



FACULTAD DE INGENIERÍA GEOGRÁFICA, AMBIENTAL Y ECOTURISMO
EFICIENCIA DEL TRATAMIENTO CON SULFURO DE SODIO Y ROCA CALIZA
PARA LA REMOCIÓN DE METALES PESADOS EN AGUA ÁCIDAS DE LA
LAGUNA YANAMATE EN CERRO DE PASCO, 2022

Línea de investigación:

Tecnologías para residuos y pasivos ambientales. Biorremediación

Tesis para optar el título profesional de Ingeniero Ambiental

Autor:

Espinoza Revilla, Alexander David

Asesor:

Vásquez Aranda, Ahuber Omar

ORCID: 0000-0002-2873-6752

Jurado:

Gómez Escriba, Benigno Paulo

Altez Rodriguez, José Felix

Diaz Villalobos, Carlos Alberto

Lima - Perú

2024



“EFICIENCIA DEL TRATAMIENTO CON SULFURO DE SODIO Y ROCA CALIZA PARA LA REMOCIÓN DE METALES PESADOS EN AGUAS ÁCIDAS DE LA LAGUNA YANAMATE EN CERRO DE PASCO, 2022”

INFORME DE ORIGINALIDAD

18%

INDICE DE SIMILITUD

18%

FUENTES DE INTERNET

3%

PUBLICACIONES

5%

TRABAJOS DEL ESTUDIANTE

FUENTES PRIMARIAS

1	repositorio.unfv.edu.pe Fuente de Internet	5%
2	hdl.handle.net Fuente de Internet	3%
3	repositorio.undac.edu.pe Fuente de Internet	1%
4	repositorio.unc.edu.pe Fuente de Internet	1%
5	1library.co Fuente de Internet	1%
6	repositorio.lamolina.edu.pe Fuente de Internet	<1%
7	id.scribd.com Fuente de Internet	<1%
8	repositorio.continental.edu.pe Fuente de Internet	<1%



FACULTAD DE INGENIERÍA GEOGRÁFICA, AMBIENTAL Y

ECOTURISMO

EFICIENCIA DEL TRATAMIENTO CON SULFURO DE SODIO Y ROCA CALIZA
PARA LA REMOCIÓN DE METALES PESADOS EN AGUA ÁCIDAS DE LA LAGUNA
YANAMATE EN CERRO DE PASCO, 2022.

Línea de Investigación

Tecnologías para residuos y pasivos ambientales. Biorremediación.

Tesis para optar el Título Profesional de Ingeniero Ambiental

Autor:

Espinoza Revilla, Alexander David

Asesor:

Vásquez Aranda, Ahuber Omar

(ORCID: 0000-0002-2873-6752)

Jurado:

Gómez Escriba, Benigno Paulo

Altez Rodriguez, José Felix

Diaz Villalobos, Carlos Alberto

Lima - Perú

2024

ÍNDICE

RESUMEN.....	8
ABSTRACT.....	9
I.Introducción.....	10
1.1.Descripción y formulación del problema	11
1.1.1. Descripción del problema	11
1.1.2. Formulación del Problema.....	13
1.2.Antecedentes	14
1.2.1. Antecedentes Internacionales.....	14
1.2.2. Antecedentes Nacionales	17
1.3.Objetivos.....	21
1.3.1. Objetivo General.....	21
1.3.2. Objetivos Específicos.....	21
1.4.Justificación	21
1.5.Hipótesis	23
1.5.1. Hipótesis General.....	23
1.5.2. Hipótesis Específicas	23
II.Marco Teórico.....	24
2.1.Bases Teóricas relacionadas al tema de invetsigación	24
2.1.1. Agua y Minería	24
2.1.2. Metales Pesados	24
2.1.3. Aguas producidas por las actividades mineras	25
2.1.4. Drenaje Ácido de Mina (DAM).....	26
2.1.5. Etapas de Formación de Aguas Ácidas.....	28

2.1.6.	Efectos del Drenaje Ácido de Mina	29
2.1.7.	Tratamiento de Drenaje Ácido de Mina.....	30
2.1.8.	Precipitación Química.....	33
2.1.9.	Humedales Artificiales.....	35
2.1.10.	Elementos de los Humedales Artificiales	36
2.1.11.	Funciones de los Humedales Artificiales	38
2.1.12.	Remoción de Metales en Humedales	40
2.1.13.	Laguna Yanamate	41
2.1.14.	Contaminación del Agua de la Laguna Yanamate.....	41
2.1.15	Caliza.....	42
2.2.	Marco Conceptual.....	42
2.2.1.	Agua Ácida	42
2.2.2	Humedales.....	43
2.2.3	Metales.....	43
2.2.4	Metales Pesados.....	43
2.2.5	Monitoreo del Agua.....	43
2.3	Marco Legal Ambiental.....	44
III.	Método.....	47
3.1.	Tipo de investigación.....	47
3.2.	Ámbito temporal y espacial.....	47
3.2.1.	Ámbito temporal	47
3.2.2.	Ámbito espacial	47
3.3.	Variables	48
3.3.1.	Variable Independiente	48

3.3.2. Variable Dependiente.....	48
3.4.Población y muestra	50
3.4.1. Población.....	50
3.4.2. Muestra	50
3.5.Técnicas e Instrumentos para la Recolección de Datos	50
3.5.1. Técnicas	50
3.5.2. Instrumentos.....	50
3.5.3. Equipos	50
3.6.Procedimiento	51
3.6.1. Monitoreo de Campo.	51
3.6.2. Determinación inicial de Metales Pesados	52
3.6.3. Pruebas Experimentales	53
3.6.4. Determinación Final de Metales Pesados	54
3.7.Análisis de datos	54
IV. Resultados.....	56
4.1. Caracterización del Drenaje Acido de Mina-Yanamate.....	56
4.2 Resultados de las caracterizaciones residuales.....	57
4.2.1. Concentraciones residuales de Plomo.....	57
4.2.2. Concentraciones residuales de Cadmio	59
4.2.3. Concentraciones residuales de Cobre	61
4.2.4 Concentraciones residuales de Zinc.....	63
4.2.5 Concentraciones residuales de Hierro.....	65
4.3 Eficiencias del tratamiento con sulfuro de sodio y roca caliza.....	67
4.3.1 Eficiencia de los tratamientos para Plomo.....	67

4.3.2	Eficiencia de los tratamientos para Cadmio.....	68
4.3.3	Eficiencia de los tratamientos para Cobre.....	69
4.3.4	Eficiencia de los tratamientos para Zinc.....	70
4.3.5	Eficiencia de los tratamientos para Hierro.....	72
V.	Discusión de resultados.....	74
VI.	Conclusiones.....	77
VII.	Recomendaciones.....	78
VIII.	Referencias Bibliográficas.....	79
IX.	Anexos.....	87

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1 LMP para descargas de efluentes de actividad minero metalúrgico.....	46
Tabla 2 Operalización de las variables	49
Tabla 3 Resultados de la caracterización del DAM.....	56
Tabla 4 Resultados residuales de Plomo.....	57
Tabla 5 Resultados residuales de Cadmio.....	59
Tabla 6 Resultados residuales de Cobre	61
Tabla 7 Resultados residuales de Zinc	63
Tabla 8 Resultados residuales de Hierro.....	65
Tabla 9 Resultados de las eficiencias para Plomo	68
Tabla 10 Resultados de las eficiencias para Cadmio	69
Tabla 11 Resultados de las eficiencias para Cobre	71
Tabla 12 Resultados de las eficiencias para Zinc	73
Tabla 13 Resultados de las eficiencias para Hierro	72

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 Laguna Yanamate.....	41
Figura 2 Comportamiento del Plomo por cada tratamiento.....	58
Figura 3 Comportamiento del Cadmio por cada tratamiento	60
Figura 4 Comportamiento del Cobro por cada tratamiento	62
Figura 5 Comportamiento del Zinc por cada tratamiento.....	64
Figura 6 Comportamiento del Hierro por cada tratamiento.....	66

RESUMEN

La industria minera es una actividad generadora de residuos capaces de reaccionar con elementos de la naturaleza, cuyos resultados pueden ser peligrosos para el ambiente, como es el caso de los Drenajes Ácidos de Mina (DAM). En la presente investigación se basó en evaluar el uso de dos tratamientos, un activo con sulfuro de sodio de 15g/l y otro pasivo con roca caliza, y encontrar sus niveles de eficiencia para cada caso en particular con relación al DAM de la laguna Yanamate. En la metodología, el sulfuro de sodio fue aplicado con la técnica de prueba de jarras o Jar Test, y para la roca caliza se elaboró un sistema de tres capas filtrantes con material calizo triturado, suelo orgánico y arena. Del tratamiento activo trabajado con dosis de 5, 10, 15 20 y 25 ml, se obtuvo las mayores eficiencias para el Plomo, Cadmio, Cobre, Zinc y Hierro con la última dosis, a razón del 95.6, 97.7, 92.9, 96.7 y 97.2 % respectivamente, y del tratamiento pasivo trabajado con tiempos de 5, 10, 15, 20 y 25 días, se obtuvo las mayores eficiencias para el Plomo, Cadmio, Cobre, Zinc y Hierro con el último día, en razón del 96.2, 96.9, 99.4, 99.3 y 99.6 % respectivamente. De los resultados obtenidos se puede concluir que el tratamiento activo alcanza altas eficiencias, pero su pH se mantiene ácido, lo cual requiere de un tratamiento complementario, sin embargo, el tratamiento pasivo también alcanza altas eficiencias, pero requiere de mayores tiempos de tratamiento.

Palabras Clave: drenaje Acido de Mina, metal pesado, tratamiento pasivo, tratamiento activo.

ABSTRACT

The mining industry is an activity that generates waste capable of reacting with elements of nature, the results of which can be dangerous for the environment, as is the case of Acid Mine Drainage (AMD). The present investigation was based on evaluating the use of two treatments, an active one with sodium sulfide of 15g/l and another passive one with limestone rock, and finding their efficiency levels for each particular case in relation to the DAM of the Yanamate lagoon. In the methodology, sodium sulfide was applied with the Jar Test technique, and for the limestone rock a system of three filter layers was developed with crushed limestone material, organic soil and sand. Of the active treatment worked with doses of 5, 10, 15, 20 and 25 ml, the highest efficiencies were obtained for Lead, Cadmium, Copper, Zinc and Iron with the last dose, at a rate of 95.6, 97.7, 92.9, 96.7 and 97.2 % respectively, and from the passive treatment worked with times of 5, 10, 15, 20 and 25 days, the highest efficiencies were obtained for Lead, Cadmium, Copper, Zinc and Iron with the last day, at a ratio of 96.2, 96.9, 99.4, 99.3 and 99.6% respectively. From the results obtained, it can be concluded that the active treatment achieves high efficiencies, but its pH remains acidic, which requires a complementary treatment; however, the passive treatment also achieves high efficiencies, but requires longer treatment times.

Keywords: acid mine drainage, heavy metal, passive treatment, active treatment.

I. INTRODUCCIÓN

Actualmente, el sector minero ha logrado establecerse con fuerza como una de las principales actividades económicas en el territorio peruano; sin embargo, desde hace varias décadas que la falta de control sobre los procedimientos de esta y el compromiso ambiental que debe mantener parece haber sido olvidado, lo cual ha llevado a colocar a las comunidades que rodean estas zonificaciones y los recursos ambientales que se ven afectados en un riesgo mayor. Siguiendo esta línea, Villanueva (2022) menciona que una situación que refleja esta problemática es el hecho de que 31,15% de los peruanos ingiera metales pesados en el agua que beben, además, este autor menciona cómo todo ello tiene raíces en la falta del cumplimiento de la legislación, así como la omisión de las autoridades de los efectos que puede tener este problema en la vida de las personas y del desarrollo ambiental.

Cabe resaltar que esta situación está tomando mayor relevancia en el presente; ya que, como menciona la investigadora Heikkinen (2022) el Perú se ha posicionado como uno de los principales países con la mayor cantidad de conflictos socioambientales; siendo estos 84, esto señala dos cosas: (1) se está desarrollando una mayor consciencia por parte de la población con relación al derecho a la calidad del agua y (2) las autoridades no han tratado de involucrarse en mayor medida para buscar tratamientos que logren colaborar a la erradicación de esta problemática. Es en este contexto en el cual surgen distintas alternativas para tratar las aguas contaminadas que puedan ser ecoamigables, que puedan ser aplicables de acuerdo a los recursos y características propias de las zonas afectadas, dentro de ellas se encuentran el tratamiento con sulfato de sodio y el tratamiento con piedra caliza (Bobadilla y Carrillo, 2022).

Ahora, una de las zonas más afectadas por la actividad minera en el Perú es Cerro de Pasco, y, de acuerdo a algunas investigaciones llevadas a cabo previamente, una zona que se ha encontrado expuesta constantemente de manera perjudicial ha sido la Laguna Yanamate;

además, a esto se le suman cualidades propias de la zona como su carácter de recurso no renovable o su suelo difícil de trabajar. Es por ello que la presente investigación pretende evaluar la efectividad de los tratamientos mencionados anteriormente en esta zona compleja.

1.1 Descripción y formulación del problema

1.1.1 Descripción del problema

Una de las principales fuentes de contaminación documentadas constantemente cuando se expone la labor minera son los drenajes ácidos (DAM); ya que, estas suelen contaminar tanto aguas superficiales como aguas subterráneas, y, al ser, altamente tóxicos (metales solubles e insolubles), impacta de manera perjudicial en la vida humana, la vida animal y la vegetación (Bardales y Vilcazán, 2022). Cabe resaltar que, el Perú se encuentra adscrito a una normativa nacional e internacional que se encarga de verificar e implementar nuevas posibilidades de intervención para esta fuente de contaminación, así como estándares de calidad para estas aguas.

Es así como, a manera de expandir la gama de intervenciones en esta problemática se estructuran dos tipos de tratamientos para el tratamiento de metales pesados en aguas ácidas: pasivos y activos, cada uno varía de acuerdo a condiciones naturales o tratamientos complementarios que se realicen (Vásquez y Escobar, 2020). Los primeros suelen requerir menor intervención por parte del hombre, ya sea en cualquier etapa del tratamiento, lo que conlleva a que tengan un menor costo y presupuesto, a esto se le añade que, usualmente no requieren ninguna adición de sustancias que sirvan para reducir la acidez (Celis y Medina, 2021). Los segundos suelen ser tratamientos continuos, lo cual significa que necesitan de constante operación y mantenimiento para poder utilizarlos, además, suelen emplear reactivos químicos (cal, sosa cáustica, carbonato de sodio, etc), personal especializado y un uso excesivo

de la energía (Kefeni & Mamba, 2021).

Ahora, la contaminación presente en laguna Yanamate en Cerro de Pasco ha incrementado de tal manera que desde hace ya varios años las ventajas que proveía ambiental y socialmente a los pobladores de la zona se han reducido hasta ser casi inexistentes, pasando así, de ser un territorio en el cual abundaba la agricultura y la ganadería a ser un sector que lleva a los pobladores a migrar para proteger su bienestar debido a los estragos del agua de la laguna en áreas de pastos y viviendas. Esta situación también se ve reflejados en datos que demuestran cómo la laguna Yanamate no cumple con los Estándares de Calidad Ambiental: 1. La acidez presente en las aguas de la laguna activan la presencia de metales totales, creando mayor conductividad, y 2. El suelo presenta niveles inadecuados de arsénico, cadmio, plomo, zinc y hierro. (Requín, 2019).

Algunos estudios llevados a cabo son los siguientes: En primer lugar, se encuentra la investigación de Mejía (2018), quien llevó a cabo una serie de pruebas experimentales con el tratamiento de un método activo y de fitorremediación en las aguas ácidas de la laguna Yanamate. Es así que los hallazgos fueron los siguientes: la alta acidez que produce un pH de 1.55 así como la presencia de metales disueltos como hierro, cobre y cromo VI fueron las operaciones mineras de la empresa Cerro S.A.C, el método activo de cal con una pureza del 80% logra neutralizar las muestras de las aguas en tal punto que consigue puntajes cercanos a los propuestos por los Estándares de Calidad Ambiental, y, el método de fitorremediación, al necesitar mayor tiempo y por los mecanismos de acumulación que tienen las propias plantas, no permitió un adecuado control. En segundo lugar, se encuentra el estudio de Berrospi (2019), quien se centró en el tratamiento con dolomita para la remoción de los metales pesados en las aguas ácidas de la laguna Yanamate, destacando este tratamiento como un método alternativo para la precipitación y purificación de los drenajes ácidos. Algunos de los resultados del estudio

experimental fueron los siguientes: con la dosificación de 25 g de dolomita en el P-1 (1.91) mejoró hasta lograr un pH 7.19 y en el caso P-2 (1.96) también mejoró llegando a un pH 7.35, y, con relación a los metales totales, con 25 g de dolomita, el P-1 descendió mucho más el contenido de Plomo, Hierro, Cobre, Zinc, en 0.0006 mg/l, 0.3002 mg/l, 0.03452 mg/l, 8.1359 mg/l, respectivamente, para el caso del P-2 descendió el plomo, Hierro, Cobre, Zinc, en 0.0021mg/l, 0.2449 mg/l, 0.02479 mg/l, 6.7898 mg/l, respectivamente.

En su trabajo de investigación Tarazona (2022), planteó como objetivo determinar el efecto de la aplicación de diferentes dosis de dolomita e hipoclorito de sodio en la precipitación de metales pesados en aguas ácidas procedentes de la mina Volcán en la laguna Yanamate, encontrando diferentes resultados detallados más adelante. Cabe resaltar que para la metodología se aplicaron 50 gr y 100 gr de dolomita, 50 ml y 100 ml hipoclorito de sodio en 5 repeticiones con muestras de aguas ácidas. Es así que, con el tratamiento 100 gr de dolomita se redujo el plomo de 0.3200 ppm a 0.0060 ppm, el hierro de 245.8930 ppm a 0.4009 ppm y el zinc de 7.0391 ppm a 3.4221 ppm mientras que el tratamiento con dosis de 100 ml hipoclorito de sodio se obtuvo la reducción de plomo inicial 0.3200 ppm a 0.0013 ppm, reducción de hierro de 245.8930 ppm 0.2665 ppm, reducción de zinc de 25.8074 ppm a 3.4221 ppm. Es por todo lo mencionado anteriormente que el presente trabajo de investigación pretende determinar la eficiencia del tratamiento con sulfuro de sodio y roca caliza para la remoción de metales pesados en aguas ácidas de la laguna Yanamate en Cerro de Pasco. Todo ello con el fin de contribuir a una revisión bibliográfica y metodológica actualizada no solo en relación al estado de la zona sino también a los efectos recientes de los tratamientos propuestos en la problemática.

1.1.2 Formulación del Problema

1.1.2.1 Problema general. ¿Cómo será la eficiencia del tratamiento con sulfuro de sodio y roca caliza para la remoción de metales pesados en drenajes ácidos de la laguna Yanamate en Cerro de Pasco, 2022?

1.1.2.2 Problemas específicos

- ¿Cuáles serán las características fisicoquímicas de las aguas acidas de la laguna Yanamate en Cerro de Pasco?
- ¿Cuáles son las concentraciones residuales de metales pesados terminado el tratamiento activo con sulfuro de sodio y pasivo con roca caliza en las aguas acidas en la laguna Yanamate?
- ¿Cuál es la eficiencia del sulfuro de sodio y roca caliza en la remoción de metales pesados de las aguas acidas en la laguna Yanamate?

1.2 Antecedentes

1.2.1 Antecedentes Internacionales

Turingana et al. (2022), en su artículo científico desarrollado sobre: “*Efficacy of Limestone and Laterite Mine Waste in the Passive Treatment of Acid Mine Drainage*”, indica que los residuos de mina de laterita (LMW) han demostrado su potencial como medio de tratamiento efectivo para metales pesados en AMD, es así que en este estudio se examinó la eficacia de este material para complementar el desempeño de la piedra caliza en cuatro proporciones diferentes. Dentro de la metodología se procedió a colocar los materiales en una configuración en capas para permitir que cada material sea independiente del punto de ruptura del otro. Los parámetros de calidad del agua (pH y conductividad) se midieron junto con Cu, Fe y Ni. Los resultados mostraron que un mayor tiempo de residencia y una mayor cantidad de

LMW produjeron una mejor calidad del efluente en general. En la marca de los 30 minutos, la relación 25:75 (p/p) de piedra caliza y LMW aumentó el pH de 2,24 a 5,84 mientras lograba una reducción del 99 % para Cu, 93 % para Fe y 63 % para Ni.

Martins et al. (2022) en su investigación denominada: “*Passive treatment of acid mine drainage with active Geocomposites*”, realizaron un estudio experimental en el cual se hizo uso de un estanque piloto de flujo vertical cubierto con un geocompuesto activo para una mina de níquel abandonada en Finlandia. Ello con el objetivo de demostrar e indagar cómo; mediante el flujo vertical, el agua contaminada por los metales se filtra y se neutraliza el pH, reduciendo a su vez el uso de energía y tecnologías costosas. Los hallazgos más importantes fueron expuestos en los primeros tres meses, esto se reflejó en la reducción de níquel en un promedio del 65%, la reducción del cobre así y el aluminio en un promedio de más del 90%, la disminución de otros metales y la estabilización del pH. En conclusión, se encontró que los geocompuestos activos pueden tratar cantidades pequeñas y medianas de DAM, esta opción permite una protección permanente contra la propagación de contaminantes en el medio ambiente.

Truța et. al (2017) llevaron a cabo una investigación en Rumania denominada: “*Batch experiment to test the limestone treatment on two types of acid mine water*”, esta llevó a cabo mediante un estudio comparativo para evaluar la efectividad de cuatro tipos distintos de piedra caliza en el tratamiento del agua de la minería Rosia Montana y Baia Mare. El motivo por el cual se decidió usar la piedra caliza fue debido a los beneficios de ser un material natural y de bajo costo, así como por los alcances de últimos estudios sobre su utilidad para ser una alternativa para el tratamiento del DAM. Es así que para lograr el objetivo de la investigación se agitó una muestra de 120 mL de agua y 150 g de piedra caliza (tamaño de grano 5-10 mm) durante 60 minutos. Los resultados mostraron que el tipo de caliza más adecuada para aumentar

el pH y reducir concentraciones de hierro, cobre, cadmio y zinc, fue la de Vistea, seguida de Cuciulat, Geomal y Sandulesti, Además, se debe considerar que la efectividad del método depende del tipo de piedra caliza, las características del agua y el tiempo de contacto entre el agua y la roca.

Labastida et. al (2019) realizaron un estudio científico: “*Kinetic approach for the appropriate selection of indigenous limestones for acid mine drainage treatment with passive systems*”, este se basó en un análisis cinético heterogéneo de la disolución de piedra caliza, ello con el motivo de encontrar en qué condiciones la caliza que lograba una mayor efectividad para el tratamiento pasivo de drenaje de ácido de minas al exponerla en concentraciones de hierro elevadas. Es así que se realizaron experimentos en dos depósitos en México, uno inactivo y el otro activo. Con relación a los resultados más relevantes se tuvieron los siguientes: con la caliza se alcanzaron eficiencias de remoción cercanas al 100% para arsénico, hierro, cadmio y aluminio, se reportó una eliminación parcial de zinc y sílice, y el pH aumentó cerca de la neutralidad. Para finalizar, se menciona la urgencia y necesidad de estudios futuros sobre la caliza para mejorar la permeabilidad y la vida útil del sistema para tratar los metales pesados.

Luptakova et al. (2012) en su artículo científico que desarrolló sobre: “*Application of physical–chemical and biological–chemical methods for heavy metals removal from acid mine drainage*”, planteó como objetivo general: demostrar la viabilidad técnica de la eliminación de metales pesados de AMD utilizando métodos fisicoquímicos y biológico-químicos. La base del método fisicoquímico fue la electroobtención. El principio del método biológico-químico fue la precipitación secuencial selectiva (SSP) de metales con la aplicación de ácido sulfhídrico producido por bacterias sulfato-reductoras y solución de hidróxido de sodio. Tanto los procesos de electroobtención como SSP disminuyen el contenido de metales pesados en AMD. El pretratamiento de AMD mediante precipitación química de hierro y aluminio (en el caso de las

pruebas de electrodeposición) y precipitación química de hierro (en el caso de las pruebas de SSP) mejoró la selectividad de los procesos. Otro objetivo del trabajo fue la mejora del SSP. Durante los experimentos electroquímicos se logró una remoción del 99% de Zn -en forma metálica- y del 94% de Mn -en forma de MnO₂- ambos con un alto grado de pureza. El proceso SSP alcanzó la precipitación selectiva de los metales seleccionados con una eficiencia del 99%: Fe, Al y Mn en forma de hidróxidos metálicos, Cu y Zn como sulfuros metálicos. Los resultados alcanzados pueden utilizarse para diseñar un proceso apropiado para la recuperación selectiva de metales del AMD descargado del depósito de Smolník.

1.2.2 Antecedentes Nacionales

Jiménez (2017), en su investigación sobre: *“Eficiencia en la remoción del tratamiento de aguas ácidas de mina, mediante neutralización activo con lechada de cal de la Unidad Minera Arasi – Puno”*, planteó como objetivo: determinar la eficiencia en la remoción del tratamiento de aguas ácidas de mina, mediante neutralización activo con lechada de Cal de la Unidad Minera Arasi – Puno, generado en el pie del Botadero Jessica. Dentro de la metodología se tiene que la investigación se desarrolló en 4 etapas: primero se realizó la medición de caudal y la caracterización del agua ácida, la segunda etapa se realizó los ensayos de laboratorio con la neutralización con lechada de cal y análisis de los parámetros físico-químicos e inorgánicos del agua tratada obtenida de los ensayos de laboratorio, en tercer lugar la adecuación del tratamiento con lechada de cal al actual sistema de tratamiento, y por último la cuarta etapa es el análisis de los parámetros físico-químicos e inorgánicos a nivel de campo. Los resultados obtenidos en la remoción de metales pesados en el efluente a nivel campo a un pH de 8.1, C.E de 5.14 mS/cm y O.D de 5.54mg/l arroja resultados de remoción de 99.96% de Al, 0 % de As, 99.7% de Be, 99.8% de B, 98.9% de Cd, 99.9% de Co, 99.9% de Cu, 99.5% Cr, 99.98% de Fe,

83.5% de Mg, 98.7% de Mn, 99.9% de Ni, 0% de Pb, 0% de Se, y 99.95% de Zn. En conclusión, al neutralizar el drenaje ácido con lechada de cal existe una eficiencia de remoción considerable de los parámetros físico químico e inorgánico.

Huizay (2015), en su investigación sobre: *“Remoción de metales del Drenaje Acido de Mina mediante Lecho pulsado de Caliza del Pasivo Ambiental Aintero Apu Campanayoc I Huancavelica”*, planteó como uno de sus objetivos específicos: Determinar la cantidad de piedra caliza necesaria para la remoción de metales de los drenajes ácidos de minas aplicando la técnica de lecho pulsado de caliza del PAM Apu Campanayoc . El agua sin tratamiento en el PAM Apu Campanayoc I contiene típicamente cerca de 600mg/L de acidez, debido a la presencia de metales hidrolizables que incluye hierro, cobre, aluminio, zinc y manganeso. La metodología utilizada fue la experimental hipotético deductivo; para la remoción de lecho pulsado de piedra caliza en el drenaje ácido de mina proveniente de un pasivo ambiental se hizo uso de la tecnología que consistió en utilizar la piedra caliza en un reactor tipo bach fluidizado que permitió la remoción de los contaminantes metálicos de las aguas impactadas por las operaciones de la minera Apu Campanayoc I. El trabajo se desarrolló en el periodo de seis meses Como resultado de las pruebas realizadas se ha determinado, y demostrado un aumento en el pH de 3.0 a 7.0, casi completa la eliminación de hierro y aluminio y una alcalinidad cerca de 100 mg/L como CaCO₃. Concluyéndose que se necesitó 500 mg/L CaCO₃ (acidez neutralizada y alcalinidad generada) al agua para la remoción de metales; y se obtuvo un rendimiento del 85% para la eliminación metálica del Al y Fe, pero fue menos de 10% para el Zn y Mn, debido a un pH más alto requerido para la precipitación de estas especies.

Ramos (2022), en su investigación que realizó sobre: *“Optimización de la remoción de cadmio del drenaje ácido de la mina “La Esperanza” empleando humedales anaeróbicos artificiales a escala de laboratorio”* planteó como objetivo general: Optimizar la remoción de

cadmio del drenaje ácido de la mina “La Esperanza” empleando Bacterias Sulfato Reductoras en humedales anaeróbicos artificiales a escala de laboratorio. En esta investigación indica que el (DAM), provoca la contaminación de aguas superficiales y subterráneas con metales pesados, y para lograr remover estos contaminantes se utilizan tratamientos pasivos, como los humedales artificiales. Se procedió a elegir el consorcio con la mayor reducción de sulfatos en el menor tiempo, para ser el inóculo bacteriano de los humedales artificiales. Se realizaron variaciones de pH y volumen de inóculo de las BSR para verificar la capacidad de remoción del cadmio. Todos los sistemas mostraron una diferencia significativa ($p < 0,05$) entre los valores iniciales y finales de las concentraciones de cadmio. Sin embargo, los mejores porcentajes de remoción de cadmio fueron los que superaban al 50% como el de DAM pH 6 + BSR 35% (83,61%), DAM pH 5 + BSR 35% (59,43%), DAM pH 4,5 + BSR 35% (62,70%). Se concluyó que el volumen de inóculo de BSR al 35% y el pH inicial de 6 eran los parámetros óptimos para la remoción de metales pesados.

Rinmarachin (2015), en su investigación sobre: *“Tratamiento de aguas de efluentes minero – metalúrgicos utilizando, métodos pasivos y activos en sistemas experimentales”*, planteó como objetivo: Reducir el grado de contaminación de aguas de mina mediante métodos pasivos y activos. Dentro de la metodología empleada en el método pasivo se utilizó el compost y humus como material de reacción se utilizó la técnica de flujo estable, mientras que para el método activo se usó membrana semipermeable artesanal mediante la técnica de osmosis inversa. Para el análisis cuantitativo de Cu, Zn, As, Pb, Cd y Hg se empleó el espectrofotómetro. Obteniéndose como resultado del compost y humus una remoción de metales pesados de Cu, As, Cd y Hg superiores al 97%, comparados con los metales pesados que presentaron bajo porcentaje de remoción, obteniendo para el Zn con humus un 85.67% y para el Pb con compost 98.66%. mientras que para el sistema de membranas semipermeable artesanales los metales

como el Pb, As, y Zn alcanzaron una retención superior del 995 y otros como el Hg y Cd totalmente, en este caso el metal con menor capacidad de retención fue el Cu con 98.83% para la membrana del humus y 99.55% para la membrana de compost. Concluyéndose que el Humus y el compost presentan una elevada capacidad de remoción de metales y al unirlos con la membrana semipermeable, que posee una gran capacidad de retención de metales se maximiza los resultados.

Licapa (2015), en su estudio sobre *“Influencia del tiempo de retención y composición del sustrato en la remoción de hierro y cobre del drenaje ácido de mina en humedales artificiales”*, planteó como objetivo: Determinar la influencia del tiempo de retención y la composición del sustrato en la remoción de hierro y cobre del drenaje ácido de mina en humedales artificiales. Entro de la metodología de estudio se procedió a desarrollar 3 fases: campo, laboratorio y gabinete. En la fase de campo se construyó a escala de planta piloto y en proceso batch 2s sistemas de humedales artificiales con las siguientes características: 1.08m de largo, 0.72 m de ancho y 1.00 m de profundidad, se empleó grava de 1 a 1.5 pulgadas de diámetro como material de soporte de las raíces de la totora (*Scirpus californicus*). Posteriormente el drenaje ácido de mina se sometió al tratamiento durante 48 horas, recolectándose muestras cada 12 horas, para determinar la concentración de Fe y Cu por el método de absorción atómica. Obteniéndose como resultado que después del tratamiento de drenaje ácido de mina en humedales que la mejor composición del sustrato para la remoción de Fe y Cu en humedales artificiales es el 80% de estiércol de vaca predescompuesto con 20% de musgo y aserrín (1:1) con el que se obtiene una remoción de 97.66% de hierro, en el que disminuye la concentración de 107.46 mg/L a 2.51 mg/L; y la remoción de cobre de 90.12%, en el que disminuye la concentración de 0.64 mg/L a 0.063 mg/L. Concluyéndose que mejor tiempo de retención del drenaje ácido de mina en humedal artificial para la remoción de

Fe y Cu es 48 horas, obteniéndose una remoción para Fe de 97.33% y 97.66% para ambos tipos de sustratos; mientras que para la remoción de Cu en ambos tipos de sustratos fue de 84.50% y 90.12%.

1.3 Objetivos

1.3.1 Objetivo General

Evaluar la eficiencia en el tratamiento con sulfuro de sodio y roca caliza en las aguas acidas de la laguna Yanamate en Cerro de Pasco, 2022.

1.3.2 Objetivos Específicos

- Caracterizar los parámetros fisicoquímicos de las aguas acidas de mina de la laguna Yanamate en Cerro de Pasco.
- Determinar las concentraciones residuales de metales pesados terminado el tratamiento activo con sulfuro de sodio y tratamiento pasivo con roca caliza en las aguas acidas de la laguna Yanamate en Cerro de Pasco.
- Determinar la eficiencia del tratamiento con sulfuro de sodio y roca caliza para la remoción de metales pesados en las aguas acidas de la laguna Yanamate en Cerro de Pasco.

1.4 Justificación

Desde el punto de vista ambiental, el tratamiento de aguas ácidas para la remoción de metales pesados por el método de precipitación con sulfuro de sodio y roca caliza se presentan como una solución para los efluentes de origen minero, logrando una eliminación significativa que permitirá alcanzar los límites máximos permisibles. Ambos sistemas de tratamiento, tanto activo como pasivo, presentan ventajas comparativas con relación a la presencia de residuos dejados al ambiente sobre otros sistemas convencionales, generando una mejor calidad de agua

para el tipo de efluente, reduciendo así el impacto ambiental de los vertimientos ácidos de mina a cuerpos receptores del entorno a las unidades mineras.

Desde el punto de vista económico, ambos sistemas resultan favorables debido a sus costos bajos de operación, considerando la fase de construcción, mantenimiento y consumo de energía, frente a los demás tratamientos convencionales que requieren de costos operativos elevados.

La aplicación de métodos en el tratamiento de aguas acidas es un campo de especialización importante para las tecnologías ambientales, teniendo en consideración sobre todo el uso de materiales presentes en la naturaleza encontrados en abundancia como la roca caliza, en tal sentido la presente investigación busca contribuir al conocimiento y entendimiento de las capacidades existentes en la naturaleza, frente a los procesos convencionales de remoción de metales pesados.

Las alternativas propuestas buscan frenar los problemas que enfrentan las empresas mineras por el elevado costo operativo en el tratamiento de sus aguas acidas a través de métodos convencionales, los cuales muchas veces resultan ineficientes en la remoción de metales pesados para alcanzar los valores que exigen los Límites Máximos Permisibles. La información generada en el presente estudio podrá ser de utilidad para empresarios del rubro minero, investigadores y estudiantes ligados con el sector.

La justificación metodológica se sustenta en procesos activos y pasivos que permiten trabajar y obtener resultados confiables en base a pruebas y ensayos de laboratorio como el Jar Test para el caso del sulfuro de sodio y de simulación de humedales para el caso de la roca caliza. Así mismo, la metodología propuesta podrá ser usada en investigaciones similares.

1.5 Hipótesis

1.5.1 Hipótesis General

La eficiencia del sulfuro de sodio frente a la roca caliza permitirá conocer el nivel de remoción de metales pesados en aguas ácidas de la laguna Yanamate en Cerro de Pasco, 2022.

1.5.2 Hipótesis Específicas

- Los niveles de los parámetros fisicoquímicos se encuentran fuera de los Límites Máximos Permisibles para las aguas acidas de la laguna Yanamate en Cerro de Pasco.
- El sulfuro de sodio y roca caliza dejan diferentes concentraciones residuales en la remoción de metales pesados de las aguas acidas de la laguna Yanamate en Cerro de Pasco.
- El sulfuro de sodio y roca caliza presentan diferentes grados de eficiencia en la remoción de metales pesados de las aguas acidas de la laguna Yanamate en Cerro de Pasco.

II. MARCO TEÓRICO

2.1 Bases Teóricas relacionados al tema de investigación

2.1.1 Agua y Minería

Las actividades mineras influyen en las aguas subterráneas y superficiales, gracias a las excavaciones profundas y túneles que se realizan para el proceso extractivo. Los efluentes que se producen en el proceso de extracción se transforman en fuentes de contaminación de los cuerpos receptores. Es por ello que las normativas vigentes conllevan a la ejecución de operaciones en circuito cerrado evitando descargas a las fuentes receptoras de agua. La minería altera el ciclo hidrológico, debido a los cambios que produce en la infiltración, escorrentía, almacenamiento y retención de agua en zonas superficiales y subterráneas, así como su pase por cauces. Esto se da porque las zonas de recarga y el suelo, se alteran al retirarse la cobertura vegetal antes de las explotaciones. Las aguas son drenadas gracias a la actividad minera, afectando el nivel piezométrico de la zona circundante (Núñez, 2021).

2.1.2 Metales Pesados

Los metales pesados son aquellos elementos químicos que poseen una densidad igual o superior a 5 g/cm^3 en su forma elemental, o cuyo número atómico es superior a 20 (excluyendo a los metales alcalinos y alcalinotérreos). Su existencia en la corteza terrestre es menor a 0,1%, también se define como metales pesados a los metales cuyas densidades son 5 veces mayores a la del agua; como es el caso del Cd, Pb, y Hg. Dentro de las propiedades que poseen los metales, la que más destaca es que nunca se degradan; a diferencia de los contaminantes orgánicos que se degradan al exponerse a la luz solar o al calor, los metales persisten y no desaparecen. Los metales tienen muchas propiedades importantes para la salud humana

(Soriano, 2018).

2.1.3 Aguas producidas en las actividades Mineras

Las aguas que se producen en actividades mineras se dividen en 2 grupos, sin considerar su procedencia: aguas alcalinas y aguas ácidas.

2.1.3.1 Aguas Alcalinas. Son aquellas que poseen bajo poder de solubilización, y provienen del contacto entre materiales dolomíticos o calizos con aguas subterráneas o superficiales. La disgregación del carbonato cálcico, óxidos y silicatos minerales, se da gracias a la presencia del anhídrido carbónico existente en el agua, dando lugar a la reacción siguiente



El ion bicarbonato presente en las aguas, determina la alcalinidad de estas. Para medir la alcalinidad total se hace uso de los símbolos mg/L y se puede estimar con la siguiente fórmula:

$$100[(\text{HCO}_3^-) + 2(\text{CO}_3^{2-}) + (\text{OH}^-)]$$

Aunque no es casual obtener aguas alcalinas, puede ser perjudiciales; al igual que las aguas ácidas, siendo los materiales abruptos excavados los que brindan mayor presencia de contaminantes. Ciertas aguas con característica alcalina o básica presentan grandes concentraciones de hierro ferroso, que, al entrar en un proceso de oxidación e hidrólisis, ocasionan una variación de las características del drenaje, siendo más frecuentes en minas subterráneas que a tajo abierto, siendo muy perjudiciales, ya que pueden ocasionar la lixiviación de materiales con alto potencial de contaminación (Núñez, 2021).

2.1.3.2 Aguas Ácidas: Son aguas constituidas por sustancias ácidas sulfatadas, con una gran presencia de metales disueltos, originados en la oxidación biológica y química de minerales sulfurados y de la lixiviación de metales pesados agrupados. Las oxidaciones se dan

de forma natural y son acelerados gracias a la exposición de la roca al agua y al oxígeno, además por la actividad catalizadora de ciertas bacterias (Núñez, 2021).

2.1.4 Drenaje Ácido de Mina DAM

El drenaje ácido de mina es la acidificación del agua superficial y subterránea en una mina al estar en contacto con minerales metalíferos en las labores mineras, diques de cola y/o escombreras. Los DAM son aguas con valores de pH bajos (en general $\text{pH} < 4$), con altos contenidos de Fe^{+2} y SO_4^{2-} disueltos, poseen elevada conductividad eléctrica, grandes cantidades de metales en solución que son potencialmente tóxicos como As, Cd, Pb, Zn, Cu, Hg, Sb, Se, etc. Las concentraciones de metal en el drenaje ácido dependen del tipo y cantidad de minerales sulfuros presentes, y la calidad total del agua de las áreas perturbadas depende de los minerales productores de ácido (sulfuro) y neutralizantes de ácidos (carbonato) contenidos en la roca perturbada. Por lo tanto, los materiales ricos en sulfuros y carbonatos pobres producen drenaje ácido, mientras que los materiales ricos en carbonatos producen condiciones alcalinas en el drenaje (Jiménez, 2017).

2.1.4.1 Clases del Drenaje de Mina Se clasifican a partir del pH y el contenido de oxígeno y metales pesados cinco tipos básicos de aguas ácida:

- Tipo 1: Contiene muy poco o nula alcalinidad y elevada acidez ($\text{pH} < 4.5$). Presenta alta concentración de hierro, aluminio, manganeso y otros metales, y de oxígeno disuelto (Jiménez, 2017).
- Tipo 2: Alto contenido en sólidos disueltos totales, en manganeso y hierro ferroso, bajo o nulo contenido en oxígeno disuelto y pH superior a 6. Al producirse la oxidación de los metales, el pH del agua desciende drásticamente y se transforma en agua del Tipo 1 (Jiménez, 2017).

- Tipo 3: Contenido de alto a moderado en sólidos disueltos, hierros ferrosos y manganeso, bajo o nulo contenido en oxígeno disuelto, pH superior a 6 y contenido en alcalinidad superior al de acidez. El ácido generado en la oxidación e hidrólisis de los metales es neutralizado por la alcalinidad contenida en el agua (Jiménez, 2017).
- Tipo 4: Drenaje ácido neutralizado, con pH superior a 6 y alto contenido en sólidos en suspensión. La precipitación de los hidróxidos aún no se ha producido. Con un tiempo de residencia adecuado en una balsa de decantación, las partículas sedimentan y el agua se transforma en el Tipo 5 (Jiménez, 2017).
- Tipo 5: Drenaje ácido neutralizado, con pH superior a 6 y alto contenido en sólidos disueltos después de que la mayoría de los hidróxidos han precipitado, los principales cationes que permanecen en solución son calcio y magnesio. Los aniones y bicarbonato también permanecen en solución (Jiménez, 2017).

Otros tipos de agua ácida se producen en minas con bajo contenido en sulfuros y bajas o moderadas cantidades de carbono. El agua generada en ellas suele ser pH cercano a la neutralidad, baja conductividad ($<100\mu\text{S}/\text{mm}$) y acidez y alcalinidad equilibradas. Estas aguas se consideran inertes o neutras (Jiménez, 2017).

2.1.4.2 Características de los Drenajes Ácidos de Mina

El drenaje ácido de mina se caracteriza por:

- ✓ Si el pH del agua sube por encima de 5, igualmente se inhibe la oxidación.
- ✓ Si el pH del agua desciende por debajo de 4,5 debe esperarse que todo el sulfuro de hierro termine oxidándose.²⁷
- ✓ Si el pH desciende por debajo de 2,5 se establece un equilibrio en el que la actividad bacteriana se estabiliza, ya que habrá alcanzado su óptimo de desarrollo (la velocidad de reacción se habrá incrementado entre 10⁵ y 10⁶ veces respecto al mecanismo

directo).

- ✓ Valores de pH por debajo
- ✓ Contienen gran cantidad de sólidos
- ✓ Alto contenido de metales (Fe, Al, Mn, Zn, Cu, Pb, Hg, Cd, Ni, etc.)
- ✓ Concentraciones elevadas de sulfatos (Soriano, 2018).

2.1.5 Etapas de Formación de Aguas Ácidas

Se identifico 3 etapas en la generación de drenaje ácido de mina, dependiendo del pH de la solución del efluente. A medida que el pH disminuye por las reacciones de oxidación, se desarrollan distintas reacciones de neutralización por parte de los minerales consumidores de ácido (Jiménez, 2017).

- La Etapa I puede durar semanas, meses o años dependiendo del potencial de neutralización contenido. Se desarrolla a un rango de pH casi neutro, la mayor parte de la oxidación es química por el oxígeno del aire. El producto de la oxidación de los minerales sulfurados son sulfatos, hierro ferroso y acidez, el cual es rápidamente neutralizada por la alcalinidad presente en la roca. Cuando carbonatos, silicatos y otros minerales alcalinos dejan de estar disponibles, el pH de la solución comienza a disminuir gradualmente. Si la generación de acidez en el tiempo continúa mayor a la capacidad del mineral para neutralizar, el pH continuará acidificándose hasta alcanzar las etapas II y III, de la generación del drenaje ácido (Jiménez, 2017).
- En la Etapa II el pH del microambiente ha disminuido hasta 4.5, las poblaciones de las bacterias amantes del ácido (acidófilas) como *Thiobacillus ferrooxidans* comienzan a multiplicarse. La oxidación de estas bacterias aumenta la velocidad de producción de ácido. En esta etapa los valores de solución pH son ácidos y se observan elevados

niveles de sulfato, acides y metales disueltos. En la reacción se produce el sulfato ferroso que al ser oxidado nuevamente se transforma en sulfato férrico, y éste a su vez en contacto con el agua da lugar al ácido sulfúrico y al hidróxido férrico, que es insoluble y es el que provoca la coloración amarilla de las aguas (Jiménez, 2017).

- En la Etapa III cuando el pH alrededor de los sulfuros disminuye por debajo de 3, el hierro férrico permanece en solución. El hierro ferroso es convertido por las bacterias en hierro férrico que a su vez oxida los minerales de sulfuro. La velocidad de formación de ácido es rápida en la última etapa y está limitada por la concentración de hierro férrico. En el momento que se producen grandes cantidades de ácido, se deben tener en cuenta los siguientes puntos:
 - Si se inhibe la bacteria *Thiobacillus ferrooxidans* la producción de ácido se reduce al menos en un 75%.
 - Si el pH del agua sube por encima de 5, igualmente se inhibe la oxidación.
 - Si el pH del agua desciende por debajo de 4,5 debe esperarse que todo el sulfuro de hierro termine oxidándose.
 - Si el pH desciende por debajo de 2,5 se establece un equilibrio en el que la actividad bacteriana se estabiliza, ya que habrá alcanzado su óptimo de desarrollo (Jiménez, 2017).

2.1.6 Efectos del Drenaje Ácido de Mina

La oxidación de minerales sulfúrico (pirita) genera la producción de ácido sulfúrico que luego genera la liberación de toda una gama de metales; es así como los DAM presentan grandes contenidos de metales ácidos y disueltos. Cuando esta mezcla tóxica se traslada a las aguas subterráneas, arroyos y ríos origina diversos problemas ambientales. Los DAM son

tóxicos para los organismos acuáticos, destruyen los ecosistemas, corroen las infraestructuras y daña el agua de las diferentes regiones donde agua dulce ya está en escasez (Núñez, 2021).

2.1.7 Tratamiento de Drenaje Ácido de Mina

Los procesos de tratamientos de drenajes ácidos se basan en la eliminación y el aislamiento de metales y aniones metálicos de las aguas. Algunos de ellos incluyen las técnicas de precipitación que suelen ser bastante efectivas para conseguir la calidad deseada de los efluentes. Cualquier tipo de vertido de efluentes de mina debe garantizar que éstos sean estables, que no reaccionarán ni química ni biológicamente con los elementos naturales del entorno y que no producirán daños al medio ambiente (Tarazona, 2022).

El tratamiento del DAM puede ser por métodos físicos, químicos y/o métodos biológicos, el modo y aplicación de procesos de tratamiento puede ser por neutralización-precipitación, siendo este el método más empleado en minería. La remediación de efluentes en minería, se pueden clasificar en abióticas y biológicas dentro de las cuales encontraremos los sistemas activos y sistemas pasivos que a continuación se describen (Tarazona, 2022).

2.1.7.1 Las técnicas activas. Son las técnicas que se basan en el procesamiento químico del DAM añadiendo reactivos neutralizantes: carbonato cálcico, hidróxido sódico, bicarbonato sódico o hidróxido amónico. Dichos reactivos llevan el pH a valores aceptables, y favorecen la precipitación de la mayor parte de los metales pesados que pueda contener el agua. Su principal problema es que suelen ser reactivos con un cierto costo, que no siempre pueden emplearse de forma extensiva, para neutralizar grandes volúmenes de DAM. En estos casos se aplican de forma local, más que nada como un depurador de las aguas residuales de lavadero.

2.1.7.2 Las técnicas pasivas. Son aquellas que se emplean para el tratamiento de

grandes volúmenes, y se basan en la puesta en contacto del DAM con “reactivos” naturales o con condiciones adecuadas para evitar el desarrollo del proceso. Estas técnicas pueden ser muy variadas.

- ✓ **Lagunas o ciénagas aeróbicas** (aerobic wetlands), consiste en un humedal de suficiente extensión con flujo superficial horizontal. El sistema es especialmente eficiente en la reducción del contenido en hierro, pero el pH puede incrementar considerablemente debido a las reacciones de oxidación.
- ✓ **Lagunas o ciénagas anaeróbicas** (compost or anaerobic wetland), son lagunas con una delgada lámina de agua sobre un sustrato rico en materia orgánica, que puede estar constituido por turba, u otros materiales orgánicos: compost usado de plantaciones de champiñones, virutas de madera, heno, etc., mezclado con un 10% de carbonato cálcico. Mediante este sustrato se genera el flujo de las aguas a depurar, generando la reducción de sulfatos, en aguas conteniendo oxígeno disuelto, Fe^{3+} , Al^{3+} , y con acidez media o baja
- ✓ **Canales abiertos de caliza** (open limestone channels), forman la manera más sencilla de tratar el DAM, y pueden ser de dos tipos: canales recubiertos de caliza, en los cuales se hace pasar el agua a tratar, o simplemente añadiendo trozos de caliza a los canales de desagüe ya existentes; y el principal problema que pueden presentar es que los cantos de caliza se recubren de una lámina de óxidos e hidróxidos de hierro que los aíslan, reduciendo la efectividad del proceso a medio-largo plazo lo que hace necesario utilizar grandes cantidades de caliza. Es también importante la impermeabilización del fondo del canal, para evitar la infiltración del DAM
- ✓ **Pozos bifurcados** (diversion wells), es otra manera de tratamiento de DAM con

caliza, se realiza en un “pozo” con circulación forzada de agua donde se acumula la caliza. La turbulencia del régimen y la presencia de partículas finas y abrasivas dificulta la formación de revestimientos aislantes en la caliza

- ✓ **Drenaje anóxico en calizas** (anoxic limestone drains: ALD), consiste en un sistema para interceptar y neutralizar flujos subterráneos de DAM, evitando su contacto con el oxígeno atmosférico, lo que evita la oxidación de los metales y, por tanto, la formación de revestimientos de óxidos de Fe en la caliza
- ✓ **Reactores de flujo vertical** (vertical flow reactors: VFR), consisten en celdas de tratamiento con una base de caliza y drenaje basal sobre la que se sitúa una capa de sustrato orgánico y una lámina de agua estática. El agua fluye verticalmente mediante el compost y la caliza, se recoge y descarga mediante un sistema de tuberías, el cual la aumenta la alcalinidad mediante la disolución de caliza y la reducción bacteriana de sulfatos. Luego se requiere un tratamiento adicional, como puede ser en una laguna aeróbica, para la oxidación y precipitación de los metales pesados
- ✓ **Proceso patentado “Pyrolusite”** proceso que emplea organismos proceso utiliza organismos microbianos modificados genéticamente para eliminar Fe, Mn y Al del DAM, consiste en una capa somera de árido carbonatado (caliza) inundado con DAM. Luego de realizar un test de laboratorio para determinar las combinaciones de microorganismos más adecuadas, éstos se introducen en el lecho carbonatado inoculándolos en puntos concretos del mismo. Los microbios crecen en la superficie de los fragmentos carbonatados y oxidan los contaminantes metálicos, mientras que la reacción entre el DAM y la caliza neutraliza la solución.

2.1.7.3 Técnicas Mixtas. Son sistemas que combinan tecnologías pasivas con tecnologías activas. Pueden tener 2 componentes una biológica y una química los cuales operan independientemente. En estos tratamientos destaca birreactores y humedales anaeróbicos, donde la reducción biológica de los sulfatos es facilitada mediante la implementación de un proceso químico este es el caso de los humedales construidos que incorporan inyección de gas hidrógeno (Núñez, 2021). Luego de recoger los drenajes de residuos y antes de elegir el sistema de tratamiento es necesario proceder a la realización de su caracterización geoquímica (oxígeno diluido, pH, concentración de metales, conductividad y otros), y considerar las condiciones hidrológicas del lugar, así como las variaciones de temperatura y clima. Dentro de los principales atributos a considerar en el diseño de un sistema pasivo, se tiene: Las características del agua a tratar, la geometría del mecanismo, la superficie o área, la hondura de las cámaras, el contenido del substrato y el tiempo de detención hidráulica (Núñez, 2021).

2.1.8 Precipitación Química

En este proceso los químicos reaccionan con iones metales formando precipitados insolubles. El precipitado que se forma se separa del agua ya sea por sedimentación o filtración, posteriormente el agua tratada es decantada y descargada o reusada. El proceso de precipitación puede darse ya sea por precipitación con hidróxidos o con sulfuros:

2.1.8.1 Precipitación con Hidróxidos. Es el más usado gracias a su facilidad, bajo costo y fácil control de pH. Las solubilidades de diversos metales son minimizadas en el rango de pH de 8.0-10.0. Los hidróxidos de metal son removidos por floculación y sedimentación. Una diversidad de hidróxidos puede emplearse, la cal es la opción más usada. En procesos de precipitación con hidróxidos, añadir coagulantes como sales de aluminio y polímeros orgánicos pueden mejorar la remoción de metales de aguas. La precipitación con hidróxidos presenta

ciertas limitaciones, primero la generación de grandes volúmenes de lodo y/o lodos relativamente de baja densidad, que pueden ocasionar problemas de disposición. Segundo, algunos hidróxidos metálicos con anfóteros, y el metal mezclado crea problemas empleado precipitación debido a que el pH ideal para que un metal precipite puede poner a otro en solución (Quiroga, 2015).

2.1.8.2 Precipitación con Sulfuros: Una de las ventajas para usar sulfuros es que las solubilidades de los sulfuros metálicos son más bajas que los precipitados con hidróxidos y, los precipitados de sulfuro no son anfóteros. Es así como la precipitación con sulfuro puede llegar tener grandes remociones de metales sobre un rango amplio de pH comparado a la precipitación con hidróxidos. No obstante, hay un riesgo en el uso de sulfuros, como conocemos, los iones metálicos se encuentran en medios ácidos y el sulfuro en estas condiciones puede resultar en la formación de humos de H₂S tóxicos. Es necesario que la precipitación pueda ser realizada en un medio neutral o básico, más cuando la precipitación con sulfuros tiende a formar precipitados coloidales que ocasionan problemas de separación en el asentamiento o en el proceso de filtración (Quiroga, 2015).

2.1.8.3 Precipitación de Metales Pesados Quelados: La precipitación química convencional tienen muchas limitaciones y es difícil satisfacer las regulaciones ambientales mediante la aplicación de procesos de precipitación, especialmente si contienen agentes coordinados. Existe una alternativa los precipitantes quelantes para precipitar metales de sistemas acuosos. En un estudio se desarrolló la efectividad de 3 precipitantes ampliamente usados: trimercaptotriazina, tiocarbonato de sodio/potasio y dimetilditiocarbamato de sodio, gracias a la necesidad de nuevos o más efectivos precipitantes para satisfacer los requerimientos de descarga (Quiroga, 2015).

2.1.9 Humedales Artificiales

Los humedales artificiales son sistemas diseñados para imitar las características y procesos (químicos, físicos y biológicos) de un humedal natural. Los humedales artificiales son sistemas complejos e integrados en los que interactúan el agua, planta, animales, microorganismos, energía solar, suelo y aire con la finalidad de mejorar la calidad del agua residual y promover un mejoramiento ambiental. Los humedales artificiales pueden remover una gran cantidad de contaminantes del agua (nutrientes, metales, patógenos y otros productos químicos), Sólidos en suspensión y mejorar la DBO, lo cual se obtienen mediante diferentes procesos que incluyen la sedimentación, filtración, metabolismo microbiano (aerobio y anaerobio), absorción de la planta y respiración.

El funcionamiento del humedal artificial se basa en 3 principios básicos:

- a) La actividad bioquímica de los microorganismos,
- b) Aporte de oxígeno a través de las plantas durante el día y
- c) El apoyo físico de un lecho inerte que sirve como soporte para el enraizamiento de las plantas, además de funcionar como filtrante (Licapa, 2015).

Los humedales tienen 3 funciones básicas que les da un potencial atractivo para el tratamiento de aguas residuales:

- 1) Fijan físicamente los contaminantes a la superficie del suelo y la materia orgánica
- 2) Utilizan y transforman los elementos por medio de los microorganismos y
- 3) Logran niveles de tratamiento consistentes con un bajo consumo de energía y poco mantenimiento (Licapa, 2015).

2.1.10 Elementos de los Humedales Artificiales

Los humedales artificiales consisten en el diseño correcto de una “cubeta” que posee agua, sustrato, vegetación emergente y otros componentes como los microorganismos e invertebrados acuáticos.

- ✓ **Agua:** Los sistemas de tratamiento construidos con humedales artificiales se emplean para el tratamiento de aguas residuales municipales, no obstante, se han aplicado para depurar aguas industriales, escorrentías de aguas agrícolas y de lluvia, lixiviados de vertederos, rebose de alcantarillados, combinados, drenajes de mina y aguas residuales domésticas en pequeños humedales tras tanques sépticos convencionales. La hidrología es el factor más importante del diseño en humedales artificiales por que conecta todas las funciones del humedal, ya que es por lo general el responsable del éxito o fracaso de éste.
- ✓ **Sustrato, Sedimentos y Restos de Vegetación:** los sustratos en los humedales construidos incluyen suelo, arena, grava, roca. Algunos sedimentos y restos de vegetación se acumulan en el humedal gracias a la baja velocidad del agua y a la alta productividad típica de estos sistemas (Licapa, 2015).
- ✓ **Vegetación** debe considerar las características de la región donde se realiza el tratamiento. En los humedales construidos se han utilizado diversas plantas emergentes semejantes a las encontradas en los humedales naturales. Las plantas emergentes contribuyen al tratamiento de DAM de diferentes maneras:
 - Estabilizan el sustrato y limitan la canalización del flujo.
 - Dan lugar a velocidades casi nulas y permiten que los materiales suspendidos se depositen.
 - Toman el carbono, nutrientes y elementos de traza y los incorporan a los tejidos de la

planta.

- El tallo y los sistemas de la raíz dan lugar a sitios para la fijación de microorganismos.
 - Cuando mueren se deterioran y dan lugar a restos de vegetación favoreciendo la formación de la película microbiana.
- ✓ **Microorganismos** sus funciones son principalmente reguladas por los microorganismos y su metabolismo. Los microorganismos incluyen bacterias, levaduras, hongos y protozoarios. La biomasa microbiana consume gran parte del carbono orgánico y muchos nutrientes. La actividad microbiana: Transforma un gran número de sustancias orgánicas e inorgánicas en sustancias inocuas, altera las condiciones del potencial redox del sustrato y la capacidad de proceso del humedal y está involucrada en el reciclaje de nutrientes. La comunidad microbiana de un humedal construido puede ser afectada por sustancias tóxicas como pesticidas y metales pesados, y debe tenerse cuidado para prevenir que tales sustancias se introduzcan en las cadenas tróficas en concentraciones perjudiciales (Licapa, 2015).

Se clasifica a las bacterias del Humedal en:

- a) *Bacterias Aerobias*, son aquellas que necesitan oxígeno procedente del agua para su alimento y respiración. El oxígeno disuelto que les sirve de sustento es el oxígeno libre (molecular) del agua, y las descomposiciones y degradaciones que provocan sobre la materia orgánica serán procesos aerobios; estos procesos se caracterizan por falta de malos olores (Licapa, 2015).
- b) *Bacterias Anaerobias*, son las que consumen oxígeno originado de los sólidos orgánicos e inorgánicos y la presencia de oxígeno disuelto no les permite subsistir, los procesos que provocan son anaerobios y se caracterizan por la presencia de malos olores (Licapa, 2015).

- c) *Bacterias Facultativas*, algunas bacterias aerobias o anaerobias pueden llegar a adaptarse al medio opuesto, es decir, los aerobios a medios sin oxígeno disuelto y los anaerobios a guas con oxígeno disuelto (Licapa, 2015).
 - d) *Bacterias Autótrofas*, son aquellas que pueden sustentar su protoplasma a partir de sustancias minerales como anhídrido carbónico, sulfatos, fosfatos, carbonatos, nitratos, etc., tomando la energía necesaria para su biosíntesis a partir de la luz (bacterias fotosintéticas) o a partir de ciertas reacciones químicas (Licapa, 2015).
- ✓ **Animales:** Los humedales artificiales proveen un hábitat, para una rica diversidad de invertebrados y vertebrados. Los animales invertebrados (insectos y gusanos) contribuyen al proceso de tratamiento, fragmentando el detritus y consumiendo materia orgánica. Las larvas de muchos insectos acuáticos y consumen cantidades significantes de materia durante sus fases larvales. Los invertebrados también tienen varios papeles ecológicos; por ejemplo, las ninfas de las libélulas son rapaces importantes de las larvas de mosquitos, controlando así su proliferación. También atraen una gran cantidad de anfibios, pájaros y roedores cuando el humedal alcanza dimensiones mayores (Licapa, 2015).

2.1.11 Funciones de los Humedales Artificiales

2.1.11.1 Proceso de Remoción Físico: Los humedales pueden proporcionar una gran eficiencia física en la remoción de contaminantes asociado con material particulado. El agua superficial se mueve lentamente a través de los humedales, gracias al flujo laminar característico y la resistencia proporcionada por las raíces y las plantas flotantes. La sedimentación de los sólidos suspendidos se da por la baja velocidad de flujo y porque el flujo es con frecuencia laminar. Las esteras de plantas en humedales sirven como trampas de

sedimentos, pero su función principal es la remoción de sólidos suspendidos para limitar la resuspensión de material particulado. El desprendimiento de gas se da a partir de gases como el oxígeno, de la fotosíntesis del agua, metano y dióxido de carbono, generado por los microorganismos en el sedimento durante la descomposición de la materia orgánica (Licapa, 2015).

2.1.11.2 Proceso de Remoción Química: El proceso químico más importante de la remoción de suelos del humedal es la absorción, que origina la retención a corto plazo o a la inmovilización a largo plazo de diferentes contaminantes. La absorción se define como la transferencia de los iones a partir de la fase de la solución (agua) a la fase sólida (suelo). La absorción incluye a los procesos de adsorción y precipitación. La adsorción alude a la unión de iones a las partículas del suelo o biomasa por el intercambio catiónico o absorción química. El intercambio catiónico implica la unión física de los cationes a la superficie de las partículas de la arcilla y la materia orgánica en el suelo. Muchos componentes de las aguas residuales y de escurrimiento existen como cationes, incluyendo el amonio NH_4^+ y la mayoría de las trazas de metales, tales como Cu^{+2} . La capacidad de los suelos para la retención de cationes, expresada como capacidad de intercambio catiónico (CIC), incrementa con el aumento de contenido de la arcilla y de la materia orgánica (Licapa, 2015).

2.1.11.3 Proceso de Remoción Biológica: La remoción biológica es el camino más importante para la remoción de contaminantes en los humedales. Las plantas son los organismos más reconocidos para la remoción de contaminantes, también captan nutrientes esenciales para su metabolismo, tales como nitrato, amonio y fosfato, e incluso acumular, significativamente metales tóxicos como el Pb y Cd. La velocidad de remoción de contaminantes por las plantas varía extensamente, dependiendo de la velocidad de crecimiento de la planta y de la concentración del contaminante en sus tejidos. Las bacterias y otros

microorganismos en el suelo también proveen, captan y almacenan nutrientes a corto plazo, y algunos otros contaminantes (Licapa, 2015).

2.1.12 Remoción de Metales en Humedales

Existe la posibilidad de remover grandes cantidades de elementos trazas del agua residual, y esto se da cuando se los hace pasar por humedales. Pero se presentan grandes variaciones entre los diferentes metales, como también entre diferentes humedales. Se considera que la purificación del agua se da mediante diferentes procesos químicos, físicos y biológicos que operan de manera independiente en algunas situaciones o de forma interactiva. El proceso de remoción de metales en humedales puede darse en diferentes procesos que involucran:

- Inmovilización vía precipitación
- Intercambio iónico del sustrato.
- Adsorción de la biomasa.
- Complejación que se hace con la materia orgánica.
- Captación hecha por plantas y microorganismos.

La eficiencia de remoción de metales varía según el humedal; considerando el punto de vista operacional, la eficiencia en la remoción de metales depende de la carga másica, los constituyentes y sus cantidades o concentraciones en el efluente, así como del tiempo de retención hidráulica (HRT). También están afectadas por la madurez del humedal, la biogeoquímica del agua de los humedales, la competencia entre los constituyentes metálicos por los lugares de adsorción que se encuentran disponibles y por el área superficial aprovechable para que los procesos de adsorción se realicen (Núñez, 2021).

2.1.13 Laguna Yanamate

La laguna de Yanamate, está ubicada a 15 Km. al SE de la ciudad de Cerro de Pasco. Políticamente pertenece al distrito de Simón Bolívar, provincia y región de Pasco. Colinda con dos carreteras una de ellas la principal que es la carretera Central que es la que actualmente se encuentra asfaltada y la otra un camino de herradura. A una altitud media de 4400 m.s.n.m.; en los límites de inicio de las cabeceras de cuencas de los ríos Mantaro y Huallaga, tiene una cuenca cerrada de 9,7 Km², siendo el área de la laguna 1,2 Km² y el nivel de espejo de agua está a una altura de 4353 m.s.n.m. su distancia al río San Juan es de 7 Km, teniendo como límites las siguientes coordenadas en UTM: N 8815733 y E 362940 (Mejía, 2018).

2.1.14 Contaminación del Agua de la Laguna Yanamate

La laguna Yanamate, se ubica a 4358,4 m.s.n.m, es utilizada desde 1981 para el vertimiento de aguas acidas de la unidad minera Centromin Perú, de Cerro de Pasco, actualmente la empresa minera Cerro S.A.C. luego de que el agua se obtiene como producto de las operaciones mineras que actualmente se usa para la recuperación de los metales como cobre, plomo y zinc. El agua acida que se vierte a la Laguna Yanamate, tiene una alta concentración de ácido y con presencia de hierro, plomo, zinc, cobre, etc., esto es gracias al contacto que se ocasiona entre el mineral, el agua y el oxígeno, que son componentes básicos para que ocurra la generación del agua acida y un medio para que disuelva y obtenga una alta presencia de metales pesados (Mejía, 2018).

Figura 1

Laguna Yanamate



2.1.15 Caliza

Es una gran fuente de bicarbonatos, producto de la disolución de minerales carbonatados, que permite aumentar el pH en combinación con las actividades de las bacterias en la que dichos procesos se realizan en condiciones. Los tratamientos pasivos que utilizan la roca caliza se emplean en el tratamiento de DAM. Algunos de los más empleados son los drenajes de piedra caliza anóxicos (ALD), los drenajes oxílicos de piedra caliza (OLD), los canales de caliza abiertos (OLC) y los depósitos de desviación de caliza. Estas opciones de tratamiento están generalmente limitadas por tasas lentas de neutralización y eliminación de contaminantes metálicos que están relacionados con el tratamiento activo (Núñez, 2021).

2.2 Marco Conceptual

2.2.1 Agua Ácida

Se llama ácido a cualquier sustancia (orgánica o inorgánica) que contiene hidrógeno junto con un no-metal o un radical no metálico y que produce iones hidrogenión al diluirse en agua (Tarazona, 2022).

2.2.2 Humedales

Son zonas de transición entre los sistemas acuáticos y terrestres cuyos suelos se encuentran permanente o periódicamente inundados o saturados, con presencia de plantas hidrófitas (Osorio, 2022).

2.2.3 Metales

Son los elementos puros que se caracterizan por ser buenos conductores del calor y la electricidad, poseen alta densidad y son sólidos a temperatura ambiente y sus sales forman iones electropositivos (cationes) en disolución (Licapa, 2015).

2.2.4 Metales Pesados

Los metales pesados son componentes naturales de la corteza terrestre. No pueden ser degradados o destruidos. Para una pequeña medida en que entran en nuestros cuerpos a través de los alimentos, el agua potable y el aire. Algunos metales pesados (por ejemplo, cobre, selenio, zinc) son esenciales para mantener el metabolismo del cuerpo humano. Sin embargo, a concentraciones más altas pueden conducir a la intoxicación. El envenenamiento por metal pesado podría resultar, por ejemplo, de la contaminación del agua de consumo (tuberías de plomo), las concentraciones en el aire ambiente de alta cerca de las fuentes de emisión, o la ingesta a través de la cadena alimentaria (Mejia, 2018).

2.2.5 Monitoreo de Agua

El monitoreo del agua es un proceso de seguimiento de las condiciones de calidad y de cantidad de este recurso en cualquiera de los ambientes en que esté presente, continental (superficial y subterráneo), marino o costero, durante un tiempo indefinido o definido y en un área específica (Tarazona, 2022).

2.3 Marco Legal Ambiental

- **La Constitución Política del Perú – Título III, Capítulo II: Del Ambiente y los Recursos Naturales.** La Constitución Política del Perú de 1993, en su artículo 2º, inciso 22, establece que “Toda persona tiene derecho a la paz, la tranquilidad, al disfrute del tiempo libre y al descanso, así como a gozar de un ambiente equilibrado y adecuado para el desarrollo de su vida”. Asimismo, los artículos 66º, 67º, 68º y 69º establecen que los recursos naturales, renovables y no renovables son patrimonio de la Nación, siendo el Estado el promotor del uso sostenible de éstos.
- **La Ley General del Ambiente, Ley N° 28611,** el estado promueve el tratamiento de las aguas residuales con fines de reutilización considerando como premisa la obtención de la calidad necesaria de reúso sin afectar la salud humana, el ambiente o las actividades en las que se reutilizan. Además, regula los vertimientos autorizándolas, siempre y cuando el cuerpo receptor lo permita.
- **Ley N° 29338. Ley de Recursos Hídricos** Deroga el Decreto Legislativo Nro. 17752 – Ley General de Aguas. Regula el uso y gestión de los recursos hídricos. Comprende el agua superficial, subterránea, continental y los bienes asociados a esta (MINAM, 2009). Los capítulos VI y VII de la Ley de Recursos Hídricos regula el vertimiento y reúso de las aguas residuales tratadas estableciendo entre otros aspectos:
 - Define a la Autoridad Nacional del Agua como responsable del control de los vertimientos y reúso autorizados.
 - Define las condiciones y procedimientos para la autorización del vertimiento y reúso de las aguas residuales tratadas.
 - Prohíbe el vertimiento o reúso del agua residual sin tratamiento.

- Autorizar el vertimiento del efluente de la PTAR a un cuerpo natural, estableciendo el cumplimiento de los LMP y de los ECA en el cuerpo de agua.³⁶
 - La obligación de instalar sistemas de medición del caudal del efluente en las PTAR.
- **Reglamento de la Ley de Recursos Hídricos**, Deroga indica que la protección del agua tiene como fin la prevención y deterioro de su calidad; proteger y mejorar el estado de los cuerpos naturales y los ecosistemas acuáticos; implantar medidas; específicas para eliminar o minimizar progresivamente las causas que generan su contaminación y degradación.
- **Decreto Supremo N° 004-2017-MINAM. Aprueban Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para Agua y establecen Disposiciones Complementarias.** Compila las disposiciones aprobadas mediante el Decreto Supremo N°002-2008-MINAM, el Decreto Supremo N°023-2009-MINAM y el Decreto Supremo N°015-2015-MINAM, que aprueban los Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para agua, quedando sujetos a lo establecido en el presente Decreto Supremo y el Anexo que forma parte integrante del mismo.

Las categorías establecidas para los estándares de calidad ambiental para agua son:

- ✓ Categoría 1: Poblacional y Recreacional.
 - ✓ Categoría 2: Extracción, cultivo y otras actividades marino-costeras y continentales.
 - ✓ Categoría 3: Riego de vegetales y bebida de animales.
 - ✓ Categoría 4: Conservación del ambiente acuático.
- **Decreto Supremo N° 003-2010-MINAM. Aprueban Límite Máximo Permissible LMP** Para los efluentes de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Domésticas o Municipales (PTAR), para el sector Vivienda, con la finalidad de controlar excesos en

los niveles de concentración de sustancias físicas, químicas y biológicas presentes en efluentes o emisiones, para evitar daños a la salud y al ambiente.}

- **D.S. 010-2010-MINAM *Límites Máximos Permisibles para Descarga de Efluentes Líquidos de Actividades Minero – Metalúrgicas***, en la cual se establece valores como límites permisibles para las descargas de la actividad minero – metalúrgico siendo estos los siguientes:

Tabla 1

LMP para descargas de efluentes de actividad minero metalúrgico

PARÁMETRO	UNID	LÍMITE EN CUALQUIER MOMENTO	LÍMITE PARA EL PROMEDIO ANUAL
pH	-	6 – 9	6 – 9
Sólidos Totales en Suspensión.	mg/L	50	25
Aceites y Grasas	mg/L	20	16
Cloruro Total	mg/L	1	0.8
Arsénico Total	mg/L	0.1	0.08
Cadmio Total	mg/L	0.05	0.04
Cromo Hexavalente	mg/L	0.1	0.08
Cobre Total	mg/L	0.5	0.4
Hierro (Disuelto)	mg/L	2	1.6
Plomo Total	mg/L	0.2	0.16
Mercurio Total	mg/L	0.002	0.0016
Zinc Total	mg/L	1.5	1.2

Nota. Tomado del D.S. 010-2010-MINAM.

III. MÉTODO

3.1 Tipo de investigación

La presente investigación fue de tipo aplicada; ya que, buscó obtener nuevos conocimientos a partir de una información básica conocida, el mismo que permitió finalmente resolver un problema planteado. Por lo anteriormente expuesto, se tuvo como objetivo principal reducir al límite máximo permitido la presencia de metales pesados presentes en las aguas ácidas de mina de la laguna Yanamate, empleando dos tratamientos diferentes, uno con Sulfuro de Sodio y otro empelando roca caliza como humedal artificial.

En cuanto al diseño metodológico este fue establecido desde un enfoque cuantitativo experimental puro debido a su grado de manipulación de la variable independiente, puesto que una de las variables fue manipulada intencionalmente, esta fue la variable independiente (Tratamiento con Sulfuro de Sodio y Caliza), lo cual permitió observar el comportamiento sobre la variable dependiente (aguas ácidas).

3.2 Ámbito temporal y espacial

3.2.1 *Ámbito temporal*

Con relación al ámbito temporal, el presente plan de tesis se inició con la búsqueda de información bibliográfica en setiembre del 2022, en esta se consideraron estudios e investigaciones comprendidas entre los años 2012 y 2022. En cuanto al desarrollo experimental este fue desarrollado entre los meses de enero y febrero del 2022; con una redacción final iniciada en junio del 2022.

3.2.2 *Ámbito espacial*

Con relación al ámbito espacial, se tuvieron dos ubicaciones geográficas donde se va a

desarrollar la investigación, el primero correspondió a la laguna Yanamate en Cerro de Pasco, cuyas coordenadas UTM son: WGS84 8 817 155 N y 364 005 E; y el segundo correspondió al laboratorio de Geografía y Medio Ambiente-FIGAE de la Universidad Nacional Federico Villarreal, con coordenadas geográficas 277 097 E y 8 667 468 N, lugar donde se realizó el desarrollo experimental.

3.3 Variables

3.3.1. *Variable Independiente*

- Eficiencia del tratamiento con sulfuro de sodio y roca caliza

3.3.2. *Variable Dependiente*

- Remoción de Metales Pesados.

Tabla 2*Operacionalización de Variables de Investigación*

Variables	Definición Conceptual	Definición Operacional	Dimensiones	Indicadores	Escala
V.I Eficiencia del Tratamiento con sulfuro de sodio y roca caliza.	La precipitación química consiste utilizar agentes coagulantes y floculantes tales como cal, alúmina, cloruros, sulfuros, etc., que permitan eliminar principalmente metales pesados y sólidos en suspensión. (Arbeláez y García, 2010)	La eficiencia del sulfuro de sodio para remover metales pesados será evaluada en relación a las concentraciones y dosis utilizadas y en el floculador programable, considerando el volumen, revoluciones, tiempo de agitación y sedimentación etc., donde se escogerá como dosis optima aquella que remueva la mayor cantidad. La eficiencia de la roca caliza frente a la remoción de metales pesados será evaluada mediante un sistema de filtrado con tres capas de roca caliza, compost y arena con 1/3 de participación del volumen total.	VARIABLES DEL FLOCULADOR	Volumen	L
				Tiempo	Minutos
				Revoluciones	rpm
			SULFURO DE SODIO	Concentración	%
				Dosis	ml
			ROCA CALIZA	Concentración	%
			Dosis	ml	
V.D Remoción de Metales Pesados.	Los procesos de tratamientos de drenajes ácidos están basados en la eliminación y el aislamiento de metales y aniones metálicos de las aguas. Algunos de ellos incluyen las técnicas de precipitación que son muy efectivas para conseguir la calidad deseada de los efluentes. (Berrospi, 2019)	La remoción de metales pesados será evaluada a través de la concentración residual de metales pesados (Pb, Cd, Cu, Fe y Zn) al término del tratamiento, y para determinar su eficiencia se tomará en cuenta la concentración inicial y final expresada en porcentaje.	PARÁMETROS FISICOSQUIMICOS	Temperatura	°C
				Conductividad Eléctrica	uS/cm
				Potencial de hidrógenos	nidad depH
			PARÁMETROS INORGANICOS	Pb, Cd, Cu, Fe y Zn	mg/l
				Eficiencia	%

3.4. Población y muestra

3.4.1. Población

La población del presente trabajo de investigación correspondió a las aguas Ácidas de Mina de la laguna Yanamate, con un volumen aproximado de 21.26 millones de m³ de agua, ubicada en el Distrito de Chaupimarca, Región Pasco.

3.4.2. Muestra

La muestra para considerar contó con 70 litros de agua ácida tomada de la laguna Yanamate, de los cuales se 45 litros fueron destinados para ser tratados a través del proceso de precipitación química y 25 litros para el tratamiento con roca Caliza.

3.5. Técnicas e instrumentos para la recolección de datos

3.5.1. Técnicas

- Protocolo de monitoreo de calidad de aguas superficiales.
- Protocolo de bioseguridad de laboratorios.
- Técnica de Jar Test o prueba de jarras.
- Métodos Estandarizados para el análisis de aguas residuales.

3.5.2. Instrumentos

- Cadena de Custodia para toma de muestras.
- Fichas para la recolección de datos.

3.5.3. Equipos

- Balanza analítica digital, marca SARTORIUS.
- Floculador programable digital, marca PHIPPS & BIRD TM.
- Espectrofotómetro de Absorción Atómica, marca THERMO SCIENTIFIC
- Conductímetro de mesa digital, marca HANNA.
- Multiparámetro portátil digital, marca HANNA.

3.6. Procedimiento

El trabajo de investigación fue desarrollado considerando cuatro etapas secuenciales:

a) Monitoreo de campo, b) Determinación inicial de Metales Pesados, c) Pruebas Experimentales y d) Determinación final de Metales Pesados.

3.6.1. *Monitoreo de campo*

- Se inició con la selección del lugar para la toma de muestra.
- Se procedió a realizar la visita a la laguna Yanamate en Cerro de Pasco.
- Se realizaron las coordinaciones con Activos Mineros para solicitar el permiso para la toma de muestras.
- Seguidamente se procedió a tomar una muestra de agua ácida de la laguna Yanamate de aproximadamente 100 litros, cabe resaltar que en este paso se tomó en consideración el protocolo nacional para el monitoreo de la calidad de los recursos hídricos superficiales del MINAGRI (R.J N° 010-2016-ANA).
- Luego se procedieron a realizar las mediciones de los parámetros de campo tales como la Temperatura, pH y Conductividad Eléctrica.
- Se verificó que el medidor multiparámetro se encuentre correctamente calibrado por cada parámetro a medir, cuando esto no se pudo realizar, se tuvo que calibrar con las soluciones Buffer de pH 4 y 7; y para el caso de la conductividad eléctrica se utilizó una solución de calibración de Cloruro de Potasio 0.1 N o 0.01 N.
- Seguidamente se procedieron a lavar el sensor del medidor multiparamétrico con agua destilada y se introdujo el sensor de pH dentro de la muestra de agua ácida, luego se esperó el tiempo necesario hasta que se estabilizó la lectura en la pantalla del equipo.
- Terminada la medición se anotaron los niveles de temperatura y pH mostrados en la pantalla digital del equipo.

- Se procedieron a realizar las mismas lecturas para cada una de las muestras consus dosis aplicadas de sulfuro de sodio terminada cada corrida experimental.
- Se consideró en cada caso realizar 3 lecturas para la determinación del parámetro de temperatura y pH, y se obtuvo un promedio.
- Finalmente se procedieron a medir las conductividades eléctricas de la muestra de agua acida, teniendo los mismos cuidados de calibrado, manejo y medición que el sensor de pH. En esta etapa se trasladaron las muestras al laboratorio de Geografía y Medio Ambiente de la FIGAE de la UNFV.

3.6.2. *Determinación inicial de Metales Pesados*

La determinación de metales pesados fue realizada en el laboratorio de Geografía y Medio Ambiente de la FIGAE de la UNFV. A continuación, se detalla el procedimiento que fue seguido para la determinación de metales pesados por el método de espectroscopia de absorción atómica.

- Una vez terminada las mediciones de campo como la Temperatura (T), Potencial de Hidrógenos (pH) y Conductividad Eléctrica (C.E), se procedió a realizar la determinación inicial de Plomo, Cadmio, Cobre, Hierro y Zinc por Absorción Atómica, de acuerdo con el manual de métodos estandarizados para el análisis de aguas naturales y residuales de la APHA.
- La determinación de los metales como ya se indicó, se realizó mediante la técnica de espectroscopia de absorción atómica, donde la muestra fue filtrada previamente para retirar los sólidos suspendidos que esta contuvo.
- Una vez terminado el proceso de filtración se tomó una muestra de 100 ml en un vaso de precipitado de 200 ml, para ser llevada a digestión, donde se añadieron 5 ml de ácido nítrico concentrado y luego fue llevada a la plancha de calentamiento con sistema de extracción de gases a una temperatura aproximada de 90-95°C, hasta que se consiguió

una evaporación aproximadamente del 85-90%.

- Posteriormente la muestra fue enfriada y llevada a una fiola de 100 ml lavando repetidas veces el vaso de precipitado con agua destilada, hasta alcanzar el volumen total de aforo, y se procedió a una agitación final, a fin de obtener una homogenización completa.
- Antes de iniciar a leer las muestras analizadas en el equipo de absorción atómica, se prepararon 4 estándares en medio ácido, a partir de los patrones de Plomo, Cadmio, Cobre, Hierro y Zinc de 1000 ppm, el cual nos permitió elaborar la curva de calibración con concentraciones de 0.0, 0.5, 1.0 y 2.0 mg/l.
- Concluida la preparación de las muestras y estándares, se realizaron las lecturas en el equipo de absorción atómica, controlando la entrada de gases oxidantes y uso del software SOLAR para determinar convenientemente las concentraciones iniciales.

3.6.3. Pruebas experimentales

El desarrollo de las pruebas experimentales se realizó para los dos sistemas de tratamiento propuestos, un ensayo con sulfuro de sodio y otro ensayo con roca caliza:

Tratamiento con Sulfuro de Sodio

- Para el primer ensayo experimental con Sulfuro de Sodio se preparó una única concentración de 15 g/l.
- Seguidamente se acondicionaron 5 jarras floculantes y un volumen de muestra de 500 ml por jarra.
- Las dosis por considerar fueron de 5, 10, 15, 20 y 25 ml por cada jarra, y se hicieron tres réplicas por concentración (15 g/l) obteniéndose un total de 15 muestras totales.
- El tiempo de contacto entre el reactivo y la muestra a trabajar en el floculador fue en 20 minutos con una velocidad de agitación de 250 rpm, y un tiempo de sedimentación de 30 minutos.

- Terminado el tiempo de sedimentación se tomó aproximadamente 200 ml de muestra del sobrenadante en frascos plásticos de primer uso, correspondiente a cada una de las jarras trabajadas, que luego fueron analizadas las concentraciones finales de Pb, Cd, Cu, Zn y Fe.

Tratamiento con Roca Caliza

- Inicialmente se acondicionará un sistema de tratamiento pasivo, el cual tendrá un volumen aproximado de 25 litros de capacidad, elaborado con material de vidrio.
- El sistema de filtrado será alimentado por un depósito conteniendo el agua acida, y será conducido mediante una manguera, tubos con orificios para la salida del agua acida y regulado por una llave de paso.
- Se colocarán tres capas de filtrado, donde la capa superior de roca caliza será de 1/3 del volumen total, una capa intermedia de compost con 1/3 del volumen total y finalmente una tercera capa inferior de arena también con 1/3 del volumen total.
- Los tiempos considerados para el tratamiento pasivo serán de 5, 10, 15 20 y 25 días, a fin de ir verificando las eficiencias de remoción de metales pesados en el tiempo.
- Terminado los 5 primeros días de tratamiento se tomará una muestra aproximada de 120 ml., de igual manera para los tiempos de 10, 15, 20 y 25 días, para ser analizadas posteriormente por absorción atómica.

3.6.4. Determinación final de Metales Pesados

La determinación final de metales pesados como ya se indicó anteriormente se desarrolló en el laboratorio de Geografía y Medio Ambiente de la FIGAE-UNFV, para lo cual se tomó en cuenta el procedimiento seguido en el ítem 3.5.2.

3.7. Análisis de datos

El desarrollo del análisis de datos se llevará a cabo mediante una descripción de cada

variable del estudio a partir de sus indicadores principales como los metales pesados, correlacionados con las dosis de sulfuro de sodio y el volumen de la roca caliza, el cual será llevado al programa MINITAB para su respectivo análisis. Se ordenarán todos los datos a fin de presentar una estadística en tablas y gráficas, así mismo, en la distribución de los datos y desarrollo de las pruebas de normalidad se llevará a cabo una tabulación de datos cuantitativos relacionado a los indicadores en estudio tomando en cuenta una matriz factorial de 4×3 (4 parámetros por 3 repeticiones), considerando el ANOVA, que incluye el grado de significancia. El análisis de datos pretende dar a conocer cuáles serán las dosis óptimas y eficiencias finales en la remoción de metales pesados expresadas como Plomo, Cadmio, Cobre y Hierro, para finalmente contrastar la hipótesis de investigación.

IV. RESULTADOS

Terminada la etapa de muestreo en campo se procedió a la caracterización del Drenaje Acido de Mina (DAM) con relación a los parámetros fisicoquímicos e inorgánicos, en segundo lugar, se determinó las concentraciones residuales después de los tratamientos y finalmente se realizó la determinación de las eficiencias para cada tratamiento en particular, el primero con sulfuro de sodio (método activo) y el segundo con roca caliza (método pasivo).

4.1 Caracterización del Drenaje Acido de Mina-Yanamate

En la **Tabla 3**, tenemos los resultados de la caracterización fisicoquímica del Drenaje Ácido de Mina de la laguna Yanamate, cuyos parámetros de pH, Conductividad Eléctrica y Sólidos Totales Disueltos fueron tomados en campo, mientras que los parámetros inorgánicos fueron determinados en el laboratorio de Geografía y Medio Ambiente de la FIGAE-UNFV. Finalmente, los resultados fueron comparados con los Limite Máximos Permisibles del DS N° 010-2010-MINAM.

Tabla 3

Resultados de la caracterización del DAM

PARÁMETROS FISICOQUÍMICOS								
Temperatura	pH	TDS	C.E	Pb	Cd	Cu	Zn	Fe
(°C)		(mg/l)	(uS/cm)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)
10.1	3.45	3045	6446	3.529	1.518	76.527	194.628	297.616
LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES								
-	6-9	-	-	0.2	0.05	0.5	1.5	2

De los resultados obtenidos se puede apreciar lo siguiente. Las concentraciones de Sólidos Totales Disueltos fueron de 3045 mg/l, mientras que el nivel de pH obtenido; siendo

este de 3.45, se encontró por debajo de lo establecido en los Límites Máximos Permisibles (LMP). Sin embargo, las concentraciones de Plomo, Cadmio, Cobre, Zinc y Hierro excedieron los niveles admitidos siendo estos 6446, 3.529, 1.518, 76.527, 194.628 y 297.616 mg/l respectivamente.

4.2 Resultados de las concentraciones residuales

A continuación, tenemos los resultados de las concentraciones residuales de metales pesados de Plomo, Cadmio, Cobre, Zinc y Hierro obtenidos a partir del tratamiento del DAM, sometidos a dos sistemas de tratamiento, uno activo con sulfuro de sodio y otro pasivo con roca caliza. El tratamiento con sulfuro de sodio se trabajó con una muestra de 500 ml, una concentración del reactivo de 15 g/l con dosis de 5,10,15, 20 y 25 ml; y para el caso de la roca caliza se trabajó con un volumen único de 25 litros de muestra. Con relación al pH inicial (3.45) la muestra tratada con sulfuro de sodio disminuyó en 0.13 unidades con la última dosis de 25 ml; y con la roca caliza por el contrario aumentó en 4.42 unidades con relación al último día de tratamiento considerado en 25 días.

4.2.1 Concentraciones residuales de Plomo

Los valores de las concentraciones residuales de Plomo fueron obtenidos en función a los dos sistemas de tratamiento aplicados (Sulfuro y Caliza), los cuales fueron trabajados con dosis de 5, 10, 15, 20 y 25 ml para el caso del sulfuro, y 5, 10, 15, 20 y 25 días para el caso de la roca caliza. En ambos casos el tratamiento inició con una concentración de 3.529 mg/l.

Tabla 4

Resultados residuales de Plomo

TRATAMIENTO CON SULFURO DE SODIO					
Dosis (ml)	5	10	15	20	25
pH	3.26	3.23	3.27	3.31	3.32

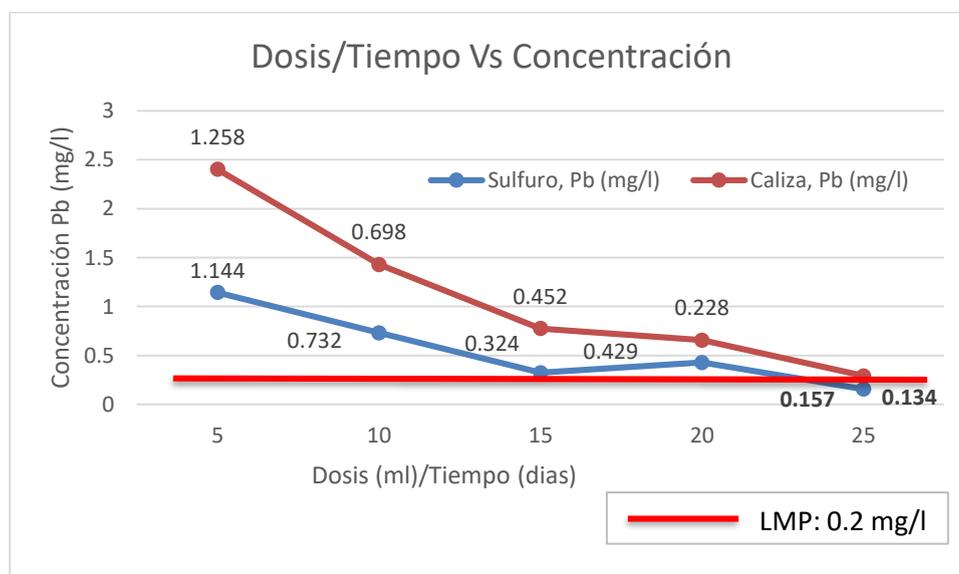
Pb (mg/l)	1.144	0.732	0.324	0.429	0.157
TRATAMIENTO CON ROCA CALIZA					
Tiempo (días)	5	10	15	20	25
pH	4.13	5.77	6.65	7.21	7.87
Pb (mg/l)	1.258	0.698	0.452	0.228	0.134

De la **Tabla 4**, se observa que el comportamiento de los niveles de pH para el tratamiento con Sulfuro de Sodio baja ligeramente de 3.45 a 3.26 con la dosis de 5 ml, para luego mantenerse casi constante con las otras dosis, no existiendo una gran variación al añadir el reactivo precipitante, terminando con un valor final de 2.32 para la dosis de 25 ml.

Con relación al tratamiento con roca caliza se observa que el valor de pH inicial (3.45) se incrementa hasta un nivel de 4.13 para el día 5 y termina con un valor de 7.87 para el día 25. A continuación en la **figura 2**, se grafica el comportamiento del Plomo para ambos sistemas de tratamiento.

Figura 2

Comportamiento del Plomo por cada tratamiento



El comportamiento del Plomo para el tratamiento con sulfuro de sodio muestra un

descenso en sus concentraciones según se van incrementando las dosis, así apreciamos que añadiendo 5 ml, la concentración inicial de 3.529 mg/l se reduce hasta 1.144 mg/l, con 10 ml alcanza 0.732 mg/l, con 15 ml llega a 0.324 mg/l, con 20 ml alcanza 0.429 mg/l y con 25 ml llega al valor más bajo con 0.157 mg/l; siendo este último el único valor que logró estar por debajo del Límite Máximo Permisible.

El comportamiento del Plomo con respecto al sistema de tratamiento con piedra caliza muestra un descenso bastante significativo, el cual parte de una concentración de 3.529 mg/l y se reduce a los 5 días hasta 1.258 mg/l, a los 10 días alcanzó 0.698 mg/l, a los 15 días alcanzó 0.452 mg/l, a los 20 días llegó a 0.228 mg/l y a los 25 días finalizó con 0.134 mg/l; siendo este último el único que logró estar por debajo del Límite Máximo Permisible.

4.2.2 Concentraciones residuales de Cadmio

Los valores de las concentraciones residuales de Cadmio fueron obtenidos en función a los dos sistemas de tratamiento aplicados (Sulfuro y Caliza), los cuales fueron trabajados con dosis de 5, 10, 15, 20 y 25 ml para el caso del sulfuro, y tiempos de 5, 10, 15, 20 y 25 días para el caso de la roca caliza. En ambos casos el tratamiento inició con una concentración de 1.518 mg/l.

Tabla 5

Resultados residuales de Cadmio

TRATAMIENTO CON SULFURO DE SODIO					
DOSIS (ml)	5	10	15	20	25
pH	3.26	3.23	3.27	3.31	3.32
Cd (mg/l)	0.822	0.321	0.119	0.098	0.035
TRATAMIENTO CON ROCA CALIZA					
Tiempo (días)	5	10	15	20	25

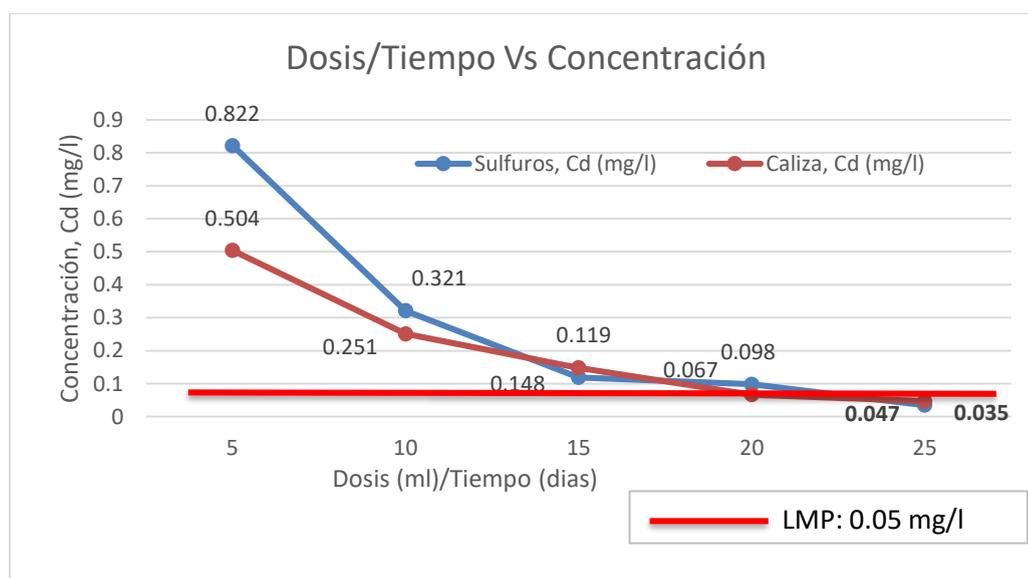
pH	4.13	5.77	6.65	7.21	7.87
Cd (mg/l)	0.504	0.251	0.148	0.067	0.047

De la **Tabla 5**, se observa que el comportamiento de los niveles de pH para el tratamiento con Sulfuro de Sodio baja ligeramente de 3.45 a 3.26 con la dosis de 5 ml, para luego mantenerse casi constante con las otras dosis, no existiendo una gran variación al añadir el reactivo precipitante, terminando con un valor final de 3.32 para la dosis de 25 ml.

Con relación al tratamiento con roca caliza se observa que el valor de pH inicial (3.45) se incrementa hasta un nivel de 4.13 para el día 5 y termina con un valor de 7.87 para el día 25. A continuación en la **figura 3**, se grafica el comportamiento del Cadmio para ambos sistemas de tratamiento.

Figura 3

Comportamiento de Cadmio por cada tratamiento



El comportamiento del Cadmio para el tratamiento con sulfuro de sodio muestra un descenso en sus concentraciones según se van incrementando las dosis, así apreciamos que, añadiendo 5 ml, la concentración inicial de 1.518 mg/l se redujo hasta 0.822 mg/l, con 10 ml

alcanzó 0.321 mg/l, con 15 ml llegó a 0.119 mg/l, con 20 ml alcanzó 0.098 mg/l y con 25 ml llegó al valor más bajo con 0.035 mg/l; siendo este último el único valor que logró estar por debajo del Límite Máximo Permisible.

El comportamiento del Cadmio con respecto al sistema de tratamiento con piedra caliza muestra un descenso bastante significativo, el cual partió de una concentración de 1.518 mg/l y se redujo a los 5 días hasta 0.504 mg/l, a los 10 días alcanzó 0.251 mg/l, a los 15 días alcanzó 0.148 mg/l, a los 20 días llegó a 0.067 mg/l y a los 25 días finalizó con 0.047 mg/l; siendo este último el único que logró estar por debajo del Límite Máximo Permisible.

4.2.3 Concentraciones residuales de Cobre

Los valores de las concentraciones residuales de Cobre fueron obtenidos en función a los dos sistemas de tratamiento aplicados (Sulfuro y Caliza), los cuales fueron trabajados con dosis de 5, 10, 15, 20 y 25 ml para el caso del sulfuro, y 5, 10, 15, 20 y 25 días para el caso de la roca caliza. En ambos casos el tratamiento inició con una concentración de 76.527 mg/l.

Tabla 6

Resultados residuales de Cobre

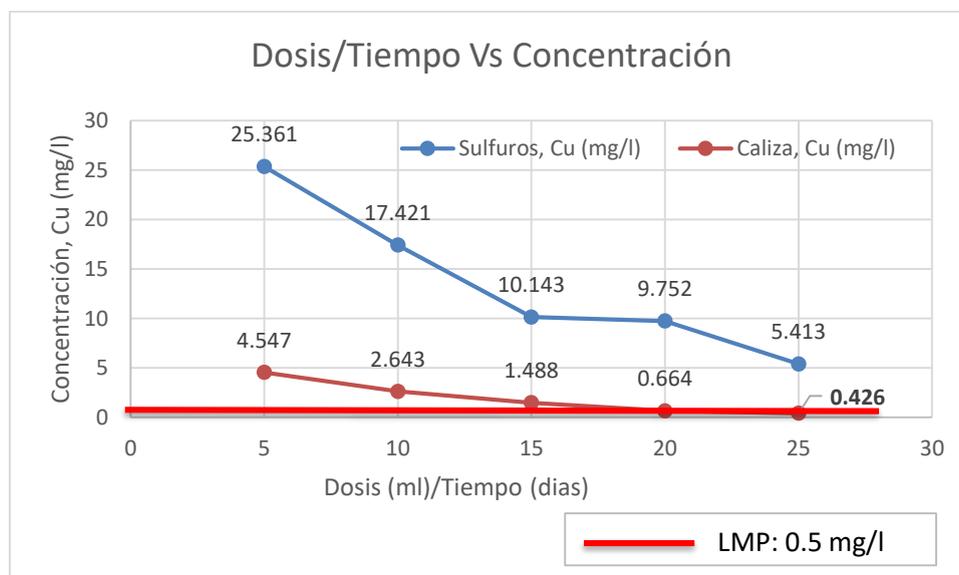
TRATAMIENTO CON SULFURO DE SODIO					
Dosis (ml)	5	10	15	20	25
pH	3.26	3.23	3.27	3.31	3.32
Cu (mg/l)	25.361	17.421	10.143	9.752	5.413
TRATAMIENTO CON ROCA CALIZA					
Tiempo (días)	5	10	15	20	25
pH	4.13	5.77	6.65	7.21	7.87
Cu (mg/l)	4.547	2.643	1.488	0.664	0.426

De la **Tabla 6**, se observa que el comportamiento de los niveles de pH para el tratamiento con Sulfuro de Sodio baja ligeramente de 3.45 a 3.26 con la dosis de 5 ml, para luego mantenerse casi constante con las otras dosis, no existiendo una gran variación al añadir el reactivo precipitante, terminando con un valor final de 3.32 para la dosis de 25 ml.

Con relación al tratamiento con roca caliza se observa que el valor de pH inicial (3.45) se incrementa hasta un nivel de 4.13 para el día 5 y termina con un valor de 7.87 para el día 25. A continuación en la **figura 4**, se grafica el comportamiento del Cobre para ambos sistemas de tratamiento.

Figura 4

Comportamiento de Cobre por cada tratamiento



El comportamiento del Cobre para el tratamiento con sulfuro de sodio muestra un descenso en sus concentraciones según se van incrementando las dosis, así apreciamos que, añadiendo 5 ml, la concentración inicial de 76.527 mg/l se redujo hasta 25.361 mg/l, con 10 ml alcanzó 17.421 mg/l, con 15 ml llegó a 10.143 mg/l, con 20 ml alcanzó 9.752 mg/l y con 25 ml llegó al valor más bajo con 5.413 mg/l; en todos los casos no se alcanzó a estar por debajo del

Límite Máximo Permisible.

El comportamiento del Cobre con respecto al sistema de tratamiento con piedra caliza muestra un descenso bastante significativo, el cual partió de una concentración de 76.527 mg/l y se redujo a los 5 días hasta 4.547 mg/l, a los 10 días alcanzó 2.643 mg/l, a los 15 días alcanzó 1.488 mg/l, a los 20 días llegó a 0.664 mg/l y a los 25 días finalizó con 0.426 mg/l; siendo este último el único que logró estar por debajo del Límite Máximo Permisible.

4.2.4 Concentraciones residuales de Zinc

Los valores de las concentraciones residuales de Zinc fueron obtenidos en función a los dos sistemas de tratamiento aplicados (Sulfuro y Caliza), los cuales fueron trabajados con dosis de 5, 10, 15, 20 y 25 ml para el caso del sulfuro, y 5, 10, 15, 20 y 25 días para el caso de la roca caliza. En ambos casos el tratamiento inició con una concentración de 194.628 mg/l.

Tabla 7

Resultados residuales de Zinc

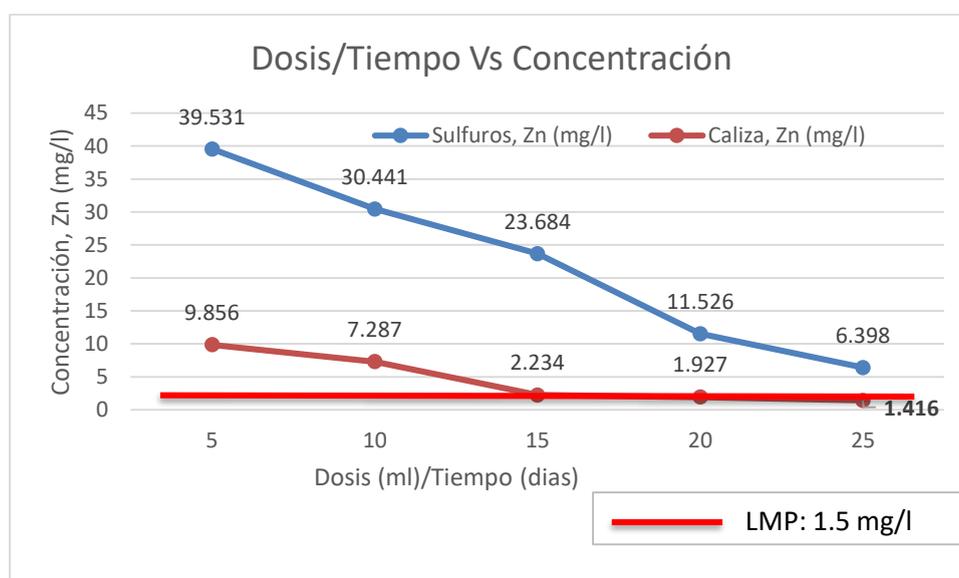
TRATAMIENTO CON SULFURO DE SODIO					
DOSIS (ml)	5	10	15	20	25
pH	3.26	3.23	3.27	3.31	3.32
Zn (mg/l)	39.531	30.441	23.684	11.526	6.398
TRATAMIENTO CON ROCA CALIZA					
Tiempo (días)	5	10	15	20	25
pH	4.13	5.77	6.65	7.21	7.87
Zn (mg/l)	9.856	7.287	2.234	1.927	1.416

De la **Tabla 7**, se observa que el comportamiento de los niveles de pH para el tratamiento con Sulfuro de Sodio baja ligeramente de 3.45 a 3.26 con la dosis de 5 ml, para luego mantenerse casi constante con las otras dosis, no existiendo una gran variación al añadir el reactivo precipitante, terminando con un valor final de 3.32 para la dosis de 25 ml.

Con relación al tratamiento con roca caliza se observa que el valor de pH inicial (3.45) se incrementa hasta un nivel de 4.13 para el día 5 y termina con un valor de 7.87 para el día 25. A continuación en la **figura 5**, se grafica el comportamiento del Zinc para ambos sistemas de tratamiento.

Figura 5

Comportamiento de Zinc por cada tratamiento



El comportamiento del Zinc para el tratamiento con sulfuro de sodio muestra un descenso en sus concentraciones según se van incrementando las dosis, así apreciamos que, añadiendo 5 ml, la concentración inicial de 194.628 mg/l se redujo hasta 39.531 mg/l, con 10 ml alcanzó 30.441 mg/l, con 15 ml llegó a 23.684 mg/l, con 20 ml alcanzó 11.526 mg/l y con 25 ml llegó al

valor más bajo con 6.398 mg/l; en todos los casos no se alcanzó a estar por debajo del Límite Máximo Permisible.

El comportamiento del Zinc con respecto al sistema de tratamiento con piedra caliza muestra un descenso bastante significativo, el cual partió de una concentración de 194.628 mg/l y se redujo a los 5 días hasta 9.856 mg/l, a los 10 días alcanzó 7.287 mg/l, a los 15 días alcanzó 2.234 mg/l, a los 20 días llegó a 1.927 mg/l y a los 25 días finalizó con 1.416 mg/l; siendo este último el único que logró estar por debajo del Límite Máximo Permisible.

4.2.5 Concentraciones residuales de Hierro

Los valores de las concentraciones residuales de Hierro fueron obtenidos en función a los dos sistemas de tratamiento aplicados (Sulfuro y Caliza), los cuales fueron trabajados con dosis de 5, 10, 15, 20 y 25 ml para el caso del sulfuro, y 5, 10, 15, 20 y 25 días para el caso de la roca caliza. En ambos casos el tratamiento inició con una concentración de 297.616 mg/l.

Tabla 8

Resultados residuales de Hierro

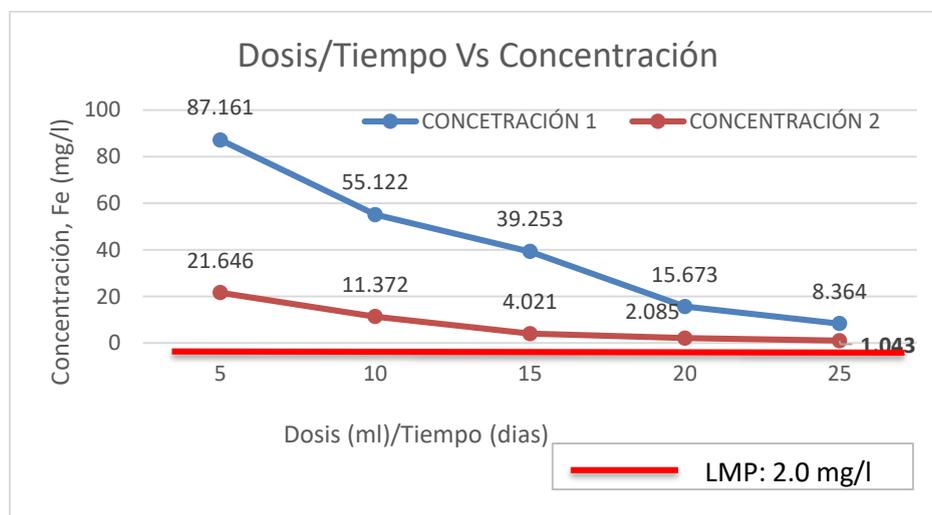
TRATAMIENTO CON SULFURO DE SODIO					
Dosis (ml)	5	10	15	20	25
pH	3.26	3.23	3.27	3.31	3.32
Fe (mg/l)	87.161	55.122	39.253	15.673	8.364
TRATAMIENTO CON ROCA CALIZA					
Tiempo (días)	5	10	15	20	25
Ph	4.13	5.77	6.65	7.21	7.87
Fe (mg/l)	21.646	11.372	4.021	2.085	1.043

De la **Tabla 8**, se observa que el comportamiento de los niveles de pH para el tratamiento con Sulfuro de Sodio baja ligeramente de 3.45 a 3.26 con la dosis de 5 ml, para luego mantenerse casi constante con las otras dosis, no existiendo una gran variación al añadir el reactivo precipitante, terminando con un valor final de 3.32 para la dosis de 25 ml.

Con relación al tratamiento con roca caliza se observa que el valor de pH inicial (3.45) se incrementa hasta un nivel de 4.13 para el día 5 y termina con un valor de 7.87 para el día 25. A continuación en la **figura 6**, se grafica el comportamiento del Hierro para ambos sistemas de tratamiento.

Figura 6

Comportamiento del Hierro por cada tratamiento



El comportamiento del Hierro para el tratamiento con sulfuro de sodio muestra un descenso en sus concentraciones según se van incrementando las dosis, así apreciamos que, añadiendo 5 ml, la concentración inicial de 297.616 mg/l se redujo hasta 87.161 mg/l, con 10 ml alcanzó 55.122 mg/l, con 15 ml llegó a 39.253 mg/l, con 20 ml alcanzó 15.673 mg/l y con 25 ml llegó al valor más bajo con 8.364 mg/l; en todos los casos no se alcanzó a estar por debajo del Límite Máximo Permisible.

El comportamiento del Hierro con respecto al sistema de tratamiento con piedra caliza muestra un descenso bastante significativo, el cual partió de una concentración de 297.616 mg/l y se redujo a los 5 días hasta 21.646 mg/l, a los 10 días alcanzó 11.372 mg/l, a los 15 días alcanzó 4.021 mg/l, a los 20 días llegó a 2.085 mg/l y a los 25 días finalizó con 1.043 mg/l; siendo este último el único que logró estar por debajo del Límite Máximo Permisible

4.3 Eficiencias del tratamiento con sulfuro de sodio y roca caliza

Para la determinación de las eficiencias de los metales pesados se tomó en cuenta la concentración inicial de cada metal (Pb, Cd, Cu, Zn y Fe), y luego la concentración final obtenida según las dosis añadidas para el tratamiento con sulfuro de sodio (5, 10, 15, 20 y 25 ml); de igual forma, para el tratamiento con roca caliza se tomó en cuenta la concentración inicial de cada metal antes indicado y las concentraciones finales registradas después de los tiempos considerados (5, 10, 15, 20 y 25 días).

4.3.1 Eficiencias de los tratamientos para Plomo

En la **Tabla 9**, tenemos las eficiencias obtenidas en base a la aplicación de los dos sistemas de tratamiento, el primero en base a sulfuro de sodio como reactivo precipitante (tratamiento pasivo) y el segundo sistema con relación a la roca caliza (tratamiento activo). Las dosis consideradas de sulfuro de sodio para la remoción de Pb fueron de 5, 10, 15, 20 y 25 ml y los tiempos utilizados para el tratamiento con la roca caliza fueron de 5, 10, 15, 20 y 25 días, Cabe indicar que las eficiencias fueron expresadas en porcentajes (%) y el valor inicial del Pb fue de 3.529 mg/l.

Tabla 9*Resultados de las eficiencias para Plomo*

TRATAMIENTO CON SULFURO DE SODIO					
[Pb] Inicial (mg/l)	3.529	3.529	3.529	3.529	3.529
DOSIS (ml)	5	10	15	20	25
Pb (mg/l)	1.144	0.732	0.324	0.429	0.157
Eficiencia (%)	67.6	79.3	90.8	87.8	95.6
TRATAMIENTO CON ROCA CALIZA					
Tiempo (días)	5	10	15	20	25
Pb (mg/l)	1.258	0.698	0.452	0.228	0.134
Eficiencia (%)	64.4	80.2	87.2	93.5	96.2

En el Sistema de Tratamiento con Sulfuro de Sodio, se aprecia que los porcentajes de las eficiencias alcanzan un incremento progresivo de acuerdo a las dosis utilizadas, así tenemos que para la dosis de 5 ml alcanza el 67.6% y para la dosis final de 25 ml alcanza el 95.6%.

En el Sistema de Tratamiento con Piedra Caliza, se aprecia que los porcentajes de las eficiencias alcanzan un incremento progresivo de acuerdo a los días considerados, así tenemos que para el tiempo de 5 días alcanza el 64.4% y para el tiempo final de 25 días alcanza el 96.2%.

4.3.2 Eficiencia de los tratamientos para Cadmio

En la **Tabla 10**, tenemos las eficiencias obtenidas en base a la aplicación de los dos sistemas de tratamiento, el primero en base a sulfuro de sodio como reactivo precipitante (tratamiento pasivo) y el segundo sistema con relación a la roca caliza (tratamiento activo). Las dosis consideradas de sulfuro de sodio para la remoción de Cd fueron de 5, 10, 15, 20 y 25 ml y los tiempos utilizados para el tratamiento con la roca caliza fueron de 5, 10, 15, 20 y 25 días, Cabe indicar que las eficiencias fueron expresadas en porcentajes (%) y el valor inicial del Cd

fue de 1.518 mg/l.

Tabla 10

Resultados de las eficiencias para Cadmio

TRATAMIENTO CON SULFURO DE SODIO)					
[Cd] Inicial (mg/l)	1.518	1.518	1.518	1.518	1.518
DOSIS (ml)	5	10	15	20	25
Cd (mg/l)	0.822	0.321	0.119	0.098	0.035
Eficiencia (%)	45.8	78.9	92.2	93.5	97.7
TRATAMIENTO CON ROCA CALIZA					
Tiempo (días)	5	10	15	20	25
Cd (mg/l)	0.504	0.251	0.148	0.067	0.047
Eficiencia (%)	66.8	83.5	90.3	95.6	96.9

En el Sistema de Tratamiento con Sulfuro de Sodio, se aprecia que los porcentajes de las eficiencias alcanzan un incremento progresivo de acuerdo a las dosis utilizadas, así tenemos que para la dosis de 5 ml alcanza el 45.8% y para la dosis final de 25 ml alcanza el 97.7%.

En el Sistema de Tratamiento con Piedra Caliza, se aprecia que los porcentajes de las eficiencias alcanzan un incremento progresivo de acuerdo a los días considerados, así tenemos que para el tiempo de 5 días alcanza el 66.8% y para el tiempo final de 25 días alcanza el 96.9%.

4.3.3 Eficiencia de los tratamientos para Cobre

En la **Tabla 11**, tenemos las eficiencias obtenidas en base a la aplicación de los dos sistemas de tratamiento, el primero en base a sulfuro de sodio como reactivo precipitante (tratamiento pasivo) y el segundo sistema con relación a la roca caliza (tratamiento activo). Las dosis consideradas de sulfuro de sodio para la remoción de Cu fueron de 5, 10, 15, 20 y 25 ml

y los tiempos utilizados para el tratamiento con la roca caliza fueron de 5, 10, 15, 20 y 25 días, Cabe indicar que las eficiencias fueron expresadas en porcentajes (%) y el valor inicial del Cu fue de 76.527 mg/l.

Tabla 11

Resultados de las eficiencias para Cobre

TRATAMIENTO CON SULFURO DE SODIO					
[Cu] Inicial (mg/l)	76.527	76.527	76.527	76.527	76.527
DOSIS (ml)	5	10	15	20	25
Cu (mg/l)	25.361	17.421	10.143	9.752	5.413
Eficiencia (%)	66.9	77.2	86.7	87.3	92.9
TRATAMIENTO CON ROCA CALIZA					
Tiempo (días)	5	10	15	20	25
Cu (mg/l)	4.547	2.643	1.488	0.664	0.426
Eficiencia (%)	94.1	96.6	98.1	99.1	99.4

En el Sistema de Tratamiento con Sulfuro de Sodio, se aprecia que los porcentajes de las eficiencias alcanzan un incremento progresivo de acuerdo a las dosis utilizadas, así tenemos que para la dosis de 5 ml alcanza el 66.9% y para la dosis final de 25 ml alcanza el 92.9%.

En el Sistema de Tratamiento con Piedra Caliza, se aprecia que los porcentajes de las eficiencias alcanzan un incremento progresivo de acuerdo a los días considerados, así tenemos que para el tiempo de 5 días alcanza el 94.06% y para el tiempo final de 25 días alcanza el 99.44%.

4.3.4 Eficiencia de los tratamientos para Zinc

En la **Tabla 12**, tenemos las eficiencias obtenidas en base a la aplicación de los dos

sistemas de tratamiento, el primero en base a sulfuro de sodio como reactivo precipitante (tratamiento pasivo) y el segundo sistema con relación a la roca caliza (tratamiento activo). Las dosis consideradas de sulfuro de sodio para la remoción de Zn fueron de 5, 10, 15, 20 y 25 ml y los tiempos utilizados para el tratamiento con la roca caliza fueron de 5, 10, 15, 20 y 25 días, Cabe indicar que las eficiencias fueron expresadas en porcentajes (%) y el valor inicial del Zn fue de 194.628 mg/l.

Tabla 12

Resultados de las eficiencias para Zinc

TRATAMIENTO CON SULFURO DE SODIO					
[Zn] Inicial (mg/l)	194.628	194.628	194.628	194.628	194.628
DOSIS (ml)	5	10	15	20	25
Zn (mg/l)	39.531	30.441	23.684	11.526	6.398
Eficiencia (%)	79.7	84.4	87.8	94.1	96.7
TRATAMIENTO CON ROCA CALIZA					
Tiempo (días)	5	10	15	20	25
Zn (mg/l)	9.856	7.287	2.234	1.927	1.416
Eficiencia (%)	94.9	96.3	98.9	99.0	99.3

En el Sistema de Tratamiento con Sulfuro de Sodio, se aprecia que los porcentajes de las eficiencias alcanzan un incremento progresivo de acuerdo a las dosis utilizadas, así tenemos que para la dosis de 5 ml alcanza el 79.7% y para la dosis final de 25 ml alcanza el 96.7%.

En el Sistema de Tratamiento con Piedra Caliza, se aprecia que los porcentajes de las eficiencias alcanzan un incremento progresivo de acuerdo a los días considerados, así tenemos que para el tiempo de 5 días alcanza el 94.9% y para el tiempo final de 25 días alcanza el 99.3%.

4.3.5 Eficiencia de los tratamientos para Hierro

En la **Tabla 13**, tenemos las eficiencias obtenidas en base a la aplicación de los dos sistemas de tratamiento, el primero en base a sulfuro de sodio como reactivo precipitante (tratamiento pasivo) y el segundo sistema con relación a la roca caliza (tratamiento activo). Las dosis consideradas de sulfuro de sodio para la remoción de Fe fueron de 5, 10, 15, 20 y 25 ml y los tiempos utilizados para el tratamiento con la roca caliza fueron de 5, 10, 15, 20 y 25 días, Cabe indicar que las eficiencias fueron expresadas en porcentajes (%) y el valor inicial del Fe fue de 297.616 mg/l.

Tabla 13

Resultados de las eficiencias para Hierro

TRATAMIENTO CON SULFURO DE SODIO					
[Fe] Inicial (mg/l)	297.616	297.616	297.616	297.616	297.616
DOSIS (ml)	5	10	15	20	25
Fe (mg/l)	87.161	55.122	39.253	15.673	8.364
Eficiencia (%)	70.7	81.5	86.8	94.7	97.2
TRATAMIENTO CON ROCA CALIZA					
Tiempo (días)	5	10	15	20	25
Fe (mg/l)	21.646	11.372	4.021	2.085	1.043
Eficiencia (%)	92.7	96.2	98.6	99.3	99.6

En el Sistema de Tratamiento con Sulfuro de Sodio, se aprecia que los porcentajes de las eficiencias alcanzan un incremento progresivo de acuerdo a las dosis utilizadas, así tenemos que para la dosis de 5 ml alcanza el 70.7% y para la dosis final de 25 ml alcanza el 97.2%.

En el Sistema de Tratamiento con Piedra Caliza, se aprecia que los porcentajes de las eficiencias alcanzan un incremento progresivo de acuerdo a los días considerados, así tenemos

que para el tiempo de 5 días alcanza el 92.7% y para el tiempo final de 25 días alcanza el 99.6%.

V. DISCUSIÓN DE RESULTADOS

Turingana et al. (2022), en su artículo *Efficacy of Limestone and Laterite Mine Waste in the Passive Treatment of Acid Mine Drainage*, menciona el uso de residuos de mina de laterita (LMW) como medio de tratamiento efectivo para metales pesados en AMD, examinó la eficacia de este material para complementar el desempeño de la piedra caliza en cuatro proporciones diferentes. Dentro de la metodología se procedió a colocar los materiales en una configuración en capas para permitir que cada material sea independiente del punto de ruptura del otro. Los parámetros de calidad del agua (pH y conductividad) se midieron junto con Cu, Fe y Ni. Los resultados mostraron que un mayor tiempo de residencia y una mayor cantidad de LMW produjeron una mejor calidad del efluente en general. En la marca de los 30 minutos, la relación 25:75 (p/p) de piedra caliza y LMW aumentó el pH de 2,24 a 5,84 mientras lograba una reducción del 99 % para Cu, 93 % para Fe y 63 % para Ni. Para el desarrollo de nuestra investigación el sistema se acondicionó con tres tipos de material, uno superficial con roca caliza, una intermedia con suelo orgánico y una capa final con arena, el cual mostró resultados con un incremento total de 4.42 de pH, desde 3.45 hasta 7.87, obteniéndose diferentes eficiencias de acuerdo a los tiempos considerados en el estudio, así tenemos que el Cobre obtuvo 94.1, 96.6, 98.1, 99.1 y 99.4 % para 5,10, 15, 20 y 25 días respectivamente, mientras que para el Hierro se alcanzó eficiencias del 92.7, 96.2, 98.6, 99.3 y 99.6 % en los mismos tiempos de monitoreo.

Labastida et. al (2019) en su estudio *Kinetic approach for the appropriate selection of indigenous limestones for acid mine drainage treatment with passive systems*, realizaron un análisis cinético heterogéneo de la disolución de piedra caliza, ello con el motivo de encontrar en qué condiciones la caliza lograba una mayor efectividad para el tratamiento pasivo de drenaje de ácido de minas al exponerla en concentraciones de hierro elevadas. Es así como se

realizaron experimentos en dos depósitos en México, uno inactivo y el otro activo, los resultados más relevantes mostraron que la caliza alcanzó eficiencias de remoción cercanas al 100% para arsénico, hierro, cadmio y aluminio, se reportó una eliminación parcial de zinc y sílice, y el pH aumentó cerca de la neutralidad. Con relación a nuestra investigación los resultados trabajados con material calizo mostraron eficiencias cercanas a la investigación de Labastida et. al, donde el Cadmio fue removido al 96.9 %, el Zinc al 99.3 % y el Hierro al 99.6 % para un tiempo máximo de 25 días. En cuanto al pH final este alcanzó un valor de 7.87 para el día 25.

Luptakova et al. (2012) en su artículo *Application of physical–chemical and biological–chemical methods for heavy metals removal from acid mine drainage*, planteó como objetivo demostrar la viabilidad técnica de la eliminación de metales pesados de AMD utilizando métodos fisicoquímicos y biológico-químicos. La base del método fisicoquímico fue la electroobtención. El principio del método biológico-químico fue la precipitación secuencial selectiva (SSP) de metales con la aplicación de ácido sulfhídrico producido por bacterias sulfato-reductoras y solución de hidróxido de sodio. Tanto los procesos de electroobtención como SSP disminuyen el contenido de metales pesados en AMD. El pretratamiento de AMD mediante precipitación química de hierro y aluminio (en el caso de las pruebas de electrodeposición) y precipitación química de hierro (en el caso de las pruebas de SSP) mejoró la selectividad de los procesos. Otro objetivo del trabajo fue la mejora del SSP. Durante los experimentos electroquímicos se logró una remoción del 99% de Zn -en forma metálica- y del 94% de Mn -en forma de MnO₂- ambos con un alto grado de pureza. El proceso SSP alcanzó la precipitación selectiva de los metales seleccionados con una eficiencia del 99 %: Fe, Al y Mn en forma de hidróxidos metálicos, Cu y Zn como sulfuros metálicos. Los resultados alcanzados pueden utilizarse para diseñar un proceso apropiado para la recuperación selectiva

de metales del AMD descargado del depósito de Smolník. En nuestra investigación desarrollada con sulfuro de sodio como tratamiento activo y roca caliza como tratamiento pasivo, obtuvimos eficiencias para el Cobre de 92.9 y 99.4 %, para el Zinc de 96.7 y 99.3 %; y finalmente para el Hierro de 97.2 y 99.6 % respectivamente. En todos los casos, para las eficiencias obtenidas en los resultados finales, se tomó en cuenta el tiempo máximo de tratamiento proyectado en 25 días.

VI. CONCLUSIONES

Con relación al primer objetivo se concluye que la caracterización del DAM de la laguna Yanamate presentó un pH de 3.45 mostrándose por debajo de lo normado en los LMP, el Plomo, Cadmio, Cobre, Zinc y Hierro presentaron concentraciones de 3.529, 1.518, 76.527, 194.628 y 297.616 mg/l respectivamente, excediendo en todos los casos los Límites Máximos Permitidos.

De acuerdo al segundo objetivo se concluye que los valores residuales tratados con sulfuro de sodio redujeron la concentración de Plomo desde 3.529 hasta 0.157 mg/l, el Cadmio redujo su concentración desde 1.518 hasta 0.035 mg/l, el Cobre redujo su concentración desde 76.527 hasta 5.413 mg/l, el Zinc redujo su concentración desde 194.628 hasta 6.398 mg/l y el Hierro redujo su concentración desde 297.616 hasta 8.364 mg/l.

Asimismo, los valores residuales tratados con roca caliza redujeron la concentración de Plomo desde 3.529 hasta 0.134 mg/l, el Cadmio redujo su concentración desde 1.518 hasta 0.047 mg/l, el Cobre redujo su concentración desde 76.527 hasta 0.426 mg/l, el Zinc redujo su concentración desde 194.628 hasta 1.416 mg/l y el Hierro redujo su concentración desde 297.616 hasta 1.043 mg/l.

Del tercer objetivo específico se concluye que las eficiencias obtenidas en el tratamiento con sulfuro de sodio para la dosis de 25 ml fueron para el Plomo, Cadmio, Cobre, Zinc y Hierro de 95.6, 97.7, 92.9, 96.7 y 97.2 %, mientras que las eficiencias obtenidas con la roca caliza para un tiempo máximo de 25 días fueron para el Plomo, Cadmio, Cobre, Zinc y Hierro de 96.2, 96.9, 99.4, 99.3 y 99.6 % respectivamente.

Se concluye que el tratamiento activo con sulfuro de sodio alcanza altas eficiencias, pero su pH se mantiene bajo, lo cual requiere de un tratamiento complementario, sin embargo, el tratamiento pasivo con roca caliza también con altas eficiencias requiere de un tiempo mayor.

VII. RECOMENDACIONES

- a. De los dos tratamientos activo y pasivo utilizados para el DAM, se recomienda el uso del tratamiento pasivo, ya que alcanza elevados niveles de remoción de metales pesados y una neutralización efectiva.
- b. A fin de conocer una mayor capacidad de remoción de metales pesados con los métodos empleados, se recomienda trabajar con concentraciones superiores a las utilizadas en la presente investigación.
- c. De igual manera, a fin de conocer una mayor amplitud de remoción de metales pesados con los métodos empleados, se recomienda trabajar con metales diferentes a los utilizados en la presente investigación.
- d. Se recomienda cambiar los factores operacionales como el volumen de muestra, temperatura de ensayo, número de revoluciones, tiempo de contacto, y dosis de aplicación, a fin de observar cambios favorables en la remoción de los metales presentes en el Drenaje Acido de Mina.
- e. Se recomienda desarrollar otras investigaciones con métodos pasivos semejantes a la utilizada en la presente investigación que aseguren el uso de sustancias, compuestos y materiales naturales, que no impliquen el uso de energía.
- f. Se recomienda aplicar el protocolo de muestreo y procedimientos de laboratorio correctamente ya que pueden conducir a errores groseros en los resultados finales de los ensayos realizados.

VIII. REFERENCIAS

- Aziz, H., Adlan, M., y Ariffin, K. (2008). Heavy metals (Cd, Pb, Zn, Ni, Cu and Cr(III)) removal from water in Malaysia: Post treatment by high quality limestone. *Bioresource Technology*, 99(6), 1578-1583.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.04.007>
- Arbeláez, M. y García, J. E. (2010), “*Estudio de las Tecnologías Empleadas para el Manejo de Lixiviados y su Aplicabilidad en el Medio*”. [Trabajo de grado, Universidad Eafit].
Repositorio de la Universidad Eafit
https://repository.eafit.edu.co/bitstream/handle/10784/4284/ManuelaArbelaez_JuanGarcia_2010.pdf;jsessionid=E79A4D4BF4A27294F99C3B5430B81983?sequence=1
- Baldeón A. (2022). "Efecto de la neutralización-precipitación química empleando hipoclorito de sodio y óxido de calcio, en la Remoción de Metales pesados en las Aguas Ácidas del Pasivo Ambiental Quiulacocha, distrito de Simón Bolívar, Pasco - 2021". [Tesis para Optar el Título Profesional de Ingeniera Ambiental. Universidad de Huánuco].
Repositorio de la Universidad de Huánuco.
<http://distancia.udh.edu.pe/bitstream/handle/123456789/3677/Vargas%20Baldeon%20c%20Alexandra.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Bardales Shuñ, A., & Vilcazan Mamani, E. (2022). Sistemas de tratamiento de aguas ácidas de los pasivos ambientales mineros en el Perú. <https://hdl.handle.net/11537/31749>
- Berrosipi, L. Y. (2019). “*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*”. [Tesis para optar el Título de Ingeniero Ambiental,

Universidad Nacional Daniel Alcides Carrión]. Repositorio de la Universidad Nacional Daniel Alcides Carrión.
http://repositorio.undac.edu.pe/bitstream/undac/930/1/T026_72631416-T.pdf

Bobadilla, M y Carrillo, P. (2022). *Uso de Residuos Orgánicos Bio-Adsorbentes para la Remoción de Metales Pesados en Efluentes Mineros: Revisión sistemática*. [Tesis para optar por el Título de Ingeniero Ambiental]. Universidad César Vallejo.
<https://repositorio.ucv.edu.pe/handle/20.500.12692/92202>

Celis Velásquez, E. G., & Medina Pinillos, J. O. (2021). Revisión sistemática de metodologías para la remoción de metales pesados en aguas ácidas de mina.
<https://hdl.handle.net/20.500.12692/81197>

Huiza, A. y Orellana, W. (2015). “Remoción de metales del drenaje ácido de mina mediante lecho pulsado de caliza del pasivo ambiental minero APU CAMPANAYOC I Huancavelica”. [Tesis para optar el Título de Ingeniero Químico. Universidad Nacional del Centro del Perú]. Repositorio de la Universidad Nacional del Centro del Perú.
<https://repositorio.uncp.edu.pe/bitstream/handle/20.500.12894/3736/Huiza%20Matamoros-Orellana%20Orellana.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

Heikkinen, A. (20 de enero de 2022). El impacto de la minería en las aguas altoandinas. *Ojo Público*. <https://ojo-publico.com/3278/el-impacto-la-mineria-las-aguas-altoandinas>

Isla, O. et al. (2016). “Remoción de Cu de las Aguas de la Mina Grande del Cobre con el empleo de Zeolita y Sulfuro de Sodio”. *Infomin*, 8(2), 34 – 46.
<http://www.infomin.co.cu/index.php/i/article/view/93/136>

- Jimenez, C. (2017). "Eficiencia en la remoción del tratamiento de aguas ácidas de mina, mediante neutralización activo con lechada de cal de la Unidad Minera Arasi – Puno". [Tesis para optar el Título de Ingeniero Ambiental. Universidad Peruana Unión]. Repositorio de la Universidad Peruana Unión. https://repositorio.upeu.edu.pe/bitstream/handle/20.500.12840/856/Cynthia_tesis_bac_hiller_2016.pdf?sequence=5&isAllowed=y
- Kefeni, K. K., & Mamba, B. B. (2021). Charcoal ash leachate and its sparingly soluble residue for acid mine drainage treatment: Waste for pollution remediation and dual resource recovery. *Journal of Cleaner Production*, 320, 128717.
- Licapa, G. (2015). Influencia del Tiempo de Retención y Composición del Sustrato en la Remoción de Hierro y Cobre del Drenaje Ácido de Mina en Humedales Artificiales. [Tesis para optar el de Maestro en Ciencias. Universidad Nacional de Cajamarca]. Repositorio de la Universidad Nacional de Cajamarca. <https://repositorio.unc.edu.pe/bitstream/handle/20.500.14074/1553/Tesis%20Gladys%20Licapa%20pdf.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Labastida, I., Armienta, M. A., Lara, R. H., Briones, R., González, I., & Romero, F. (2019). Kinetic approach for the appropriate selection of indigenous limestones for acid mine drainage treatment with passive systems. *Science of the Total Environment*, 677, 404-417. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.373>
- Luptakova, A., Ubaldini, E., Macingova, E., Fornari, P. y Giuliano, V. (2012). Application of physical–chemical and biological–chemical methods for heavy metals removal from acid mine drainage. *Process Biochemistry*.47 (11), 1633-1639.

<https://doi.org/10.1016/j.procbio.2012.02.025>

Martins, G., Niewerth, S., & Cheah, C. (2022, October). Passive treatment of acid mine drainage with active geocomposites. In *Mine Closure 2022: 15th International Conference on Mine Closure* (pp. 321-328). Australian Centre for Geomechanics. https://doi.org/10.36487/ACG_repo/2215_20

Mejía, L. (2018). "Pruebas experimentales para el tratamiento de la contaminación de las aguas ácidas de la laguna Yanamate, al emplear un método activo y la fitorremediación con la finalidad de cumplir el D.S. No. 015-2015-MINAM". [Tesis para optar título de Ingeniero Ambiental. Universidad Nacional Daniel Alcides Carrión]. Repositorio de la Universidad Nacional Daniel Alcides Carrión. http://repositorio.undac.edu.pe/bitstream/undac/363/1/T026_43411451_T.pdf

MINISTERIO DEL AMBIENTE (2014). Límites Máximos Permisibles para Descarga de Efluentes Líquidos de Actividades Minero-Metalúrgicas. D.S. 010-2010- MINAM.

Núñez, E. (2021). "Tratamiento de Drenaje Ácido de Mina, mediante Humedal Artificial en condiciones de Laboratorio". [Tesis para optar el Título de Magister Scientiae en Ciencias Ambientales. Universidad Nacional Agraria La Molina]. Repositorio de la Universidad Nacional Agraria La Molina. <https://repositorio.lamolina.edu.pe/handle/20.500.12996/4740>

Osorio, D. (2022). "Mejoramiento del humedal construido para la recuperación de la calidad de agua del drenaje ácido, Mesapata, Recuay, Ancash". [Tesis para optar el Título de Ingeniero Ambiental. Universidad Nacional Santiago Antúnez de Mayolo]. Repositorio

de la Universidad Nacional Santiago Antúnez de Mayolo.
http://www.repositorio.unasam.edu.pe/bitstream/handle/UNASAM/5070/T033_72289989_T.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Pavez, O., Aramcibia, C., Pino, L. y Zazzali, B. (1998). Remoción de metales pesados contenidos en un efluente de planta de lixiviación/precipitación de cobre(OI).

Picoy, J. (2017). *Tratamiento de la Contaminación de los suelos de la laguna de Yanamate empleando la tecnología de la fitorremediación 2016*. [Tesis para optar por el título de Ingeniero Ambiental]. Universidad Nacional Alcides Carrión.
https://alicia.concytec.gob.pe/vufind/Record/RUND_90e8388a30c5b3c7b3abe31b6340fedc

Quiroga, R. (2015). “Procesos de bioprecipitación de metales pesados y bio reducción de hierro (iii) para el tratamiento de aguas ácidas de minas a escala laboratorio”. [Tesis para optar el Grado de Magister en Ciencias Biológicas y Biomédicas, Mención Biotecnología. Universidad Mayor de San Andrés]. Repositorio de la Universidad de San Andrés.<https://repositorio.umsa.bo/bitstream/handle/123456789/17429/TM-1895.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

Ramos, L. (2022). “Optimización de la remoción de cadmio del drenaje ácido de la mina “La Esperanza” empleando humedales anaeróbicos artificiales a escala de laboratorio”. Tesis para optar el Bachiller en Microbiología. Universidad Nacional Mayor de San Marcos]. Repositorio de la Universidad Nacional Mayor de San Marcos.
http://cybertesis.unmsm.edu.pe/bitstream/handle/20.500.12672/17677/Ramos_nl.pdf?

sequence=1&isAllowed=y

Requin Ricra, L. M. (2019). Remediación de suelos y flora degradados al contorno de la laguna de Yanamate afectados por las aguas ácidas provenientes de la unidad administrativa Cerro SAC de Volcán compañía minera SAA-2018. <https://hdl.handle.net/20.500.12990/9370>

Rimarachín, P. (2015). "Tratamiento de aguas de efluentes minero-metalúrgicos utilizando métodos activos y pasivos en sistemas experimentales". [Tesis para optar el Título de Biólogo. Universidad Nacional de Trujillo]. Repositorio de la Universidad Nacional de Trujillo. <https://dspace.unitru.edu.pe/bitstream/handle/UNITRU/4505/Rimarachin%20Varas%2c%20Paolo%20Yordano.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

Soriano, R. (2018). "Evaluación de la eficiencia en neutralización y remoción de metales pesados (Fe, Cu, Pb, Zn) del Drenaje Ácido de Mina con lodos de baja densidad a nivel planta piloto de Cía Minera HuancapetI - 2016". [Tesis para optar el Título Profesional de Ingeñero Ambiental. Universidad Nacional Santiago Antúnez de Mayolo]. Repositorio de la Universidad Nacional Santiago Antúnez de Mayolo. http://repositorio.unasam.edu.pe/bitstream/handle/UNASAM/2828/T033_43682717_T.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Soto, E., Lozano, T., Barbarín, J. y Alcalá, M. (2004). Remoción de metales pesados en aguas residuales mediante agentes químicos. *Ingenierías*, 7(23), 46- 51. http://eprints.uanl.mx/10138/1/23_p46a51_soto.pdf

Stefanoff, J. G., & Kim, Y. (1994). *Reduction of leachability of heavy metals in acid mine drainage. Journal of Environmental Science and Health . Part A: Environmental Science and Engineering and Toxicology*, 29(2), 371–388. doi:10.1080/10934529409376042

Tarazona, L. (2022). “Efecto de la aplicación de diferentes dosis de dolomita e hipoclorito de sodio en la precipitación de metales pesados en aguas ácidas procedentes de la mina Volcán (laguna Yanamate), en el distrito de Tinyahuarco, Pasco – 2021”. [Tesis para optar el Título de Ingeniera Ambiental. Universidad de Huánuco]. Repositorio de la Universidad de Huánuco. <http://repositorio.udh.edu.pe/bitstream/handle/123456789/3428/TARAZONA%20TARAZONA%2c%20LUCY%20NELLY.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

Torres, E., Lozano, A., Macías, F., Gómez, y Castillo, J. (2018). Passive elimination of sulfate and metals from acid mine drainage using combined limestone and barium carbonate systems. *Journal of Cleaner Production*, 182, 114-123. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.01.224>

Torres, S. (2015). “Determinación de la eficiencia de la remoción del plomo y cobre a través del sistema de tratamiento de los humedales en Mesapata- Catac 2014”. [Tesis para optar el Título de Ingeniero Sanitario. Universidad Nacional Santiago Antúnez de Mayolo]. Repositorio de la Universidad Nacional Santiago Antúnez de Mayolo. <http://repositorio.unasam.edu.pe/bitstream/handle/UNASAM/1499/T%20B00119%20T%2073%202015.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

- Turingan C.O.A., Delantar J.H., Arceo A.C.Q., Hong C.S.G., Sungcang C.I.B., Villanueva L.K.L., Bautista-Patacsil L., Beltran A.B., Orbecido A.H. (2022). Efficacy of Limestone and Laterite Mine Waste in the Passive Treatment of Acid Mine Drainage, *Chemical Engineering Transactions*, 94, 1207-1212 DOI:10.3303/CET2294201.
- Truța, R. M., Brăhăița, I. D., Pop, C. I., Baciuc, C., & Popița, G. (2017). Batch experiment to test the limestone treatment on two types of acid mine water. *Advances in Environmental Sciences*, 9(1), 92-98. <http://aes.bioflux.com.ro/docs/2017.92-98.pdf>
- Vasquez, O. Y., & Escobar, M. C. (2020). Reactores Bioquímicos Pasivos: Una alternativa biotecnológica para la remediación de drenajes ácidos de mina. *Revista Colombiana de Biotecnología*, 22(2), 53-69. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=7815448>
- Villanueva, R. (15 de diciembre de 2022). La salud de diez millones de peruanos está en riesgo por el envenenamiento del agua con sustancias tóxicas. *Organización de las Naciones Unidas [ONU]*. <https://news.un.org/es/story/2022/12/1517512>
- Xuejiang, W., Ling, C., Siqing, X., y Jianfu, Z. (2008). Changes of Cu, Zn, and Ni chemical speciation in sewage sludge co-composted with sodium sulfide and lime. *Journal of Environmental Sciences*, 20 (2), 156-160. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(08\)60024-8](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(08)60024-8)

IX. ANEXO

ANEXO A. Fotográficas y descripción del procedimiento en laboratorio



Caracterización de los parámetros fisicoquímicos del DAM



Determinación de pH y Conductividad Eléctrica en Drenaje Acido de Mina.



Toma de muestra del Drenaje Acido de Mina terminado el tiempo de tratamiento pasivo.



Toma de muestra del Drenaje Acido de Mina terminado el tiempo de tratamiento pasivo.



Toma de muestra del Drenaje Acido de Mina para la prueba de Jarras.



Toma de muestra del Drenaje Acido de Mina para la prueba de Jarras.



Llenado de muestra del Drenaje Acido en las Jarras Floculantes.



Llenado de muestra del Drenaje Acido en las Jarras Floculantes.



Aplicación del reactivo químico (Sulfuro de Sodio) para el tratamiento activo.



Aplicación del reactivo químico para el tratamiento activo en el Floculador.



Inicio de las corridas experimentales de la muestra DAM en las Jarras Floculantes.



Toma de muestras para la determinación de metales pesados.



Determinación de Metales Pesados en el equipo de Absorción Atómica.



Determinación de Metales Pesados en el equipo de Absorción Atómica.