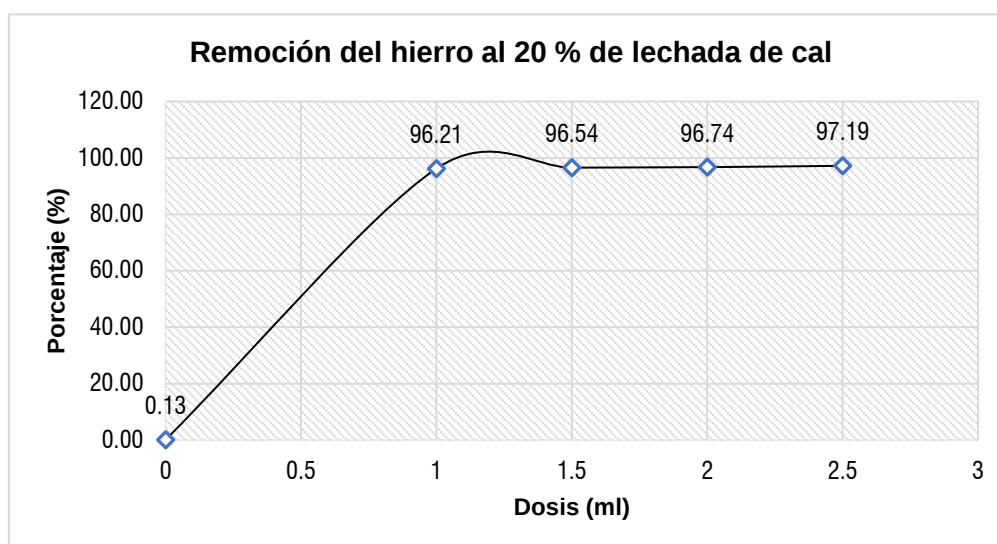


Figura 13. *Eficiencia de remoción a una concentración del 20 % de lechada de cal*

4.1.3. Determinar la correlación que existe por el cambio del pH sobre la eficiencia de remoción del hierro del drenaje ácido de la mina Colquirrumi

La Figura 14 presenta la comparativa del pH vs. contenido de hierro al 5 % de lechada de cal. A medida que aumentó el pH aumentó, también incrementó la eficiencia de remoción del hierro, presentando una relación proporcional.

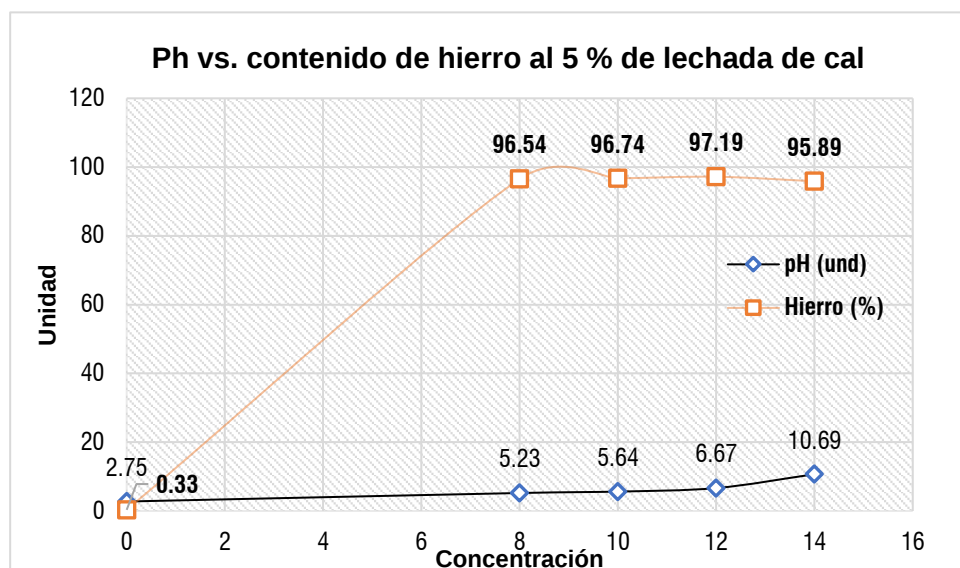


Figura 14. PH vs. contenido de hierro al 5 % de lechada de cal

Por su parte, en la Figura 15 se aprecia la comparativa del pH vs. contenido de hierro al 10 % de lechada de cal. Igualmente, el aumento del pH significó el incremento de la eficiencia de remoción del hierro, presentando una relación proporcional.

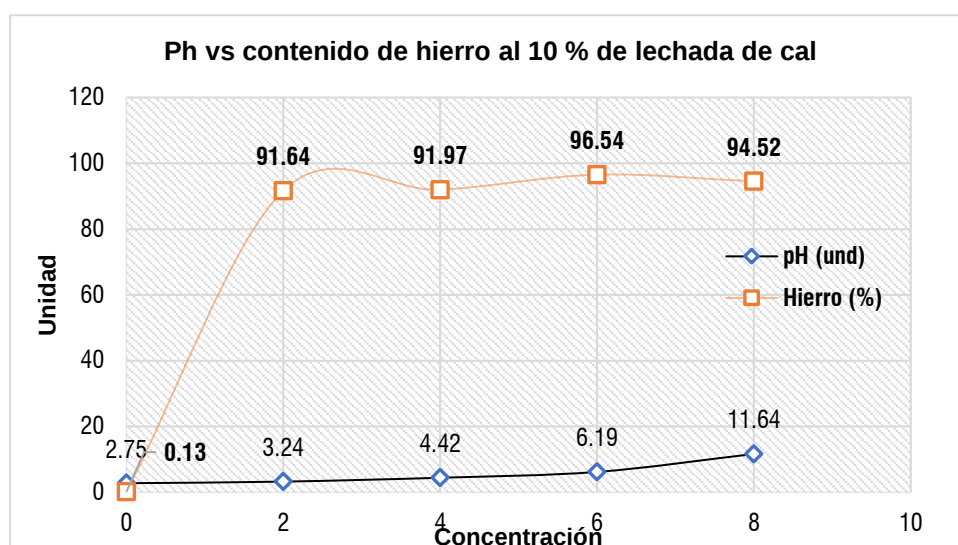


Figura 15. PH vs. contenido de hierro al 10 % de lechada de cal

En tanto, la comparativa del pH vs. contenido de hierro al 15 % de lechada de cal se observa en la Figura 16. Al igual que en las concentraciones anteriores, cuando el pH aumentó también lo hizo la eficiencia de remoción del hierro, mostrando una relación proporcional.

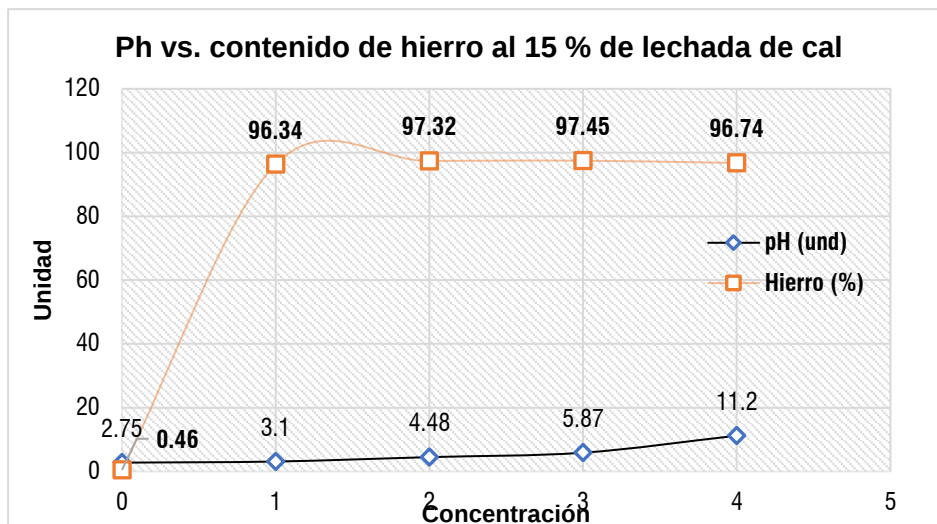


Figura 16. PH vs. contenido de hierro al 15 % de lechada de cal

Finalmente, en la Figura 17 se plasma la comparativa del pH vs. contenido de hierro al 20 % de lechada de cal. A medida que el pH aumentó, también lo hizo la eficiencia de remoción del hierro, confirmando su relación proporcional.

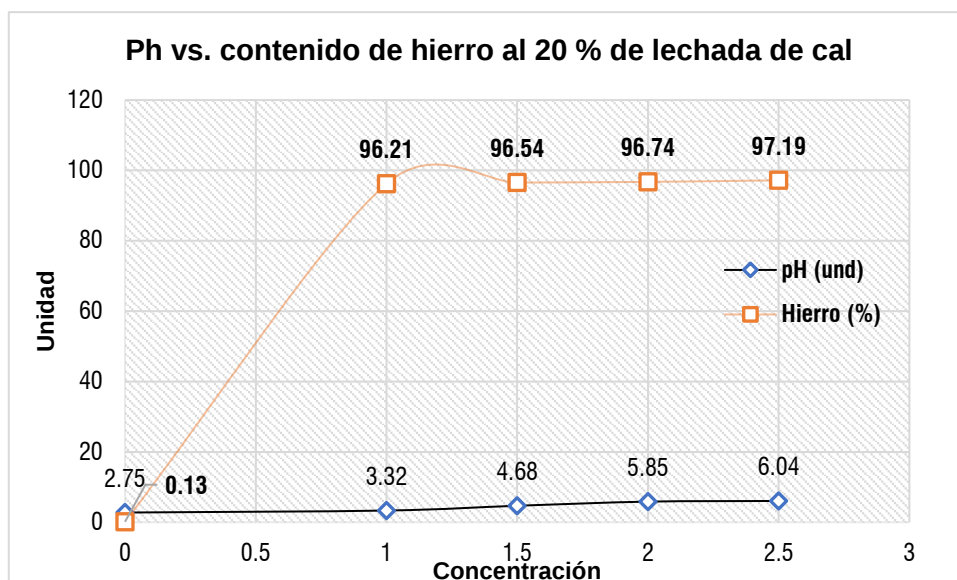


Figura 17. PH vs. contenido de hierro al 20 % de lechada de cal

4.2. Análisis estadístico

4.2.1. Prueba de normalidad

- Prueba de normalidad: Shapiro-Wilk
- Nivel de confianza = 95 %
- Nivel de significancia = 5 %
- Estimador:

Si P valor $\Rightarrow$ 0.05, = exhibe distribución normal

Si P valor $<$ 0.05, = no exhibe distribución normal

En la Tabla 15, se exhiben la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk sobre la variación del pH y la remoción del hierro a diferentes concentraciones de cal. Debido a que el valor P fue superior al valor alfa ($\alpha > 0,05$), se consideró que los datos tienen una distribución normal, lo que permitió utilizar el análisis estadístico Anova.

Tabla 15. *Prueba de normalidad Shapiro-Wilk*

	Shapiro-Wilk		
	Estadístico	gl	Sig.
pH	,955	4	,744
Hierro	,946	4	,689

4.2.2. Prueba estadística

- Nivel de significancia al 5 %
- Nivel de confianza al 95 %
- Análisis estadístico: Anova

Estimador:

Si $P < 0,05$ se acepta la hipótesis alterna

Si $P > 0,05$ se acepta la hipótesis nula

Los datos de la prueba *post hoc* del tratamiento para la variación del pH y la remoción del hierro en el tratamiento de aguas ácidas de minas se muestran en la Tabla 16. Cuando en el proceso no se realizó ningún tratamiento, el nivel de significancia, tanto para el pH como para el hierro, superó el 0,05, lo cual demostró que no existía variación significativa entre ambos parámetros; por ende, no se observó la remoción del hierro ni variación del pH. Por otra parte, en el proceso con tratamiento, el nivel de significancia fue menor que 0,05, lo cual confirmó que existe variación estadísticamente significativa entre ambos parámetros, demostrando la remoción del hierro y variación del pH respectivamente.

Tabla 16. *Prueba post hoc*

(I) Categoría lugar de trabajo	(J) Categoría lugar de trabajo	Diferencia de medias (I-J)	Error típico	Sig.	Intervalo de confianza al 95 %	
					Límite inferior	Límite superior
Sin tratamiento	pH	-4,100	1,293	,869	,43	7,77
	Hierro	-2,400	1,172	,355	-1,27	6,07
Con tratamiento	pH	1,700	1,17	,000	-2,07	5,27
	Hierro	,800	1,64	,003	1,73	9,07

Asimismo, la prueba de hipótesis de Anova para la variación del pH y la remoción del hierro en el tratamiento de aguas ácidas de minas a diferentes concentraciones de cal se presentan en la Tabla 17, donde se aprecia, un P-valor de 0,000 para el pH y 0,000 para el hierro. De esta forma, se acepta la hipótesis planteada que manifiesta la reducción de la concentración de hierro y pH presente en el drenaje ácido en la mina Colquirrumi, posterior a la dosificación de lechada de cal.

Tabla 17. *Análisis de la variancia (Anova) para la variación del pH y remoción del hierro*

			ANOVA				
Concentra ciones			Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
5 %	pH	Entre grupos	1,449	5	,483	.	,000
		Dentro de grupos	,000	0	.		
		Total	1,449	5			
	Hierro	Entre grupos	,034	5	,011	.	,000
		Dentro de grupos	,000	0	.		
		Total	,034	5			
10 %	pH	Entre grupos	2,328	5	,323	.	,000
		Dentro de grupos	,000	0	.		
		Total	2,328	5			
	Hierro	Entre grupos	,183	5	,113	.	,000
		Dentro de grupos	,000	0	.		
		Total	,183	5			
15 %	pH	Entre grupos	1,229	5	,156	.	,000
		Dentro de grupos	,000	0	.		
		Total	1,229	5			
	Hierro	Entre grupos	,021	5	,011	.	,000

20 %	pH	Dentro de grupos	,000	0	.	
		Total	,021	5		
		Entre grupos	2,339	5	,248	,000
	Hierro	Dentro de grupos	,000	0	.	
		Total	2,339	5		
		Entre grupos	,124	5	,008	,000
		Dentro de grupos	,000	0	.	
		Total	,124	5		

Finalmente, la Tabla 18 exhibe la prueba estadística Anova para conocer la correlación de la variación del pH con respecto a la remoción del hierro. A través de este método se obtuvieron como datos la existencia de una distribución normal (paramétrico), con un p-valor de 0,018 comparados con el alfa, que fue de 0,05, lo cual fue sin duda menor. Esto dio a entender que la variación del pH se relaciona con el contenido del hierro, concluyendo que la correlación es estadísticamente significativa.

Tabla 18. *Prueba estadística Anova (pH vs. hierro)*

		Anova				
		Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
pH vs. hierro	Entre grupos	4,579	10	3,108	.	,018
	Dentro de grupos	,000	0	.		
	Total	4,579	10			

4.3. Discusión de resultados

De acuerdo con lo hallado, se encontró una eficiencia de remoción del 97,45 % del hierro con una aplicación de lechada de cal a una concentración del 15 %.

Dichos resultados son similares a lo encontrado por Jiménez, quien obtuvo una remoción del 99,98 % de hierro con la adición de lechada de cal de aguas ácidas de la mina Arasi, Puno, por lo que se concluyó que este compuesto presenta un alto grado de efectividad para neutralizar el drenaje ácido de minas (16).

Por su parte, Flores también logró remover un alto porcentaje de hierro con la aplicación de la lechada de cal, alcanzando un 99,95 % de efectividad. Esto fue motivo

para afirmar que la cal es un buen elemento químico para reducir los metales pesados establecidos en el drenaje ácido de minas (6).

Con relación a Liñán y Sánchez, los investigadores agregaron hidróxido de calcio e hidróxido de sodio al DAM de Algamarca, encontrando que esa práctica resultó en una eficiencia de remoción de hierro del 99,76 %; sin embargo, se observó que el primero era más caro que el segundo y, aun así, el Ca(OH)_2 es la mejor opción porque es más rentable que NaOH al crear sólidos con tamaños más grandes durante la sedimentación, lo que da lugar a un periodo de sedimentación más rápido y a una mayor compresión; por otro lado, el NaOH produce partículas más ligeras debido a su sedimentación más lenta (10).

La última investigación referida es la desarrollada por Parra, quien encontró que el óxido de calcio, en específico a su tamaño de partícula, pH y tiempo, alcanzó una remoción del 99,33 % del hierro de la mina San Rafael (7).

En todos los estudios citados se menciona el empleo de lechada de cal y otros aditivos para disminuir los contenidos de metales en el agua, logrando colocar el drenaje ácido de minas por debajo de los LMP y ECA. Con base en lo trabajado y sumando las experiencias referidas, se puede comprobar que agregar lechada de cal al agua de la mina es la forma más ideal y efectiva de disminuir los contenidos de metales como el hierro y otros.

CAPÍTULO V

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

5.1. Conclusiones

1. La lechada de cal alcanzó una remoción óptima de la concentración del hierro al 97,45 %, logrando establecerla dentro de los valores establecidos en la normativa de los LMP de efluentes minerometalúrgicos (D. S. N.° 010-2010-MINAM).
2. La concentración del hierro y el pH presentes en el drenaje ácido de la mina Colquirrumi es de 15,32 mg/l y 2,72 pH, respectivamente. Estas cifras se encuentran fuera del rango recomendado por los LMP de la normativa.
3. La dosis óptima de lechada de cal para remover el hierro del drenaje ácido de la mina Colquirrumi está dada a una concentración del 15 %.
4. Existe una correlación entre el cambio de pH sobre la eficiencia de remoción del hierro del drenaje ácido de la mina Colquirrumi, estableciendo una relación proporcional, pues, a medida que el pH aumenta, siendo más alcalino, también habrá un incremento de la eficiencia de remoción del hierro.

5.2. Recomendaciones

1. Se recomienda explorar más opciones para ajustar el pH en el rango entre 6 y 9 para cumplir con los LMP establecidos por la autoridad ambiental.
2. Deben efectuarse el monitoreo y seguimiento interno de los efluentes mineros de la mina Colquirrumi para evaluar cómo se están manejando y cómo se están comportando.
3. Se recomienda realizar investigaciones con el objetivo de identificar el punto de generación de contaminantes para realizar un tratamiento adecuado.
4. Es importante capacitar a las personas que trabajan y visitan las minas, a fin de preservar su bienestar físico y mental ante la exposición a elementos tóxicos, como es el caso de los metales.

REFERENCIAS

1. AGUIRRE, W y HUAMAN, R. *Eficiencia del tratamiento del drenaje ácido de mina en la bocamina prosperidad con método químico empleando cal a nivel de laboratorio* [en línea]. Trabajo de investigación. Cajamarca: Universidad Privada del Norte, 2019 [consulta: 10 marzo 2024]. 46 pp. Disponible en: <https://hdl.handle.net/11537/15018>
2. BARRETO, H. *Efecto de la dosificación de cal en la remoción de hierro y cobre del efluente de la empresa minera San Simón-La Libertad* [en línea]. Tesis de licenciatura. Trujillo: Universidad César Vallejo, 2016 [consulta: 10 marzo 2024]. 60 pp. Disponible en: <https://hdl.handle.net/20.500.12692/6627>
3. DE LA CRUZ, Y. *Efecto de la lechada de cal en la remoción del manganeso del agua de la mina de la UM Huarón 2018* [en línea]. Tesis de licenciatura. Huancayo: Universidad Continental, 2019 [consulta: 15 marzo 2024]. 94 pp. Disponible en: <https://hdl.handle.net/20.500.12394/5636>
4. COAQUIRA, M. *Tratamiento físico-químico con lechada de cal y superfloc A-110 para la remoción de la turbidez y SST del efluente de la UOM SA* [en línea]. Tesis de licenciatura. Lima: Universidad César Vallejo, 2021 [consulta: 10 marzo 2024]. 45 pp. Disponible en: <https://hdl.handle.net/20.500.12692/84289>
5. HUAMÁN, D. *Remoción de contaminantes físicoquímicos en aguas residuales domésticas a nivel de laboratorio mediante un sistema de coagulación - floculación y adsorción* [en línea]. Tesis de licenciatura. Huancayo: Universidad Continental, 2024 [consulta: 10 marzo 2024]. 103 pp. Disponible en: <https://hdl.handle.net/20.500.12394/14552>
6. FLORES, E. *Remoción de Cu, Fe y Zn en las aguas ácidas de la relavera Quiulacocha-Pasco tras una dilución y adición de cal* [en línea]. Tesis de grado. Lima: Universidad San Ignacio de Loyola, 2023 [consulta: 15 marzo 2024]. Disponible en: <https://hdl.handle.net/20.500.14005/14115>
7. PARRA, N. *Evaluación de la eficiencia del óxido de calcio, para la remoción del hierro, en relaves de la mina Minsur por precipitación alcalina* [en línea]. Tesis de licenciatura. Puno: Universidad Nacional del Altiplano de Puno, 2022 [consulta: 5 abril 2024]. 87 pp. Disponible en: <http://repositorio.unap.edu.pe/handle/20.500.14082/18777>

8. TRUJILLO, J. *Optimización de la remoción de hierro del drenaje ácido de mina del pasivo ambiental minero de Mesapata, Recuay- Áncash, 2020-2021* [en línea]. Tesis de licenciatura. Huaraz: Universidad Nacional Santiago Antúnez de Mayolo, 2022 [consulta: 8 abril 2024]. 186 pp. Disponible en: <https://hdl.handle.net/20.500.14593/5134>
9. LÓPEZ, P, BARETTINO, D. y ADUVIRE, O. Tratamientos pasivos de drenajes ácidos de mina: Estado actual y perspectivas de futuro. *Boletín Geológico y Minero* [en línea]. 2022, 113(1), 3-21 [consulta: 8 abril 2024]. ISSN 0366-0176. Disponible en: <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=247839>
10. LIÑÁN, R y SÁNCHEZ, K. *Eficacia del hidróxido de sodio e hidróxido de calcio en la remoción de cobre y hierro en las aguas del drenaje ácido de mina, Algamarca 2023*. Cajamarca: Universidad Privada Antonio Guillermo Urrelo, 2023.
11. PAZ, C y CORTEZ, L. *Eficiencia de neutralización de aguas ácidas de mina con lechada de cal en una minera artesanal, La Libertad-2021* [en línea]. Tesis de licenciatura. Trujillo: Universidad Privada del Norte, 2022 [consulta: 10 abril 2024]. Disponible en: <https://hdl.handle.net/11537/34743>
12. MASINDI, V, FOTEINIS, S. y CHATZISYMEON, E. Co-treatment of acid mine drainage and municipal wastewater effluents: Emphasis on the fate and partitioning of chemical contaminants. *Journal of Hazardous Materials* [en línea]. 2022, 421 [consulta: 10 marzo 2024]. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126677>
13. CHAPARRO, J y RUIZ, N. *Evaluación a escala de laboratorio del gradiente de acidez de drenaje ácido de mina, mediante el uso de columnas de caliza como sistema pasivo de neutralización* [en línea]. Tesis de licenciatura. Bogotá: Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia, 2018 [consulta: 15 marzo 2024]. Disponible en: <http://repositorio.uptc.edu.co/handle/001/2539>
14. VERA, L. y otros. Eliminación de los metales pesados de las aguas residuales mineras utilizando el bagazo de caña como biosorbente. *Afinidad: Revista de Química Teórica y Aplicada* [en línea]. 2016, 13(573), 43-49 [consulta: 10 marzo 2024]. ISSN 0001-9704. Disponible en: <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=5467346>
15. VALENCIA, J. *Tratamiento de aguas ácidas de mina para el cumplimiento del DS N° 010-2010-MINAM de una empresa minera, Lima-2023* [en línea]. Tesis de

- licenciatura. Cerro de Pasco: Universidad Nacional Daniel Alcides Carrión, 2024 [consulta: 6 febrero 2024]. 117 pp. Disponible en:
<http://repositorio.undac.edu.pe/handle/undac/4133>
16. JIMÉNEZ, C. *Eficiencia en la remoción del tratamiento de aguas ácidas de mina, mediante neutralización activo con lechada de cal de la Unidad Minera Arasi-Puno* [en línea]. Tesis de licenciatura. Lima: Universidad Peruana Unión, 2017 [consulta: 20 marzo 2024]. Disponible en:
<http://repositorio.upeu.edu.pe/handle/20.500.12840/856>
 17. ADUVIRE, O. Dimensionado de sistemas de tratamiento de aguas ácidas de mina. *Revista de Medio Ambiente y Minería* [en línea]. 2018, (5), 1-11 [consulta: 30 marzo 2024]. ISSN 2519-5352. Disponible en:
http://www.scielo.org.bo/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2519-53522018000200001
 18. SHIM, M. y otros. Water quality changes in acid mine drainage streams in Gangneung, Korea, 10years after treatment with limestone. *Journal of Geochemical Exploration* [en línea]. 2015, 159, 234-242 [consulta: 10 febrero 2024]. ISSN 0375-6742. Disponible en:
<https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2015.09.015>
 19. BARRAL, M. Precipitados de hierro en medios sulfato-acidos que resultan de la alteracion de anfibolitas ricas en sulfuros. *Cuaderno Lab. Xeológico de Laxe* [en línea]. 1989, 14, 29-42 (consulta: 15 febrero 2024). ISSN 0213-4497. Disponible en: <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=5594233>
 20. CAVIEDES, D. y otros. Tratamientos para la remoción de metales pesados comúnmente presentes en aguas residuales industriales. Una revisión. *Ingeniería y Región* [en línea]. 2015, 13(1), 73-90 [consulta: 15 febrero 2024]. ISSN 1657-6985. Disponible en: <https://doi.org/10.25054/22161325.710>
 21. HOU, D. y otros. Simultaneous removal of iron and manganese from acid mine drainage by acclimated bacteria. *Journal of Hazardous Materials* [en línea]. 2020, 396 [consulta: 15 marzo 2024]. Disponible en:
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122631>
 22. HUANG, Y. y otros. Iron foam combined ozonation for enhanced treatment of pharmaceutical wastewater. *Environmental Research* [en línea]. 2020, 183 [consulta: 12 febrero 2024]. ISSN 0013-9351. Disponible en:
<https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109205>

23. ROJAS, D., GARAY, V. y CANTALLO, J. *Mercado Internacional del hierro y el acero*. Chile: Comisión Chilena del Cobre, 2022 [consulta: 15 mayo 2024]. Disponible en: <https://icha.cl/wp-content/uploads/2014/12/Informe-Mercado-Hierro-y-Acero-2012-vf.pdf>
24. MONTANO, Y. y otros. *El drenaje ácido de mina y sus potenciales impactos ambientales*. Lima: Introducción a la Química Inorgánica (Wikibook), 2022 [consulta: 10 abril 2024]. Disponible en: <http://blog.pucp.edu.pe/blog/gemrapucp/2020/11/15/drenaje-acido-de-mina-dam-problematika-en-los-cuerpos-de-agua-y-en-la-biosfera/>
25. HERNÁNDEZ, J. *Aplicación de la fotocatalisis heterogénea para la remoción de cobre y hierro en los drenajes ácidos de mina en la zona minera Michiquillay* [en línea]. Tesis de licenciatura. Chimbote: Universidad Privada del Norte, 2021 [consulta: 15 marzo 2024]. Disponible en: <https://repositorio.upn.edu.pe/handle/11537/30503>
26. PINEDO, A. y TANANTA, D. *Evaluación del hierro férrico (Fe+3) en el agua para consumo humano y su influencia en la salud de la población del Asentamiento Humano Nuevo Jerusalén, distrito de Callería, región Ucayali, 2019* [en línea]. Tesis de grado. Ucayali: Universidad Nacional de Ucayali, 2019 [consulta: 15 febrero 2024]. Disponible en: <http://repositorio.unu.edu.pe/handle/UNU/4953>
27. MARÍN, R. *Fisicoquímica y microbiología de los medios acuáticos. Tratamiento y control de calidad de aguas*. 2ª ed. Sao Paulo: Díaz de Santos, 2019.
28. BERROSPI, L. *Remoción de metales pesados presentes en las aguas ácidas de la laguna Yanamate mediante la aplicación de la dolomita como agente remediante a escala experimental-2019* [en línea]. Tesis de licenciatura. Cerro de Pasco: Universidad Nacional Daniel Alcides Carrión, 2019 [consulta: 12 marzo 2024]. 155 pp. Disponible en: <http://repositorio.undac.edu.pe/handle/undac/930>
29. MONTESINOS, M. *Caracterización de efluentes de mina para elección de la alternativa óptima de tratamiento* [en línea]. Tesis de licenciatura. Lima: Pontificia Universidad Católica del Perú, 2017 [consulta: 15 marzo 2024]. 87 pp. Disponible en: <http://hdl.handle.net/20.500.12404/7885>
30. PÉREZ, N. *Aislamiento y determinación de bacterias biooxidante del género Acidithiobacillus y Leptospirillum presentes en las aguas residuales de las unidades mineras de Recuay - Huaraz* [en línea]. Tesis de licenciatura. Huaraz: Universidad Ricardo Palma, 2016 [consulta: 20 febrero 2024]. 77 pp. Disponible en: <https://hdl.handle.net/20.500.14138/914>

31. SHENG, Y. y otros. Bioreactors for low-pH iron(II) oxidation remove considerable amounts of total iron. *RSC Advances* [en línea]. 2017, 57 [consulta: 5 febrero 2024]. Disponible en: 10.1039/C7RA03717A
32. SHUSTER, J. y otros. Terraced iron formations: Biogeochemical processes contributing to microbial biomineralization and microfossil preservation. *Geosciences* [en línea]. 2018, 8(12), 480 [consulta: 10 marzo 2024]. Disponible en: <https://doi.org/10.3390/geosciences8120480>
33. SKOUSEN, J., ZIEMKIEWICZ, P. y MCDONALD, L. Acid mine drainage formation, control and treatment: Approaches and strategies. *The Extractive Industries and Society* [en línea]. 2019, 6(1), 241-249 [consulta: 10 febrero 2024]. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.exis.2018.09.008>
34. ZHANG, Z. y otros. Schwertmannite: occurrence, properties, synthesis and application in environmental remediation. *RSC Advances* [en línea]. 2018, 8(59) [consulta: 10 febrero 2024]. Disponible en: 10.1039/c8ra06025h
35. ZIMMER, A. y otros. Implementación de dos sistemas de biorremediación como estrategia para la prevención y mitigación de los efectos del drenaje ácido de roca en la cordillera Blanca, Perú. *Revista de Glaciares y Ecosistemas de Montaña*, 2018, 3(4), 57-76 [consulta: 25 marzo 2024]. Disponible en: 10.36580/rgem.i4.57-76
36. KLEIN, R. y otros. Bioremediation of mine water. *Geobiotechnology I* [en línea]. 2013, 141, 109-172 [consulta: 10 marzo 2024]. Disponible en: 10.1007/10_2013_265
37. AZIZ, H., y otros. Iron and manganese removal from groundwater using limestone filter with iron-oxidized bacteria. *International Journal of Environmental Science and Technology* [en línea]. 2020, 17, 2667-2680 [consulta: 8 marzo 2024]. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s13762-020-02681-5>
38. ILBERT, M. y BONNEFOY, V. Insight into the evolution of the iron oxidation pathways. *Biochimica et Biophysica Acta - Bioenergetics* [en línea]. 2013, 1827(2), 161-175 [consulta: 20 marzo 2024]. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.bbabi.2012.10.001>
39. CHAPARRO, L. Drenajes ácidos de mina formación y manejo. *Esaica* [en línea]. 2015, 1(1), 53 [consulta: 10 abril 2024]. Disponible en: 10.15649/24225126.272
40. BALINTOVA, M. y PETRILAKOVA, A. Study of pH influence on selective precipitation of heavy metals from acid mine drainage. *Chemical Engineering*

Transactions [en línea]. 2011, 25, 345-350 [consulta: 15 febrero 2024]. Disponible en: 10.3303/CET1125058

41. FLORES, S., ZEGARRA, E. y TINOCO, O. Proceso de tratamiento de neutralización y adsorción de efluentes minero-metalúrgicos y aguas de mina con dolomita sin tratar y tratada [en línea]. Solicitud de patente PCT/PE2013/000006. 2024-04-24 [consulta: 20 marzo 2024]. Disponible en: <https://patents.google.com/patent/WO2014031014A2/es>
42. PÉREZ, N., PÉREZ, A. y GARNICA, P. Evaluación del óxido de calcio (estabilical) como estabilizador de suelos. *Secretaría de Transportes y Comunicaciones* [en línea]. 2019, 560 [consulta: 10 abril 2024]. Disponible en: <https://trid.trb.org/View/1640690>
43. ARIAS, F. *Introducción a la metodología científica*. 6ª ed. S.I.: Librería, 2016.
44. CASTRO, J., GÓMEZ, L. y CAMARGO, E. La investigación aplicada y el desarrollo experimental en el fortalecimiento de las competencias de la sociedad del siglo XX. *Tecnura* [en línea]. 2023, 27(75), 140-174 [consulta: 10 abril 2024]. Disponible en: <https://doi.org/10.14483/22487638.19171>
45. HERNÁNDEZ, R. y FERNÁNDEZ, C. *Metodología de la investigación*. México : McGrawHill Education, 2018.
46. CÓRDOVA, I. *Instrumentos de investigación*. Lima: San Marcos, 2018.
47. PERCAN. *Protocolo de monitoreo de calidad de efluentes y aguas superficiales en las actividades minero-metalúrgicas*. Lima: Proyecto de reformas del sector de recursos minerales del Peru, 2011 [consulta: 10 mayo 2024] Disponible en: <https://es.scribd.com/document/236390990/Protocolo-de-Monitoreo-de-Calidad-de-Efluentes-y-Aguas-Superficiales-en-Las-Actividades-Minero>
48. MINISTERIO DEL AMBIENTE. Aprueban límites máximos permisibles para efluentes líquidos de actividades minero-metalúrgicas. *Decreto Supremo N.º 010-2010-MINAM* [en línea]. 2010-08-23 [consulta: 10 febrero 2024]. Disponible en: <https://www.gob.pe/institucion/minam/normas-legales/317458-010-2010-minam>
49. HASSIBI, M. y SINGH, I. Preparación de la lechada de cal y su impacto en la eficiencia del proceso de flotación y costo de operación. *Chemco Systems* [en línea]. 2014 [consulta: 15 marzo 2024] Disponible en: <https://studylib.es/doc/5212197/>

50. QUÍMICA ANDINA. *El uso del coagulante y floculante en el tratamiento del agua*. 2024 [consulta: 10 febrero 2024]. Disponible en: <https://www.quimicaandina.com.pe/el-uso-del-coagulante-y-floculante-en-el-tratamiento-del-agua/>
51. UJAEN. *Sedimentación* [en línea]. 2024 [consulta: 15 febrero 2024]. Disponible en: <https://www4.ujaen.es/~ecastro/proyecto/operaciones/movimiento/sedimentacion.html>
52. MINISTERIO DE VIVIENDA, CONSTRUCCIÓN Y SANEAMIENTO. *Protocolo de monitoreo de la calidad de los efluentes de las plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas o municipales* [en línea]. 2019 [consulta: 20 abril 2024]. Disponible en: <https://sinia.minam.gob.pe/documentos/protocolo-monitoreo-calidad-efluentes-las-plantas-tratamiento-0>
53. CHÁVEZ, C. y SALAZAR, E. *Eficiencia del floculante sulfato de aluminio y polifloc (policloruro de aluminio) en la remoción de metales y depuración de aguas residuales de una empresa minera en Cajamarca, 2019* [en línea]. Tesis de licenciatura. Cajamarca: Universidad Privada del Norte, 2019 [consulta: 15 abril 2024]. 58 pp. Disponible en: <https://hdl.handle.net/11537/23840>

ANEXOS

Anexo 1. Matriz de consistencia

PROBLEMA	OBJETIVO	HIPÓTESIS	VARIABLES	DIMENSIONES	INDICADOR	UND	METODOLOGÍA
<u>General</u> ¿Cuánto es la eficiencia de remoción del hierro mediante tratamiento convencional de drenaje ácido en la Mina Colquirrumi, región Cajamarca, 2023?	<u>General</u> Evaluar la eficiencia de remoción del hierro mediante tratamiento convencional de drenaje ácido de la mina Colquirrumi, región Cajamarca, 2023	<u>Hipótesis alterna</u> La eficiencia de remoción del hierro mediante tratamiento convencional del drenaje ácido de la mina Colquirrumi supera el 70 %.	<u>Independiente</u> Tratamiento convencional de lechada de cal	Índice de acidez	Escala de pH 0-14	und	<u>Diseño de investigación</u> Experimental <u>Tipo de investigación</u> Aplicativo <u>Nivel de investigación</u> Explicativo
				Concentraciones de lechada de cal	5	%	
					10	%	
					15	%	
					20	%	
<u>Específicas</u> ¿La concentración del hierro y el pH presente en el drenaje ácido de la mina Colquirrumi, superará el límite máximo exigido por la normatividad? ¿Cuál es la dosis óptima para remover el hierro del drenaje ácido de la mina Colquirrumi? ¿Qué correlación tiene el nivel de pH con la eficiencia de remoción del hierro en el agua de la mina Colquirrumi?	<u>Específicas</u> Determinar la concentración del hierro y el pH presente en el drenaje ácido de la mina Colquirrumi. Determinar la dosis óptima de lechada de cal para remover el hierro del drenaje ácido de la mina Colquirrumi. Determinar la correlación que existe por el cambio del pH sobre la eficiencia de remoción del hierro del drenaje ácido de la mina Colquirrumi.	<u>Hipótesis nula</u> La concentración del hierro y el pH presente en el drenaje ácido de la mina Colquirrumi, supera el límite máximo exigido por la normativa. La dosis óptima de la lechada de cal para la remoción del hierro del drenaje ácido de la mina Colquirrumi es del 15 %. Existe una correlación significativa entre el cambio de pH sobre la eficiencia de remoción del hierro del drenaje ácido de la mina Colquirrumi.	<u>Dependiente</u> Eficiencia de remoción de hierro	Concentración del hierro	Concentración inicial	mg/l	
				Eficiencia de remoción del hierro	Concentración final	mg/l	
					Concentración al 5 % de Ca(OH)_2	%	
					Concentración al 10 % de Ca(OH)_2	%	
					Concentración al 15 % de Ca(OH)_2	%	
					Concentración al 20 % de Ca(OH)_2	%	

Anexo 2. Registro de datos en campo propuesta por la Autoridad Nacional del Agua

CUENCA: _____

REALIZADO POR: _____

AAA/ALA: _____

RESPONSABLE: _____

Punto de monitoreo	Descripción origen/ubicación	Localidad	Distrito	Provincia	Departamento	Coordenadas ¹		Altura msnm	Fecha	Hora	pH	T	OD	COND	Caudal ² profundidad m ³ /s o m	Observaciones ³
						Norte/Sur	Este/Oeste					°C	mg/L	µS/cm		

Anexo 3. *Etiquetas para muestra de agua propuesta por la Autoridad Nacional del Agua*

Solicitante/cliente:			
Nombre laboratorio:			
Código punto de monitoreo:			
Tipo de cuerpo de agua:			
Fecha de muestreo:			Hora:
Muestreado por:			
Parámetro requerido:			
Preservada:	SÍ	NO	Tipo reactivo:

Solicitante/cliente:			
Nombre laboratorio:			
Código punto de monitoreo:			
Tipo de cuerpo de agua:			
Fecha de muestreo:			Hora:
Muestreado por:			
Parámetro requerido:			
Preservada:	SÍ	NO	Tipo reactivo:

Anexo 4. Panel fotográfico



Foto 1. Monitoreo en el interior de la mina



Foto 2. Medición del pH en el laboratorio



Foto 3. Pesado de cal y preparación al 5 %, 10 %, 15 % y 20 %



Foto 4. Preparativo de lechada de cal al 5 %, 10 %, 15 % y 20 %



Foto 5. Tiempo de sedimentación con dosificación ideal de 2,5 ml de contenido de cal



Foto 6. Resultados del colorímetro: en el primer análisis, la cantidad de Fe superaba el rango de medición del equipo; en el segundo análisis, la cantidad de Fe era de 0,39 mg/l, lo cual estaba dentro de los LMP