UNIVERSIDAD NACIONAL "SANTIAGO ANTÚNEZ DE MAYOLO"

FACULTAD DE INGENIERÍA DE MINAS, GEOLOGÍA Y METALURGIA

VICERRECTORADO DE INVESTIGACIÓN

DIRECCIÓN GENERAL DE INVESTIGACIÓN

INVESTIGACIÓN

REDUCCIÓN DE CONTAMINACIÓN DEL RIO SANTA, PRODUCIDO POR DRENAJE ACIDO DE LOS RELAVES DE PLANTA CONCENTRADORA SANTA ROSA DE JANGAS ANCASH – 2017.

LÍNEA DE INVESTIGACIÓN: INNOVACIONES TECNOLÓGICAS, ECONÓMICAS, SOCIALES, AMBIENTALES DE CIENCIAS BÁSICAS Y PROCESOS PRODUCTIVOS

RESPONSABLE:

JULIÁN PÉREZ FALCÓN.

HUARAZ – PERÚ

2018

ÍNDICE

RESUMEN 1

PALABRAS CLAVES 2

ABSTRACT 3

Keywords 3

INTRODUCCIÓN 4

1.- MARCO TEÓRICO 6

1.1. Antecedentes 6

1.2. Bases Teóricas 6

1.2.1. Precipitación de hidróxidos 9

1.2.2. Reducción Bacteriana de Sulfatos (RBS) 12

2. MATERIALES Y MÉTODOS 26

2.1. Materiales 26

2.2. Muestreo del Relave 27

2.2.1 Ubicación de Puntos de Muestreo en la Relave en Estudio 27

3. RESULTADOS 29

3.1. Análisis Mineralógico de Muestras de Relave 29

3.1.1 Interpretación del Grado de Liberación para los Minerales que han Intervenido en el Análisis Modal **30**

3.1.2 Análisis Granulométrico **32**

3.3 Proceso de Lixiviación **33**

3.4 Proceso de Remediación de Agua Acida **34**

4. DISCUSIÓN **36**

4.1 Discusión de Solución Lixiviada en Pilas **37**

4.2. Discusión de Remediación de Agua Acida (lixiviada naturalmente) **38**

5. CONCLUSIONES **39**

6. RECOMENDACIONES **40**

7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS **41**

ANEXOS.

REDUCCIÓN DE CONTAMINACIÓN DEL RIO SANTA, PRODUCIDO POR DRENAJE ACIDO DE LOS RELAVES DE PLANTA CONCENTRADORA SANTA ROSA DE JANGAS ANCASH – 2017.

Reduction of the Contamination of the Santa River, Produced by Acid Drainage of the Santa Rosa de Jangas Ancash Concentrator Plant Rotors - 2017.

Julián Pérez Falcón[1], Arnaldo Alejandro Ruiz Castro[2] y Antonio Mariano Domínguez Flores [2].
Facultad de Ingeniería de Minas, Geología y Metalurgia.

RESUMEN.

El objetivó del presente trabajo de investigación denominado Reducción de Contaminación del Rio Santa, Producido por Drenaje Acido de los Relaves de Planta Concentradora Santa Rosa de Jangas Ancash – 2017, es obtener un método de remediación adecuada para tratar el drenaje acido producido por el relave y que se encuentren por debajo de los límites máximos permisibles (LMP), a fin se der vertidos al Rio Santa y/o utilizados en el campo industrial y agrícola.

La metodología aplicada al presente trabajo de investigación fue experimental y aplicada por tratarse de un diseño que consistió en el muestreo sistemático del relave, determinándose lascaracterísticas física y química del mismo, diseño del equipo de lixiviabilidad de generación de drenaje acido a nivel de laboratorio, obteniéndose resultados de pH y elementos metálicos disueltos por encima de los LMP, lo que constituye un alto riesgo ambiental, sobre el Rio Santa y su entorno.

En base a los resultados obtenidos inicialmente se aplicó la metodología de remediación del drenaje acido del relave, en el mismo equipo diseñado inicial inicialmente; pero para realizar pruebas de remediación en pilas en laboratorio utilizando materiales e insumos existentes en la zona, los cuales son: caliza, aserrín y guano de corral (cuy); dando como resultado la obtención de aguas que se encuentran por debajo de los LMP, los parámetros obtenidos se muestran a continuación:pH = 8.5, oxígeno disuelto 1.89 mg/l., conductividad 5040 $uScm^{-1}$, y los metales disueltos llegaron a (Al < 0.020, As < 0.010, Cd < 0.002, Fe < 0.005, Hg <

0.025, Pb < 0.010) mg/l., lo cual indica que diseño del equipo y el proceso para la remediación de aguas acidas a nivel de laboratorio funciona eficientemente.

Palabras Claves: Reducción de Contaminación, Drenaje Acido, Relave, Lixiviación en Pilas.

ABSTRACT.

The objective of this research work called Reduction of Pollution of the Santa River, Produced by Acid Drainage from the Tailings of the Santa Rosa de Jangas Ancash Concentrator Plant - 2017, is to obtain an adequate remediation method to treat the acid drainage produced by the tailings and that are below the maximum permissible limits (LMP), in order to be discharged to the Santa River and / or used in the industrial and agricultural field.

The methodology applied to the present research work was experimental and applied because it was a design that consisted in the systematic sampling of the tailings, determining the physical and chemical characteristics of the same, design of the lixiviability equipment for the generation of acid drainage at the laboratory level, obtaining results of pH and dissolved metal elements above the LMP, which constitutes a high environmental risk, on the Santa River and its surroundings.

Based on the results obtained initially, the methodology of remediation of the acid drainage of the tailings was applied, in the same initially designed initial equipment; but to carry out remediation tests in piles in the laboratory using materials and supplies existing in the area, which are: limestone, sawdust and corral guano (guinea pig); resulting in the obtaining of waters that are below the LMP, the parameters obtained are shown below: pH = 8.5, dissolved oxygen 1.89 mg/l., conductivity 5040 $uScm^{-1}$, and dissolved metals reached (Al < 0.020, As < 0.010, Cd < 0.002, Fe < 0.005, Hg < 0.025, Pb < 0.010) mg/l, Which indicates that the design of the equipment and the process for the remediation of acidic water at the laboratory level works efficiently .

Keywords: Pollution Reduction, Acid Drainage, Tailings, Leaching in Batteries.

INTRODUCCIÓN

La minería es una de las actividades que aporta con mayor contribución al fisco nacional y así mismo es una actividad motora del desarrollo del País; pero tiene ciertas deficiencias en el control de sus impactos negativos en el desarrollo de sus actividades desde la parte extractiva hasta la comercialización, siendo parte de ello la generación del drenaje acido al extraer los minerales y durante el procesamiento del mismo para recuperar los metales valiosos, quedando los relaves y desmontes mineros, que cuando no se dispone adecuadamente y/o tratan con tecnologías adecuadas, generan drenajes ácidos y que en muchas oportunidades son descargadas a los cuerpos receptores (ríos) sin tratamiento alguno contaminando así al recurso hídrico, casos muy conocidos son los relaves del Distrito de Ticapamapa, Catac y en particular de la Planta Concentradora de Minerales Santa Rosa de Jangas, ubicado en el Distrito de Jangas, los minerales determinados en esta relaverason: Esfalerita (ZnS), Galena (PbS), Calcopirita ($CuFeS_2$), Cerusita (CO_3Pb), Pirita (S_2Fe), Arsenopirita (FeAsS), Marcasita (FeS_2), Magnetita (Fe_3O_4), Hematita (Fe_2O_3), Goethita ($HFeO_2$) los cuales generan drenaje acido del relave (DAR) y gangas.

Conociendo los impactos de la contaminación del agua, nos permitimos a realizar presente trabajo de investigación titulado Reducción de Contaminación del Rio Santa, Producido por Drenaje Acido de los Relaves de Planta Concentradora Santa Rosa de Jangas Ancash, con la finalidad de contribuir en el tratamiento del drenaje acido de la relavera, siguiendo los lineamientos del tipo de trabajo académico, considerando el marco teórico que permite resaltar trabajos anteriores con la finalidad de obtener resultados adecuados para tal fin.

Lo concerniente a los materiales, insumos y los procesos utilizados se detallan en el diseño y los procedimientos realizados para la remediación del drenaje acido a fin de cumplir con el objetivo establecido y determinar el método de tratamiento adecuado para reducir la contaminación del relave al cuerpo receptor.

Los resultados obtenidos nos permiten deducir el logro y la finalidad establecida, vale decir que los metales disueltos tóxicos fueron neutralizados y precipitados en forma de hidróxidos estables, los cuales quedaron en la pila de lixiviación solo descargándose el agua remedia lo que puede ser descargada al cuerpo receptor (Rio Santa), por lo que cumple con los parámetros establecidos de Límite Máximo Permisible (LMPs) de efluente establecidos por el MEM y aprobados mediante R.M. Nº 011-96-EM/VMM (tabla Nº 06) de la descarga de

efluentes de la actividad minero-metalúrgicas, lo cual puede ser usada en la actividad industrial, agrícola y otras.

1.- MARCO TEÓRICO

1.1. Antecedentes.

Después de haber revisado la bibliografía Nacional e Internacional no se ha encontrado trabajo alguno con referente a la investigación en referencia, por ello el tema de investigación es "inédito" toda vez que es necesario Reducir la Contaminación del Rio Santa, Producido por Drenaje Acido de los Relaves de Planta Concentradora Santa Rosa de Jangas Ancash.

En la actualidad existe una determinada área con relaves a causa del procesamiento de minerales polimetálicos, cuyos productos son los concentrados de plomo, zinc, cobre y plata y el relave, esta última aun contiene sulfuros valiosos en mínima cantidad y los no valiosos en mayor cantidad, así mismo una gran cantidad de ganga, los cuales generan aguas acidas y contaminan al cuerpo receptor (Rio Santa), al ser descargadas sin tratamiento alguno, por ello es necesario la reducción de la contaminación del Rio Santa lo cual permitirá mejorar la calidad de vida con responsabilidad social y ambiental de los pobladores que hacen uso del recurso hídrico (Rio Santa) partiendo aguas abajo del área en estudio.

1.2. Bases Teóricas.

Jaime Llamosos B, Ing. Carlos Villachica L, llegaron a la conclusión de que La Generación del Drenaje Ácido de la Presa de Relaves en la Planta Concentradora Mesapata de la Propiedad de la UNASAM, es un problema Ambiental característico de los yacimientos poli metálicos que contienen pirita y otros sulfuros, que no son tratados económicamente **(3).**

Osvaldo Aduvire, manifiesto que los drenajes ácidos de mina además de un bajo pH contienen una gran cantidad de sólidos en suspensión con un alto contenido en sulfato y metales (Fe, Al, Mn, Zn, Cu, Pb, Hg, Cd, Ni), del orden de varios cientos de miligramos por litro. Estos elementos en altas concentraciones son nocivos para la actividad biológica, contaminan los cursos de aguas y pueden llegar a causar daños a las estructuras construidas por el hombre. Debido al elevado coste que representa el tratamiento en depuradoras convencionales, es necesario buscar una solución a este problema **(9).**

Wildeman y Laudon (1989), manifestó que la alta acidez de DAM es causada a menudo por la oxidación de la pirita, la forma cristalina del sulfuro del hierro (FeS_2). Como resultado de esa oxidación, el ácido sulfúrico se genera dando condiciones ácidas a los efluentes de la mina. La pirita es comúnmente asociada tanto con las situaciones de minas de carbón como las minas de metal, “pero el drenaje ácido de minas de metal presenta un problema más severo que la mayoría de drenajes de mina de carbón porque los agentes prioritarios de contaminación tal como AS, Cd, Pb, Hg, Cu y Zn pueden estar presentes en peligrosas concentraciones" **(18).**

Zumarán Farfán, J. R. J. (Brasil), hacen comentarios sobre la explotación industrial de los yacimientos minerales que contienen una regular proporción de sulfuros metálicos no aprovechables como arsenopirita y pirita principalmente, se generan relaves potencialmente reactivos, es decir, que en medios húmedos, con el contacto del oxígeno del aire y por la acción de microorganismos (género Thiobacillus) que encuentran en estos medios un ambiente adecuado para su desenvolvimiento, estos relaves se transforman en fuentes generadoras de drenaje ácido, responsable por uno de los principales impactos ambientales de la industria mineral. El drenaje ácido de mina consecuentemente degrada suelos y principalmente cuerpos hídricos tanto superficiales como subterráneos.

La intensidad del impacto ambiental debido al drenaje ácido depende de varios factores, entre ellos: la composición química y mineralógica de los relaves, la granulometría, sus características físicas y su disposición, ya sea en pilas o en rellenos y las características constructivas de estos depósitos. También se debe tener en cuenta los factores climáticos como el régimen pluviométrico, temperatura promedio y características hidrológicas e hidrogeológicas de la región **(19).**

José Vidalón Gálvez, aclara que para la prevención de contaminación de drenaje de relaveras, las plantas para el proceso aeróbico y anaeróbico deben superar las difíciles condiciones de:

- Rápido crecimiento y desarrollo
- Adaptación a suelos pobres en nutrientes
- Resistencia al frío y la acidez
- Preferentemente ver de permanente el proceso **(5).**

Priscila Gamonal Pajares, tratamiento de drenaje de ácidos de minas en humedales construidos, demuestran el uso de humedales construidos, lo cual tiene buen

funcionamiento en el retiro de agentes contaminadores del drenaje ácido de la mina. Las reacciones químicas y biológicas ocurren en la célula, reduciendo así los agentes contaminadores. Los procesos aerobios y anaerobios pueden ser producidos pero principalmente los procesos anaerobios tales como reducción del sulfato muestran un funcionamiento mejor en la reducción de acidez y de los metales pesados. La presencia de plantas y de microorganismos es muy importante en un sistema de los humedales.

La presencia de plantas proporciona sitios para la conexión microbiana, libera oxígeno de sus raíces, y provee de materia orgánica para los microorganismos heterotrophic.

El Ministerio de Energía y Minas del Perú, concluye que los reactivos de flotación pueden ser cal, ditiofosfatos, xantatos, cromatos, sulfitos, sulfato de cobre, sulfato de zinc, ácidos grasos, alcoholes, aceites que en poca escala no son tóxicas para los humanos y la vida acuática, mientras que el cianuro y los metales pesados potencialmente tóxicos, tales como arsénico y selenio (sólo si están presente en el mineral) que pueden ser solubles cerca del pH neutro. Aún los niveles ligeramente elevados de cobre, plata, plomo, aluminio y zinc en solución pueden ser especialmente dañinos para los peces salmónidos, además del riesgo potencial de ser acumulados en los tejidos de los organismos marinos.

Algunos de estos metales pueden ser tóxicos para el consumo humano en mayores concentraciones; otros metales como el cobalto, molibdeno, y níquel pueden afectar adversamente el crecimiento de las plantas o del ganado si están presentes en las aguas usadas para irrigación, así contaminan el recurso hídrico y el ecosistema.

Víctor Hugo Quijada Tacuri, concluye que la contaminación del agua es la adición de materia extraña perjudicial que deteriora la calidad del agua, tanto para consumo humano y de animales como para la vida marina y el regadío de tierras.

A pesar de la concienciación de los países desarrollados en materia de medio ambiente, siguen siendo importantes los niveles de contaminación de las aguas próximas a los asentamientos humanos e industriales y turísticos y siguen llegando a arroyos y ríos, los vertidos de aguas residuales y con productos químicos, tóxicos y microorganismos patógenos, que luego desembocan a pantanos, lagos o al mar.

La contaminación del agua es un problema local, regional y mundial y está relacionado con la contaminación del aire y con el modo en que usamos el recurso de la tierra **(17).**

Younger*et a/.* (2002), nos ofrecen una discusión completa de procesos activos de tratamiento para aguas de minas, que se enfoca en las dos opciones principales para el tratamiento de aguas ácidas:

- Precipitación de hidróxidos.
- Reducción bacteriana de sulfatos.

1.2.1. Precipitación de hidróxidos.

Aunque los reactivos utilizados en sistemas pasivos son distintos de los que se usan en sistemas activos, los principios de tratamiento en ambos tipos de sistema son bastante parecidos. Se reconocen varios enfoques distintos para convertir metales en formas menos móviles en sistemas aerobios.

Casi todos los metales nocivos son susceptibles de formar sólidos hidróxidos (ejemplo: Fe **$(OH)_3$, Al $(OH)_3$, Zn $(OH)_2$**, etc.), las reacciones típicas de precipitación de hidróxidos son las siguientes:

$$Fe^{3+} + 3H_2O \rightarrow Fe(OH)_3 + 3H^+ \qquad (1)$$

$$Al^{3+} + 3H_2O \rightarrow Al(OH)_3 + 3H^+ \qquad (2)$$

Se nota que ambas reacciones producen acidez, con la liberación de tres protones **(H^+)** para cada mol de metal hidrolizado. Esta acidez precisa neutralización en el proceso de tratamiento completo y generalmente esta demanda para agentes neutralizantes es mucho más grande que la demanda ejercida por el pH ambiente del agua subterránea en su punta de salida. Aunque la precipitación de hidróxidos se practica para remover los metales tóxicos en solución, los hidróxidos mismos tienen propiedades muy favorables a la absorción de otros contaminantes.

El proceso industrial para sacar arsénico de aguas es por co-precipitación y absorción en **$Fe(OH)_3$**. Entonces el tratamiento total que se realiza por precipitación de hidróxidos tiene ventajas añadidas, además de la precipitación misma.

Hasta la fecha, la gran mayoría de sistemas de tratamiento activo para aguas ácidas de mina en Europa están basados en la precipitación de hidróxidos. Esta precipitación se realiza en un proceso de tres pasos:

1. Oxidación (para convertir Fe^{2+} en Fe^{3+}).
2. Dosis con álcalis (especialmente **$Ca(OH)_2$**, **$Na(OH)_2$**, **$NaHCO_3$** y otras sustancias).
3. Sedimentación.

Cada paso en este proceso ofrece una oportunidad para la intensificación, por la cual se puede mejorar la eficiencia del proceso en su totalidad.

Younger et *a/, (*2002), estableció lo siguiente:

1) La oxidación se realiza tradicionalmente por una cascada de aireación. Sin embargo, en circunstancias apropiadas el proceso de oxidación puede intensificarse por la aplicación de otros enfoques mecánicos, o por el uso de reactivos químicos (especialmente peróxido de hidrógeno **H_2O_2**).
2) En cuanto al proceso de dosis con álcalis, cada reactivo tiene sus propias ventajas e inconvenientes. Generalmente el reactivo más económico es la cal apagada (**$Ca(OH)_2$**), sin embargo, donde se precisa precipitar altas concentraciones de Mn, Zn *y/o* Cd, la soda cáustica suele resultar más barata, además donde el espacio disponible es muy pequeño para una planta de tratamiento, se puede usar amoníaco (en forma de gas).

3) El paso de la sedimentación frecuentemente ofrece las oportunidades más importantes para intensificación del proceso de tratamiento en su totalidad, eso es porque el proceso de sedimentación gobierna la densidad del lodo de hidróxidos producidos, que a su vez controla el volumen de residuos que se precisa recoger.

La sedimentación en un estanque sencillo suele dar lodos con un contenido en sólidos de 5% (en peso) o menos, con otros enfoques, se puede aumentar este contenido en sólidos hasta un 40% y un enfoque sencillo pero muy exitoso es el proceso HDS (high-densitysludge) lodos de alta densidad.

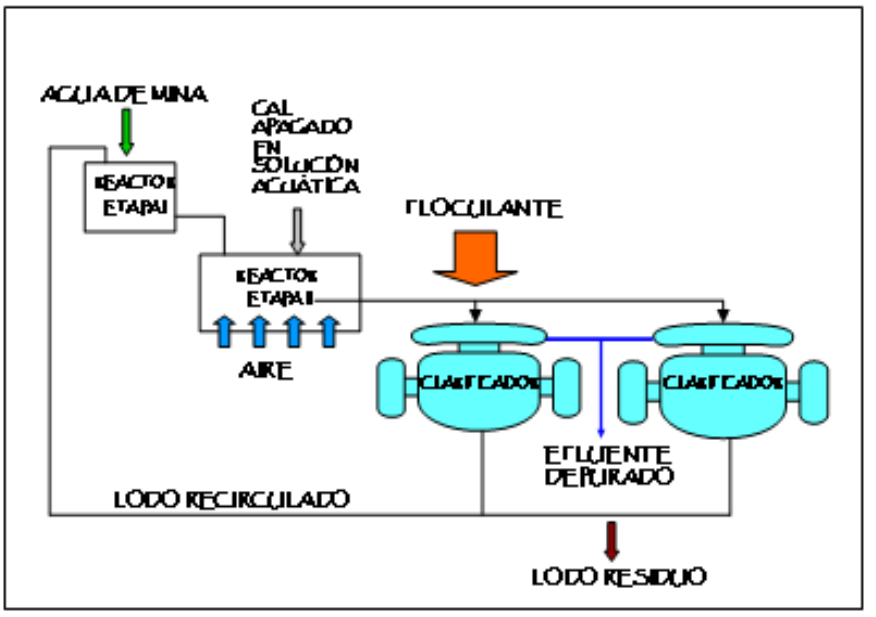


Figura Nº 01: Proceso HDS

Fuente: Paul L. Younger*et a/.* (2002).

En este proceso **(Figura Nº 01),** se bombea un porcentaje de (80 %) del lodo final del estanque de sedimentación hasta el punto de arranque de la planta. Las partículas de lodo presentan núcleos para la precipitación de nuevos hidróxidos, y obtenemos una precipitación final de lodo con un 20 % de sólidos en peso. La densidad puede aumentarse más par aplicación de filtros, prensas, etc.

La optimización de la densidad y estabilidad de lodos fue el motivo para el desarrollo de una nueva variedad de precipitación de hidróxidos, en la que la reacción es controlada y cada partícula de hidróxido de hierro es abrigada para una capa de sílice. Tras ensayos a escala piloto, este método está ya en marcha a escala real en VennQuarry (una mina a cielo abierto para agregados en Devon, Inglaterra, que tiene un problema de drenaje ácido), aunque no se ha perfeccionado esta aplicación.

Un problema significativo asociado con la precipitación activa de hidróxidos es que se aumenta considerablemente la salinidad total del agua por la adición de $\mathbf{Ca^{2+}}$ o $\mathbf{Na^{+}}$ (presente en los reactivos alcalinos). En las zonas secas del mundo (tal como la cuenca Mediterránea) la salinidad de aguas suele ser un problema más grave que la contaminación metálica. Aunque la desalinización puede realizarse por métodos convencionales, tal como ósmosis inversa y destilación de flash, estos métodos son muy

costosos para la corrección de aguas ácidas de mina. Por eso, en los últimos años se ha investigado en la búsqueda de métodos económicos que rebajan la salinidad total de las aguas de mina.

La mayoría de los esfuerzos en esta búsqueda se han enfocado en la precipitación de sulfuros, pero hay un solo método que rebaja la salinidad de aguas de mina mientras que los metales se precipitan como hidróxidos.

El proceso SAVMINTM (Smit, 1999) utiliza métodos convencionales para precipitar los metales problemáticos (Fe, Mn, Zn, Cd, etc.) como hidróxidos, y la $\mathbf{Ca^{2+}}$ añadida reacciona con el sulfato en el agua para precipitar yeso. Tras la precipitación de la mayor cantidad de yeso posible, el agua todavía suele contener unos 2500 mg/l de $S0_4^{2-}$, por reaccionar esta agua con hidróxido de aluminio en un ambiente de pH controlado (entre 11.6 y 12.0).

1.2.2. Reducción Bacteriana de Sulfatos (RBS).

La reducción bacteriana del sulfato genera ácido sulfhídrico, o azufre elemental, y alcalinidad mediante las siguientes reacciones (donde CH_2O es la representación genérica de la materia orgánica)

$$SO_4^{2-} + 2\ CH_2O + \text{bactéria} = H_2S + 2\ HCO^{3-}$$

$$SO_4^{2-} + 2\ CH_2O + 1/2\ O_2 + \text{bactéria} = S° + H_2O + 2\ HCO_3$$

En el proceso de reducción bacteriana del sulfato en ambiente anóxico también se reduce la acidez mineral potencial debida al hierro y otros metales al precipitar como sulfuros.

$$SO_4^{2-} + 2\ CH_2O + Fe^{2+} = FeS + 2\ CO_2 + H_2O$$

El proceso de reducción bacteriana de sulfatos, brinda La posibilidad de combatir acidez, reducir la alcalinidad de los bicarbonatos disueltos y remover metales del agua mediante la precipitación de sulfuros. La aplicación del proceso en sistemas pasivos se realiza por tres sistemas diferentes:

1) Humedales de abono (compost wetlands), son humedales con sustratos espesos de abono y los que se mantienen condiciones anaeróbicas que proporcionan reducción bacteriana de sulfatos.

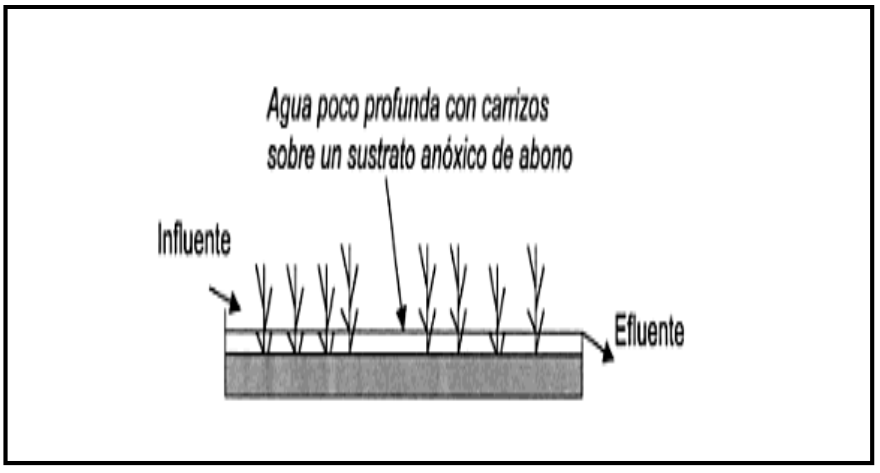


Figura Nº 02: Perfil Esquemático de humedal de abono.

Fuente: Paul L. Younger

2) Sistema de flujo subterráneo con reducción bacteriana de sulfato (SFB), ello comprende barreras reactivas permeables para agua subterránea (permeable reactive barriers, PRBs).

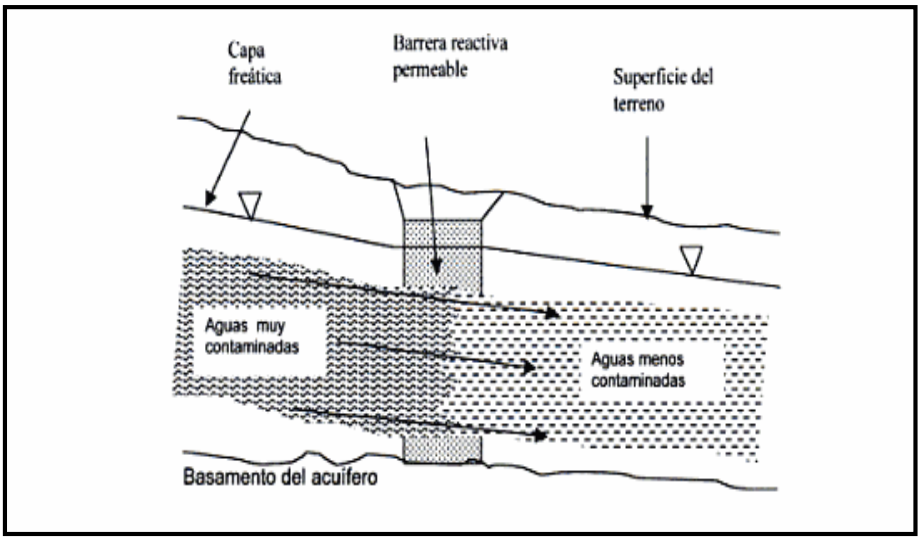


Figura Nº 03: Perfil Esquemático de una Barrera Reactiva Permeable.

Fuente: Paul L. Younger.

3) Sistemas reductores y productores de alcalinidad (reducyng and alkalinity-producingsystems, RAPS, previamente llamado como SAPS (sistemas sucesivos de producción de alcalinidad). Un RAPS típico consta de una capa de abono (≥ 0.5 m, encima de una capa de gravas de caliza (≥ 0.5 m). El flujo se dirige verticalmente por el abono y luego por la capa de áridos de caliza, la disolución de calcita sigue sin los problemas de colmatación que afectan a las ALD, porque

las condiciones reductoras por el abono aseguran que el hierro está presente en la forma ferrosa (Fe^{2}+) en la que no puede precipitar hidróxidos en las superficies de las piedras de caliza bajo las condiciones ambientales de pH.

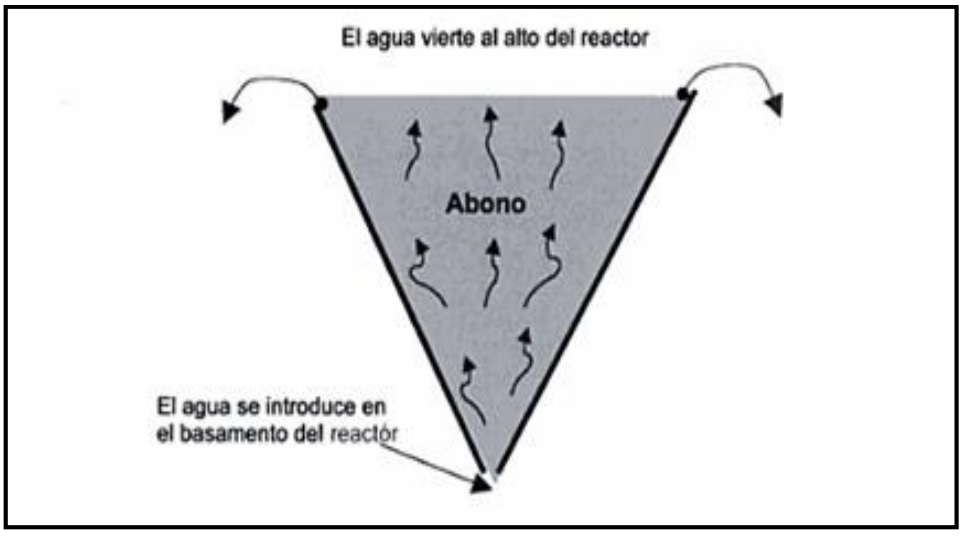


Figura Nº 04: Perfil Esquemático de un SFB para una Descarga Superficial de Agua Acida de Mina.

Fuente: Paul L. Younger

Cada tipo de sistema tiene sus propias ventajas e inconvenientes. Los RAPS son preferibles para la mayoría de los casos, sin embargo, la implementación de RAPS precisa la disponibilidad de una altura de caída del agua en el sitio mayor de 1.5 m (Kepler & Mc Cleary, 1994). En lugares donde no se posee tal desnivel, se puede utilizar un humedal de abono (aunque se precisa un área entre 3 o 4 veces más grande que la de un RAPS, para abastecer el mismo nivel de depuración (Jarvis &Younger 1999). Ni RAPS ni humedales de abono resultan ser una rebaja apreciable en la salinidad de aguas de mina; donde la desalinización es imprescindible, para ello un SFB es la operación más adecuada (Cohen &Staub 1992).

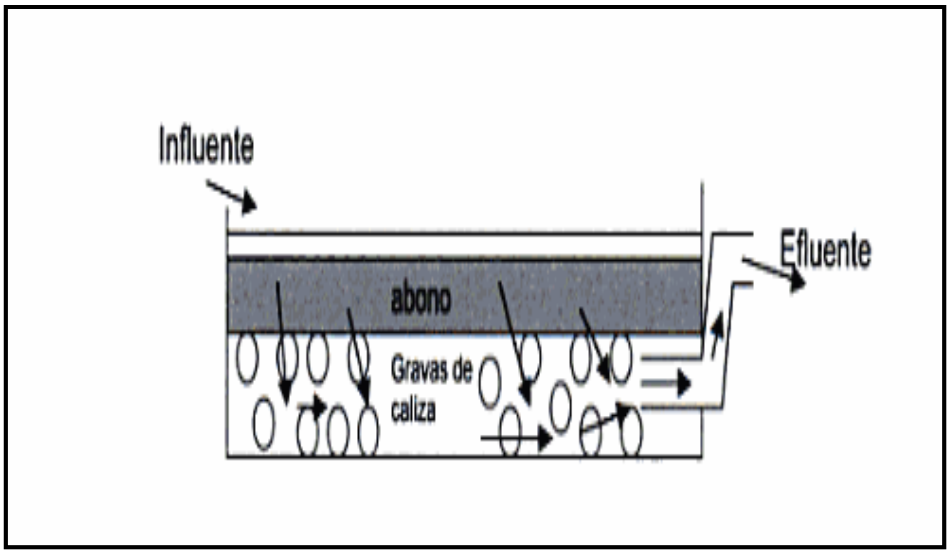


Figura Nº 05: Perfil Esquemático de una Unidad de RAPS.

Fuente: Paul L. Younger.

Figura Nº06: Acidificación de Suelos y Aguas.

Fuente: Daniel Barettino, Jorge Loredo y Fernando Pendás.

Los métodos de tratamiento pasivo van desde humedales construidos, drenajes anóxicos, balsas orgánicas, sistemas de producción alcalina hasta barreras reactivas permeables, en donde el objetivo principal es la supresión de la acidez, la precipitación de los metales pesados y la eliminación de sustancias contaminantes como los sólidos en suspensión, antimoniatos, arseniatos y otros.

La filosofía general de los tratamientos pasivos consiste en cambiar las condiciones de Eh y pH del influente de forma que se favorezca la formación de especies insolubles que precipiten como oxihidróxidos metálicos. Por lo general, en estos sistemas, se recurren al empleo de bacterias para catalizar las reacciones y acelerar los procesos que forman precipitados, así como al uso de material alcalino para neutralizar la acidez (subir el pH).

En el caso de humedales (wetlands) para aumentar el contacto entre el agua de mina y el oxígeno atmosférico, se diseñan sistemas de incluyan cascadas, lechos serpenteantes y balsas de grandes superficies y poca profundidad.

Para elegir el tipo de sistema pasivo se debe poner especial atención a las condiciones hidrológicas del lugar, al pH del influente, y al contenido de metales y sólidos en suspensión del drenaje. El diseño y la configuración del dispositivo de tratamiento deben asegurar una buena circulación y distribución del influente dentro del sistema, con el fin de maximizar el tiempo de contacto entre el flujo de agua y los substratos reactivos. Entre los principales parámetros a tener en cuenta en el diseño de un humedal, tenemos: el área o superficie, la geometría, la profundidad de las celdas, el tiempo de retención hidráulica y la composición del substrato.

Se evidencia un deterioro de la calidad de las aguas del río Negro y el daño creciente de los ecosistemas en el distrito de Olleros los que hasta la fecha no han sido identificados las zonas de generación de aguas ácidas. Tampoco han sido evaluados para su tratamiento con el objeto de recuperar la calidad de las aguas del río.

A partir de las evaluaciones ambientales realizadas en la sub cuenca por el Ministerio de Energía y Minas Año 1998: “Estudio de Evaluación Ambiental Territorial y de Planteamientos para la Reducción o Eliminación de la Contaminación de Origen Minero en la Cuenca del Río Santa”.

Nordstrom y Alpers (1999) describen el proceso de oxidación de la pirita como el principal responsable de la formación de aguas ácidas; esta oxidación se ve favorecida en áreas mineras debido a la facilidad con la que el aire entra en contacto con los sulfuros – a través de las labores mineras de acceso y por los poros existentes en las pilas de estériles

y residuos- así como al incremento de la superficie de contacto de las partículas. Dichos autores consideran que los factores que más afectan a la generación ácida son el volumen, la concentración, el tamaño de grano y la distribución espacial de la pirita.

Las reacciones que intervienen en la oxidación de la pirita pueden ser representadas por las siguientes cuatro ecuaciones (Skousen et al., 1998; Nordstron y Alpers, 1999; Mills, 1999; USEPA, 1996 y 2000; entre otros).

FeS_2 (s) + 7/2 O_2 (g) + H_2O → Fe^{2+} + 2 SO_4^{2-} + 2 H^+ (1)

Fe^{2+} + 1/4 O_2 (g) + H^+ → Fe^{3+} + 1/2 H_2O (2)

Fe^{3+} + 3 H_2O → Fe $(OH)_3$ (s) + 3 H^+ (3)

FeS_2 + 14 Fe^{3+} + 8 H_2O → 15 Fe^{2+} + 2 SO_4^{2-} + 16 H^+ (4)

En la reacción de oxidación de la pirita (1) se produce Fe^{2+}, SO_4^{2-} e H^+. Esta reacción provoca un incremento en el total de sólidos disueltos y un aumento de la acidez, que irá asociado a una disminución del pH. Si el ambiente circundante es lo suficientemente oxidante, entonces muchos iones ferrosos se oxidarán a iones férricos (etapa 2). Por lo general, por encima de un pH alrededor de 3,5, el ion férrico formado precipitado mediante hidrólisis como hidróxido (3), disminuyendo por tanto el Fe^{3+} en solución, mientras que el pH baja simultáneamente. Por último, algunos cationes férricos ($Fe^{3+)}$ que se mantienen en solución, pueden seguir oxidando adicionalmente a la pirita y formar $Fe^{2+,}$ SO_4^{2-} y H^+ (4).

Cinéticamente, la oxidación del Fe^{2+} a Fe^{3+} es la reacción más lenta a pH ácido. A pH por encima de 4 la velocidad de la reacción aumenta drásticamente, casi todo el Fe está en forma de Fe^{3+} y precipita como hidróxido (3). A pH por debajo de 4, sin embargo, la mayoría del Fe en solución es $Fe^{2+,}$ aunque la acción bacteriana (Thiobacillusferroxidans) consigue acelerar el proceso y que progresivamente el Fe^{2+} pase a $Fe^{3+.}$ Parte del Fe^{3+} se emplea en oxidar más pirita (4) y parte precipita como hidroxi sulfatos (schwerimannita a pH entre 3 y 3,5; y jarosita a pH inferior a 3).

La geoquímica de las aguas ácidas de mina es un fenómeno complejo al haber diversos procesos físicos, químicos y biológicos jugando un papel importante en la producción, liberación, movilidad y atenuación de los contaminantes. En el trabajo de Nordstrom y Alpers (1999) se presenta una relación exhaustiva de procesos específicos que se han

estudiado, y se ha comprobado que contribuyen en su conjunto en la geoquímica de las aguas ácidas de mina. Estos procesos son los siguientes:

- La oxidación de la pirita
- La oxidación de otros sulfuros
- La oxidación e hidrólisis del hierro disuelto y otros metales.
- La capacidad neutralizadora de la ganga mineral y roca encajante.
- La capacidad neutralizadora de las aguas bicarbonatadas.
- La disponibilidad de oxígeno.
- La disponibilidad de agua líquida o en forma de vapor.
- La localización y forma de zonas permeables en relación con las vías de flujo.
- Las variaciones climáticas (diarias, estacionales o episodios de tormentas).
- La formación de eflorescencias y su redisolución.
- El calentamiento por conducción y radiación del calor generado en diversas reacciones exotérmicas (oxidación de la pirita, disolución de sales solubles y la dilución de un ácido concentrado).
- La temperatura.
- La acción de catálisis de las bacterias.
- La adsorción microbiana de metales.
- La precipitación y disolución de minerales durante el transporte.
- Adsorción y desorción de metales durante el transporte.
- Foto reducción del hierro.
- La formación de complejos orgánicos.
- Los procesos micro ambientales sobre superficies o entorno a organismos.

La importancia que tiene el problema de la formación de aguas ácidas ha llevado a desarrollar y establecer una serie de ensayos capaces de determinar el potencial generador de acidez de los residuos mineros. La USEPA (1994) en un documento técnico sobre predicción de drenajes ácidos de mina hace un análisis de cada uno de los tipos de ensayos empleados en la predicción del potencial generador de ácido: estáticos, cinéticos y modelos matemáticos. Los ensayos estáticos predicen la calidad de los drenajes mediante la comparación entre la capacidad de neutralización y el potencial de generación ácida.

Los ensayos cinéticos se basan en reproducir en el laboratorio los procesos y las condiciones de los lugares de mina que pueden generar acidez, dando información sobre el rango de producción ácida; estos ensayos conducen a confirmar los resultados de los ensayos estáticos, los cuales requieren de mayor tiempo y son más costosos que éstos. Por último, la modelización matemática permite predecir la calidad de las aguas y la generación ácida de los drenajes, mediante la simulación para largos períodos de tiempo de todas las variables y condiciones que afectan a la formación de aguas ácidas.

INGA ELFI (2011), sostiene que el trabajo de investigación, aplica método pasivo o los procesos naturales de pantanos intensificando estos procesos naturales para mejorar la calidad de las aguas.

El tratamiento pasivo de las aguas acidas de la mina de la empresa COMARSA, por los sistemas indicado concluyen:

- El uso de tratamiento pasivo de aguas acidas de mina es de bajo costo y ambientalmente una firme alternativa con relación al uso de tratamientos convencionales.
- Los resultados obtenidos demostraron que las celdas anaeróbicas (que contienen sustratos orgánicos) del sistema WETLAND remueven efectivamente metales pesados a partir de drenajes ácidos de mina.
- La precipitación de dichos metales pesados como Oxihidro sulfuro es identificado como un importante proceso de remoción de metales.

BELTRAN V. PALLA. (1995), realiza una investigación para el tratamiento pasivo de los efluentes con manganeso (Mm^2) de la mina Uchucchacua Lima-Perú, como parte de las operaciones metalúrgicas de Uchucchacua, se realizó la lixiviación de los concentrados de As-Pb-Mm, utilizando ácido sulfúrico, con la finalidad de mejorar la calidad de sus productos para su concentración.

Este proceso generaba relaves con altos contenidos de sulfato de manganeso y sulfato de calcio, ocasionando impactos al medio ambiente, afectaría la calidad del agua y eliminaría la vida acuática de las lagunas.
El trabajo se desarrolló en dos etapas:

- Laboratorio y balde con resultados muy alentadores que sirvió de base para un diseño a escala industrial, adema se diseñaron sistemas de tratamiento pasivo aeróbico y anaeróbico.
- Los buenos resultados obtenidos en la etapa de investigación de tratamiento pasivo biológico, se aplicó en la bioremediación de las lagunas Antacocha y Colquicocha.

Kamal, Na y Gooyong, L. (2019), realizaron una investigación sobre la "Eliminación de metales pesados seleccionados en el drenaje ácido de minas utilizando un método de precipitación química", llegando resumir que: El principal problema al que se enfrenta el Drenaje Ácido de Minas (AMD) en la industria minera es la remediación método. El tratamiento activo utiliza una gran cantidad de productos químicos y normalmente requiere un alto costo para operar. El tratamiento causa otros problemas ambientales como la producción de lodos. Mientras que el mecanismo de larga duración tomado del tratamiento pasivo es una desventaja para la industria. Aunque el tratamiento pasivo es menos costoso en comparación con el tratamiento activo, por lo general toma meses o años tratar la DMAE de la minería y solo se aplica en una mina abandonada. Además, el tratamiento pasivo requiere mayor espacio durante los procesos de tratamiento. El uso insuficiente de la tierra y la topografía inadecuada en la actualidad hacen que el tratamiento pasivo sea difícil de aplicar. Por ese motivo, se han realizado pruebas por lotes para estudiar la difusión de alcalinos en diferentes longitudes y concentraciones de membrana cerámica modificada. El área de superficie óptima y la concentración alcalina se identificaron para desarrollar un experimento de tratamiento semi-pasivo. Se había realizado un experimento de columna para estudiar la eficacia del tratamiento semi-pasivo para la neutralización de la DMAE. Los resultados muestran que la difusión química aumentada con el aumento de la concentración alcalina y el área de superficie diferente también influyó en la velocidad de difusión. La alcalinidad total para 20 g es más alta en comparación con 5 g a 40250 mg/l y 23750 mg/l, respectivamente. El área de superficie más grande hace que las partículas alcalinas se diseminen fácilmente. Por lo tanto, la membrana de cerámica con 8 cm proporciona la mayor área de superficie en comparación con la membrana de cerámica de 2 cm. Los resultados del muestreo y el análisis del efluente tratado diariamente durante un período de 4 meses muestran las eficiencias del experimento de columna para aumentar el pH y la alcalinidad, eliminando el SO_2. Se había realizado un experimento de columna para estudiar la eficacia del

tratamiento semipasivo para la neutralización de la DMAE. Los resultados muestran que la difusión química aumentada con el aumento de la concentración alcalina y el área de superficie diferente también influyó en la velocidad de difusión. La alcalinidad total para 20 g es más alta en comparación con 5 g a 40250 mg/l y 23750 mg/l, respectivamente. El área de superficie más grande hace que las partículas alcalinas se diseminen fácilmente. Por lo tanto, la membrana de cerámica con 8 cm proporciona la mayor área de superficie en comparación con la membrana de cerámica de 2 cm. Los resultados del muestreo y el análisis del efluente tratado diariamente durante un período de 4 meses muestran las eficiencias del experimento de columna para aumentar el pH y la alcalinidad, eliminando el SO_2. Se había realizado un experimento de columna para estudiar la eficacia del tratamiento semipasivo para la neutralización de la DMAE. Los resultados muestran que la difusión química aumentada con el aumento de la concentración alcalina y el área de superficie diferente también influyó en la velocidad de difusión. La alcalinidad total para 20 g es más alta en comparación con 5 g a 40250 mg/l y 23750 mg/l, respectivamente. El área de superficie más grande hace que las partículas alcalinas se diseminen fácilmente. Por lo tanto, la membrana de cerámica con 8 cm proporciona la mayor área de superficie en comparación con la membrana de cerámica de 2 cm. Los resultados del muestreo y el análisis del efluente tratado diariamente durante un período de 4 meses muestran las eficiencias del experimento de columna para aumentar el pH y la alcalinidad, eliminando el SO_2. Los resultados muestran que la difusión química aumentada con el aumento de la concentración alcalina y el área de superficie diferente también influyó en la velocidad de difusión. La alcalinidad total para 20 g es más alta en comparación con 5 g a 40250 mg/l y 23750 mg/l, respectivamente. El área de superficie más grande hace que las partículas alcalinas se diseminen fácilmente. Por lo tanto, la membrana de cerámica con 8 cm proporciona la mayor área de superficie en comparación con la membrana de cerámica de 2 cm. Los resultados del muestreo y el análisis del efluente tratado diariamente durante un período de 4 meses muestran las eficiencias del experimento de columna para aumentar el pH y la alcalinidad, eliminando el SO_2. Los resultados muestran que la difusión química aumentada con el aumento de la concentración alcalina y el área de superficie diferente también influyó en la velocidad de difusión. La alcalinidad total para 20 g es más alta en comparación con 5 g a 40250 mg/l y 23750 mg/l, respectivamente. El área de superficie más grande hace que las partículas alcalinas se diseminen fácilmente. Por lo tanto, la membrana de cerámica con 8 cm proporciona la mayor área de superficie en comparación con la membrana de cerámica de 2 cm. Los resultados del muestreo y el análisis del efluente tratado

diariamente durante un período de 4 meses muestran las eficiencias del experimento de columna para aumentar el pH y la alcalinidad, eliminando el SO_2. La membrana cerámica con 8 cm proporciona la mayor área de superficie en comparación con la membrana cerámica de 2 cm. Los resultados del muestreo y el análisis del efluente tratado diariamente durante un período de 4 meses muestran las eficiencias del experimento de columna para aumentar el pH y la alcalinidad, eliminando el SO_2. La membrana cerámica con 8 cm proporciona la mayor área de superficie en comparación con la membrana cerámica de 2 cm. Los resultados del muestreo y el análisis del efluente tratado diariamente durante un período de 4 meses muestran las eficiencias del experimento de columna para aumentar el pH y la alcalinidad, eliminando el SO_2.$^{4-}$ Metales pesados seleccionados de efluentes. Como la duración del semipasivo depende de la concentración alcalina en la columna, sufre limitaciones una vez que se utiliza completamente el material alcalino. Los experimentos en columna mostraron un alto porcentaje de remoción de metales pesados, con valores de remoción de cadmio, ferum, manganeso y zinc al 22.73 %, 93.24 %, 88.88 % y 98.50 %, respectivamente. Se debe realizar una investigación exhaustiva a fondo para obtener el rendimiento óptimo y la caracterización del tratamiento semipasivo para la DMAE utilizando diferentes medios como absorbentes, como el poliuretano o el carbón activado.

Jeon,S. Li,X y otros (2018), realizaron una Una revisión de las estrategias recientes para la prevención del drenaje ácido de minas y el reciclaje de relaves de minas y sostienen que el drenaje ácido de roca / roca (AMD / ARD), los efluentes con pH bajo y altas concentraciones de elementos peligrosos y tóxicos generados cuando los desechos ricos en sulfuro están expuestos al medio ambiente, se consideran un grave problema ambiental que enfrentan las industrias de minería y procesamiento de minerales. alrededor del mundo. Remediación se han desarrollado opciones como la neutralización, la adsorción, el intercambio iónico, la tecnología de membrana, la mediación biológica y el enfoque electroquímico para reducir los impactos ambientales negativos de la DMAE en los sistemas ecológicos y la salud humana. Sin embargo, estas técnicas requieren el suministro continuo de productos químicos y energía, costosos costos de mantenimiento y mano de obra, y un monitoreo a largo plazo de los ecosistemas afectados hasta que se detenga la generación de AMD. Desafortunadamente, la formación de AMD podría persistir durante cientos o incluso miles de años, por lo que estos enfoques son costosos e insostenibles. Recientemente, dos estrategias alternativas para el manejo de AMD y relaves mineros están ganando mucha atención: (1) técnicas de prevención, y (2) reciclaje

de desechos mineros. En esta revisión, los avances recientes en las técnicas de prevención de DMAE como las barreras de oxígeno, la utilización de bactericidas, co-eliminación y mezcla, y la pasivación de minerales de sulfuro se discuten. Además, se introduce el reciclaje de relaves mineros como materiales de construcción y geo polímero para reducir las cantidades de desechos para su eliminación.

Torres, E., Lozano, A., y otros, en la investigación "Eliminación pasiva de sulfato y metales del drenaje ácido de minas utilizando sistemas combinados de piedra caliza y carbonato de bario", resumen que el drenaje ácido de la mina contiene altas concentraciones de sulfato y metales. Los sistemas de neutralización convencionales disponibles son capaces de eliminar la acidez y los metales con éxito variable. Sin embargo, no siempre pueden reducir sistemáticamente el sulfato por debajo del valor recomendado de 250 mg/l. Propone un sistema de dos tratamientos sucesivos utilizando piedra caliza y carbonato de bario dispersados en una matriz porosa inerte de virutas de madera. El sistema fue probado a escala de banco utilizando dos columnas en serie. Con un tiempo de residencia de 30 h, la primera columna de piedra caliza eliminó la acidez, los metales trivalentes (aluminio y hierro), el arsénico, el plomo y el cobre, y redujo el sulfato de 7500 a 1800 mg/l. Los metales se precipitaron en forma de oxihidróxidos y el sulfato en forma de yeso. La segunda columna (carbonato de bario) agotó el sulfato y los metales divalentes (zinc, manganeso, níquel, cobalto, etc.). Concentraciones de cadmio y talio por debajo de los límites de detección. El sulfato se precipitó como barita y los metales quedaron atrapados dentro de la calcita, los cuales se mantuvieron estables en condiciones de intemperie. La dureza también se agotó en un 70 %. Los parámetros de calidad del agua de salida estaban dentro de los valores requeridos para los estándares de agua potable. La excepción fue la concentración de bario (hasta 50 mg/l) medida en las etapas iniciales del tratamiento, que disminuyó con el tiempo a 3 mg/l. En un pasivo la excepción fue la concentración de bario (hasta 50 mg/l) medida en las etapas iniciales del tratamiento, que disminuyó con el tiempo a 3 mg/l. En un pasivo La excepción fue la concentración de bario (hasta 50 mg/l) medida en las etapas iniciales del tratamiento, que disminuyó con el tiempo a 3 mg/l. En un pasivo en el sistema de remediación, se encontró que la concentración de bario dependía de la proporción de iones libres de calcio y sulfato del agua que entra. Esto fue difícil de estimar porque se basaba en la concentración inicial de sulfato, la disolución de calcita, la precipitación de yeso y la especiación química acuosa.

Así mismo llegaron a concluir, que un tratamiento combinado de primera piedra caliza y luego de bario carbonato dispersado en una matriz porosa inerte de virutas de madera fue capaz de eliminar la acidez, metales y sulfato de un ácido de AMD, con un tiempo de residencia de 30 hr, la piedra caliza elevó el pH a 6 y eliminó Fe (III), Al, Pb, Cu y hasta un 70 % de sulfato (hasta 1800 mg/l). Las principales fases sólidas resultantes del tratamiento fueron schwertmannita, basaluminita y yeso. A continuación, el carbonato de bario en polvo fue capaz de reducir tanto el sulfato como las concentraciones de metales divalentes del agua resultantes del tratamiento de piedra caliza. Además, la dureza era notablemente disminuido a 30 % del valor inicial de AMD. El residuo sólido del tratamiento con carbonato de bario estuvo compuesto esencialmente por Zn-Mn-Mg-(Co-Cd-Ni-Tl) que contienen calcita y barita, ambos estables bajo condiciones de intemperie.

Los parámetros de calidad de las aguas de salida estuvieron dentro de los valores requeridos para los estándares de agua potable. La excepción fue la alta concentración de Ba (hasta 55 mg/l) medida en el momento inicial de las etapas del tratamiento y disminuyendo con el tiempo hasta 3 mg/l.

En tratamientos activos, la concentración de Ba en la salida podría ser controlados mediante la dosificación del reactivo de carbonato de bario con respecto al sulfato de la entrada.

En sistemas pasivos, sin embargo, tal dosificación no fue posible, y se encontró que la concentración de Ba dependía del Ca^{2+} / SO_4^{2-} proporción de las aguas de entrada, que no fue fácil de determinar a priori después del tratamiento de la DMAE con calcita, sin embargo, la concentración de Ba en el agua que sale puede fácilmente disminuir aguas abajo el sistema de tratamiento debido a la presencia de sulfato disuelto en la mayoría de las aguas naturales y la baja solubilidad del sulfato de bario.

La eficiencia del tratamiento fue alta; según los cálculos, solo el 10 % del reactivo $BaCO_3$ no se consumió y se mantuvo en la parte inferior del tratamiento, el residuo era una mezcla homogénea de barita de tamaño micrométrico y calcita de metal traza, que era inocua y estable en condiciones de intemperie. Una de las principales desventajas del tratamiento con $BaCO_3$-DAS, sin embargo, es su costo; el reactivo de carbonato de bario puede costar hasta diez tiempos tanto como el tratamiento previo de calizas. Por lo tanto, un estudio de viabilidad y optimización del sistema a escala de banco, debe realizarse para configurar este sistema a escala real.

Dhir, B. (2018), en su investigación "Herramientas biotecnológicas para la remediación del drenaje ácido de minas (eliminación de metales de aguas residuales y lixiviados)", comenta que el drenaje ácido de la mina (AMD) o el drenaje metalífero ácido son las aguas residuales que resultan de la minería ocupaciones. Ha sido considerado como un contaminante de gran preocupación debido a su naturaleza ácida, alta contenido de iones metálicos tóxicos (Fe, Zn, Cd, Al, Cu, Pb), aniones disueltos (sulfatos, nitratos, cloruros, arseniatos, etc.), dureza y sólidos suspendidos (Tsukamoto y Miller, 1999). El pH de los rangos de AMD alrededor de 2–4 (Neculita et al., 2007). La concentración de sulfato varía de 100 a 5000 mg/1 (Kolmert y Johnson, 2001). Las aguas residuales de las minas ricas en metales se generan debido a la oxidación acelerada del hierro.

Pirita (FeS_2) y otros minerales de sulfuro durante las actividades mineras AMD ejerce negativo sobre el medio ambiente por:

- Agregar metales a los ecosistemas acuáticos.
- Alterando la química del agua
- Disminuyendo la cantidad de oxígeno disponible para los organismos acuáticos.
- Precipitación de metales (hidróxido férrico, hidróxido de aluminio, etc.), lo que lleva a una disponibilidad reducida de la luz a los ecosistemas acuáticos.
- Cambio en la calidad del agua.

La naturaleza ácida de la AMD destruye la vegetación, acelera la erosión del suelo y aumenta la susceptibilidad de los animales acuáticos a la enfermedad. Debido a estas preocupaciones ambientales, AMD necesita ser tratada antes del lanzamiento en el medio ambiente. El tratamiento de la DMAE involucra principalmente químicos, físicos y biológicos.

Procesos (Taylor et al., 2005). Los procesos químicos incluyen principalmente oxidación, reducción, coagulación, adsorción, absorción, intercambio iónico, complejación, quelación, hidrólisis, precipitación, sedimentación, y la cristalización, mientras que los procesos físicos incluyen la gravedad, la aireación y la dilución.

Las metodologías de tratamiento biológico incluyen principalmente la biosorción, biomineralización, bioreducción y Generación de alcalinidad.

El investigador concluye que el tratamiento activo (adición de cal u otro producto químico alcalino) y pasivo (humedales construidos y compost) biorreactores) se han aplicado tecnologías de tratamiento para tratar aguas ácidas de minas. Tratamiento biológico

Los sistemas reducen (pero no eliminan) la necesidad de mantenimiento continuo con generación mínima de lodos húmedos (generados a partir de procesos oxidativos e

hidrolíticos) que ofrecen un atractivo y alternativa tecnología de reducción. Los biorreactores pasivos se han utilizado con éxito para el tratamiento de la DMAE caracterizada por pH bajo, altas concentraciones de sulfato y metales pesados que utilizan microbios anaeróbicos principalmente SRB. Los microbios facilitan la alcalinidad del agua al inmovilizar los metales disueltos precipitándolos como Sulfuros metálicos. Los metales se eliminan principalmente por mecanismos tales como la precipitación de sulfuro, la adsorción y Precipitaciones como carbonatos e hidróxidos. Bacterias extremadamente acidófilas, oxidantes del hierro y del azufre formando un importante de estos sistemas de tratamiento eliminar el hierro y el exceso de sulfatos. Biorreactores sulfidogénicos, biorreactores de lecho fijo, biorreactores que oxidan el hierro, biorreactores reductores de sulfato y humedales tienen ha sido probado en varios sitios mineros del mundo para tratar aguas de minas ácidas y ricas en metales. Desarrollo de un sistema biológico integrado que utiliza poblaciones de SRB acidófilas y tolerantes a los ácidos puede demostrarse que Una herramienta eficaz y una poción sostenible para el tratamiento de aguas residuales ácidas ricas en metales.

Los enfoques biotecnológicos, por lo tanto, pueden desempeñar un papel vital en el desarrollo de estrategias para el medio ambiente, disminución del DMAE.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

Las muestras tomadas del relave, fue cumpliendo los procedimientos adecuados para cada caso, para lo cual se utilizaron los materiales que se detallan a continuación:

2.1. Materiales.

a. Para Muestreo y Preparación de Relave

- Pico.
- Lampa
- Barreta
- Costales de plástico.
- Bolsas de polietileno.
- Mantadas de plástico.
- Brochas.
- Espátulas.
- Malla N° 30.

- Cámara fotográfica.

b. Para la Prueba de Lixiviación.

- Un armario de madera de (1.20 x 1.00) m, con huecos.
- 3 Tubos Transparentes de 2 ½ "x 75 cm., con tapas en la base.
- 3 Baldes de 4 lt., cada uno.
- 9 Mts., de manguera latex de ¼" de diámetro.
- 3 Recipientes de vidrio de 4 lt., cada uno.
- 3 Embudos de plástico
- 3 Mangueras de 1 m., de largo x 1/16"de diámetro cada uno.
- Reguladores de caudal
- Papel pH.
- Una probeta de l/2 lt.
- 24 unidades de papel filtro de 40 mm.

c. Materiales e Insumos para las Pruebas.

- 12 Kg., de piedra caliza de ½" de diámetro.
- 5 Kg., de aserrín.
- 6 Kg., de arena gruesa.
- 2 Kg., de guano de cuy (abono orgánico).

2.2. Muestreo del Relave.

La obtención de muestras de relave se llevó a cabo de la Planta Concentradora Santa Rosa de Jangas, ubicada en el Distrito de Jangas, Provincia de Huaraz y Región Ancash; con la finalidad de establecer las características físicas y químicas del relave presentes en este depósito y las posteriores pruebas a realizar (Foto Nº 01).

Inicialmente el día 25 de enero de 2018, se realizó la visita y reconocimiento del área de investigación, posteriormente se ubicaron los puntos de muestreo del relave que a continuación se detallan:

2.2.1 Ubicación de Puntos de Muestreo en la Relave en Estudio.

a) Punto N° 01 de la Relave N° 01:

Coordenadas UTM:

216430 E

8960535 N

Altitud

2808 m.s.n.m.

b) Punto N° 02 de la Relave N° 02.

Coordenadas UTM:

216471 E

8960568 N

Altitud

2813 m.s.n.m.

c) Punto N° 03 de la Relave N° 03.

Coordenadas UTM:

216449 E

8960597 N

Altitud

2804 m.s.n.m.

La ubicación de puntos de muestreo se realizó mediante la utilización de un GPS manual, wincha, block de apuntes, cámara fotográfica, etc. (Foto Nº 02).

El muestreo de relave de los puntos ubicados se desarrolló de la siguiente manera:

- Se realizó calicatas de 1.20 m., de ø x 2.0 m. de altura.
- Se sacó la muestra en forma de cruz de las pardes de los tres (3) huecos (calicatas)
- Obteniendo aproximadamente 200.00 Kg., de muestra.
- Luego se uniformizo disgrego y homogenizo toda la muestra.
- Posteriormente se secó el relave y mediante cuarteo sucesivo y homogenización continua se redujo a 60 Kg., aproximadamente (Foto Nº 03).
- La muestra seca se pasó por malla Nº 30 en su totalidad.

De la muestra obtenida se envió 2 kg., de relave a la ciudad de Lima al Laboratorio del Ing. Pedro Miguel Gagliuffi Espinoza – Geólogo Consultor con la finalidad de obtener los resultados mineralógicos por el método de **Análisis Mineralurgico de una Muestra Sobre una Sección Pulida.**

3. RESULTADOS.

3.1. Análisis Mineralógico de Muestras de Relave

El análisis realizado sobre la muestra de relave, ha permitido determinar sus constituyentes mineralógicos, las distribuciones volumétricas de aquellos minerales que han intervenido en el análisis modal, sus respectivos grados de liberación y la interpretación de los grados de liberación de cada uno de los minerales.

En el siguiente cuadro se insertan los minerales observados y los que han intervenido en el análisis modal, se muestra a continuación:

Tabla Nº 01: Análisis Mineralógico de la Muestra de Relave.

MINERALES	FORMULA	ABREVIATURA
Esfalerita	ZnS	ef
Galena	PbS	gn
Calcopirita	CuFeS2	cp
Cerusita	PbCO3	crs
Pirita	FeS2	py
Arsenopirita	FeAsS	apy
Marcasita	FeS2	mc
Magnetita	Fe3O4	mt
Hematita	Fe2O3	hm
Goethita	FeO.OH	gt
Gangas		GGs

La distribución volumétrica en este reporte es en término porcentual, del mismo modo con respecto a los grados de liberación; los cuales se proporcionan para todos los minerales que han intervenido en el análisis modal y se pueden observar en el cuadro siguiente:

Tabla Nº 02: Distribución Volumétrica y Grados de Liberación

MINERALES	VOLUMEN (%)	GRADO DE LIBERACION (%)
Esfalerita	7,29	94,61
Galena	0,95	85,03
Calcopirita	0,05	41,67
Cerusita	0,01	0,00
Pirita	12,09	99,26
Arsenopirita	0,18	100,00
Marcasita	0,17	51,28
Magnetita	1,64	98,36
Hematita	0,13	66,67
Goethita	1,88	100,00
Gangas	75,60	100,00
TOTAL	**100,00**	

3.1.1 Interpretación del Grado de Liberación para los Minerales que han Intervenido en el Análisis Modal.

Observando el cuadro anterior, se hará la siguiente interpretación de los grados de liberación de los minerales que han intervenido en el análisis modal:

La esfalerita ocupa el 7,29 % del volumen total de la muestra, de este volumen el 94,61 % se halla libre, permaneciendo aun entrelazada el 5,39 % restante, el motivo por lo que no se ha liberado totalmente se debe a los diferentes tipos geométricos de entrelazamientos en los cuales están inmersos, como se pueden apreciar en la (tabla N° 02) correspondiente a la muestra.

La galena ocupa el 0,95 % del volumen total de la muestra, de este volumen el 85,03 % se halla libre, permaneciendo aun entrelazada el 14,97 % restante, el motivo por lo que no se ha liberado totalmente se debe a los diferentes tipos geométricos de entrelazamientos en los cuales están inmersos, como se pueden apreciar en la (tabla N° 02) correspondiente a la muestra.

La calcopirita ocupa el 0,05 % del volumen total de la muestra, de este volumen el 41,67 % se halla libre, permaneciendo aun entrelazada el 58,83 % restante, el motivo por lo que no se ha liberado totalmente se debe a los diferentes tipos geométricos de entrelazamientos en los cuales están inmersos, como se pueden apreciar en la (tabla N° 02) correspondiente a la muestra.

La cerusita ocupa el 0,01 % del volumen total de la muestra, de este volumen el 0,00 % se halla libre, permaneciendo aun entrelazada el 100,00 % restante, el motivo por lo que no se ha liberado totalmente se debe a los diferentes tipos geométricos de entrelazamientos en los cuales están inmersos, como se pueden apreciar en la(tabla N° 02) correspondiente a la muestra.

La pirita ocupa el 12,09 % del volumen total de la muestra, de este volumen el 99,26 % se halla libre, permaneciendo aun entrelazada el 0,74 % restante, el motivo por lo que no se ha liberado totalmente se debe a los diferentes tipos geométricos de entrelazamientos en los cuales están inmersos, como se pueden apreciar en la (tabla N° 02) correspondiente a la muestra.

La arsenopirita ocupa el 0,18 % del volumen total de la muestra, de este volumen el 100,00 % se halla libre, indicando que de las partículas que han intervenido en el análisis modal, todas se hallan libres.

La marcasita ocupa el 0,17 % del volumen total de la muestra, de este volumen el 51,28 % se halla libre, permaneciendo aun entrelazada el 48,72 % restante, el motivo por lo que no se ha liberado totalmente se debe a los diferentes tipos geométricos de entrelazamientos en los cuales están inmersos, como se pueden apreciar en la (tabla N° 02) correspondiente a la muestra.

La magnetita ocupa el 1,64 % del volumen total de la muestra, de este volumen el 98,36 % se halla libre, permaneciendo aun entrelazada el 1,64 % restante, el motivo por lo que no se ha liberado totalmente se debe a los diferentes tipos geométricos de entrelazamientos en los cuales están inmersos, como se pueden apreciar en la (tabla N° 02) correspondiente a la muestra.

La hematita ocupa el 0,13 % del volumen total de la muestra, de este volumen el 66,67 % se halla libre, permaneciendo aun entrelazada el 33,33 % restante, el motivo por lo que no se ha liberado totalmente se debe a los diferentes tipos geométricos de entrelazamientos en los cuales están inmersos, como se pueden apreciar en la (tabla N° 02) correspondiente a la muestra

La goethita ocupa el 1,88 % del volumen total de la muestra, de este volumen el 100.00 % se halla libre, indicando que de las partículas que han intervenido en el análisis modal, todas se hallan libres.

La ganga ocupa el 75.60 % del volumen total de la muestra, de este volumen el 99,26 % se halla libre, permaneciendo aun entrelazada el 0,74 % restante, el motivo por lo que no se ha liberado totalmente se debe a los diferentes tipos geométricos de entrelazamientos en los cuales están inmersos, como se pueden apreciar en la (tabla N° 02) correspondiente a la muestra.

3.1.2 Análisis Granulométrico.

El análisis granulométrico se llevó a cabo en el laboratorio de la Facultad de Ingeniería Civil (Foto Nº 04), cuyo peso de muestra fue de:

Peso Muestra Seco: 1000 Gr. Pe=2.80 gr/l.

Tabla Nº 03:Análisis Granulométrico por Tamizado - Relave

Tamices ASTM	Abertura (mm)	Peso retenido (grs)	% Retenido Parcial	% Retenido Acumulado (+)
N° 30	0.59			
N° 50	0.297	229.91	22.99	22.99
N° 60	0.59	95.06	9.51	32.50
N° 80	0.297	171.69	17.17	49.67
N° 100	0.149	100.76	10.08	59.74
N° 200	0.074	265.58	26.56	86.30
N° -200		137.00	13.70	100.00
			100.00	

3.2 Proceso de Lixiviación.

Para la prueba de lixiviabilidad de metales sediseñó un equipo para este fin en los ambientes de Jr. Julián de Morales Nº 710-local de la FIMGM, que a continuación se detalla (Foto N°05, 06) y se procedió con los siguientes pasos:

1. Llenado de los 3 tubos de prueba con arena gruesa en la base a una altura de 7.00 cm, y un peso de 300 gr.
2. Posteriormente se llenó a los 3 tubos de prueba con relave hasta una altura de 60.00 cm, siendo la altura de relave de 53.00 cm, cuyo peso fue de 2800 gr.
3. Se llenó con 4 lt, de agua destilada a cada uno de los baldes.
4. Se inició la lixiviación de los relaves con una dosificación de alimentación de 14 gt/mi, de agua destilada, llegándose a saturar y llenar a una altura de 65.00 cm, en 48.00 hr, y gastándose 800 ml, de agua de cada balde.
5. Seguidamente se continuo alimentado el agua destilada en una cantidad de 14 gt/mi, así mismo se realizó la descarga de la solución lixiviada con una continuidad de 14 gt./mi, previo filtrado y control de pH=7 con el papel pampeja, cortando el ingreso de agua destilada en 6 días (144 hr.) y dejando descargar por un tiempo de 2 días (48.00 hr) obteniendo de esta manera una solución lixiviada de 3.5 l, por cada tubo de prueba en un tiempo de 8 días (196.00 hr.), en seguida se juntó un total de 10.50 l, de solución lixiviada, de lo cual se separó 1.50 l, para el laboratorio a fin de realizar el análisis correspondiente; quedando una diferencia de 9 l, para ser utilizado en el proceso de la remediación de agua acida.

Los resultados obtenidos delalixiviaciónen pilas (tubos-Foto Nº 07), después de haber procesado durante 192.00 hr, equivalente a 8 días de lixiviación que se inició el día 25 de junio de 2018, se envió al laboratorio de Calidad Ambiental de la UNASAM, cuyos resultados se muestran a continuación (Foto Nº 08):

Tabla Nº 04: Resultado de Solución Lixiviada en Pilas - Laboratorio.

COD.	PARÁMETRO	UNIDAD DE MEDIDA	LIMITE DE DETECCIÓN	MUESTRA
FQ	ANÁLISIS FISICOQUÍMICOS.			
FQ12	Conductividad	u.S.cm²	……	10925
FQ23	pH	Unid. Medida	……..	6.91
MT				
MT01	Aluminio total	mg/l.	0.020	0.290
MT03	Arsénico total	mg/l.	0.010	7.210
MT08	Cadmio total	mg/l.	0.002	<0.002
MT16	Hierro total	mg/l.	0.005	2.390
MT20	Mercurio total	mg/l.	0.025	<0.025
MT24	Plomo total	mg/l.	0.010	<0.010
CB				
CB03	Oxígeno disuelto	mg/l.	0.010	3.80

3.3 Proceso de Remediación de Agua Acida.

1. Se llenaron 2 tubos de prueba con arena gruesa en la base a una altura de 7.00 cm, y un peso de 300.00 gr, luego se llenó piedra caliza de ½" hasta una altura de 39 cm, siendo la diferencia de 32.00 cm, llenado con piedra calizacuyo peso fue de 1500 gr, luegose llenócon aserrín 12.00 cm, siendo el peso = 120.00 gr; en seguida se llenó 8.00 cm, del tubo con caliza de ½" cuyo peso fue de 375 gr, así mismo se llenó 10.00 cm, del tubo con guano de corral (cuy), siendo su peso de 200 gr. de guano fresco de cuy y por último se cargó 4.00 cm, del tubo con aserrín cuyo peso fue de 30 gr, en total el tubo llego a una carga de 73.00 cm, quedando 2.00 cm, de espacio vacío.

2. Luego se llenó a 2 baldes de 4 l, cada uno, la solución lixiviada con la finalidad de alimentar a los tubos antes mencionados.

3. Se inició la remediación de agua acida con una dosificación de alimentación de 14 gt/mi, de solución lixiviada, llenándose a el tubo hasta cobertura toda la carga de los tubos indicados en un tiempo de 36 hr (3 días)-(Foto Nº 09).

4. Seguidamente se continúo alimentado la solución lixiviada con un caudal de 14 gt/mi, así mismo se realizó la descarga de la solución con una continuidad de 14 gt/mi, previo filtrado y control de pH = 8 con el papel pampeja, obteniéndose de esta manera la solución remediada en una cantidad de 3.5 l, por cada tubo de prueba, lo cual se juntó haciendo un total de 7.00 l, de agua acida tratada para llevar al laboratorio para su análisis correspondiente (Foto Nº 10).

Los resultados obtenidos se muestran en la tabla siguiente:

Tabla Nº 05: Resultado de Remediación de Agua Acida en Pilas.

COD.	PARÁMETRO	UNIDAD DE MEDIDA	LIMITE DE DETECCIÓN	MUESTRA
FQ	ANÁLISIS FISICOQUÍMICOS.			
FQ12	Conductividad	u.S.cm²	…….	5040
FQ23	pH	Unid. Medida	…….	8.50
MT				
MT01	Aluminio total	mg/l.	0.020	< 0.020
MT03	Arsénico total	mg/l.	0.010	< 0.010
MT08	Cadmio total	mg/l.	0.002	<0.002
MT16	Hierro total	mg/l.	0.005	< 0.005
MT20	Mercurio total	mg/l.	0.025	<0.025
MT24	Plomo total	mg/l.	0.010	< 0.010
CB				
CB03	Oxígeno disuelto	mg/l.	0.010	1.890

Tabla Nº 06: LMP para Descarga de Efluentes Según R.M. Nº 011-96-EM/VMM.

Límites máximos permisibles para la descarga de efluentes líquidos de actividades minero - metalúrgicas

Parámetro	Unidad	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
Cianuro Total	mg/L	1	0,8
Arsénico Total	mg/L	0,1	0,08
Cadmio Total	mg/L	0,05	0,04
Cromo Hexavalente(*)	mg/L	0,1	0,08
Cobre Total	mg/L	0,5	0,4
Hierro (Disuelto)	mg/L	2	1,6
Plomo Total	mg/L	0,2	0,16
Mercurio Total	mg/L	0,002	0,0016
Zinc Total	mg/L	1,5	1,2

Fuente: R.M. Nº 011-96-EM/VMM.

4. DISCUSIÓN.

La eliminación de metales pesados del drenaje acido del relave se puede realizar por métodos activos con productos químicos costos y pasivos se realiza en minas abandonadas y requiere muchos meses; pero su costo es menor, en cualquier método genera lodos, por tal razón se realizaron pruebas semi-pasivos en pilas de lixiviación, lo cual mejoro la remediación del drenaje acido, aumentando el pH, la alcalinidad y eliminando el SO_2 en menos tiempo, el experimento en columnas resulto que hay mayor remoción de metales pesados, para el cadmio, ferum, manganeso y zinc resultaron en el orden de 22.73 %, 93.24 %, 88.88 % y 98.50 %, respectivamente.

Recientemente se están realizando las técnicas de prevención y reciclaje de desechos mineros en el tratamiento de drenaje acido, mediante barreras de oxígeno, utilizando bactericidas, co-eliminación y mezcla, además se introduce el reciclaje de relaves mineros como materiales de construcción y geo polímero para reducir las cantidades de desechos para su eliminación.

Los drenajes ácidos de la mina y relave contienen altas concentraciones de sulfato y metales, por lo que los sistemas de neutralización convencionales son capaces de eliminar la acidez y los metales con mayor éxito por lo que se propone el tratamiento sucesivos utilizando piedra caliza y carbonato de bario, en una matriz porosa inerte de virutas de madera lo cual eliminó la acidez, los metales trivalentes (aluminio y hierro), el arsénico, el plomo y el cobre, y redujo el sulfato de 7500 a 1800 mg/l y la concentración de los metales divalentes (zinc, manganeso, níquel, cobalto, etc, se encontraron por debajo de los límites de detección, en un tiempo de residencia de 30 hr, donde la piedra caliza elevo el pH y elimino el Fe (III), Al, Pb, Cu, hasta en 70%

El drenaje acido generado por la oxidación de la pirita y otros minerales, son negativos para el medio ambiente por:

- Agregar metales a los ecosistemas acuáticos.
- Alteración química del agua
- Disminuye la cantidad de oxígeno disponible para los organismos acuáticos.
- Precipita los metales (hidróxido férrico, hidróxido de aluminio, etc.).
- Cambio en la calidad del agua.

4.1 Discusión de Solución Lixiviada en Pilas.

De los resultados obtenidos se deduce que durante la prueba experimental de lixiviación llevado a cabo en pilas (tubos), se ha producido una buena formación de lixiviados (agua acida), obteniéndose los parámetros con valores de: pH=6.91, oxígeno disuelto 3.80 mg/l, conductividad en 10925 $uScm^{-1}$, lo que indica que se han lixiviado muchos minerales y los metales alcanzaron valores de (Al=0.290 se encuentra en el rando d LMP, As=7.210 mg/l. que supera largamente en más de 7 unidades el LMP, Cd<0.002 mg/l, se encuentra dentro de los LMP, Fe=2.390 mg/l. lo cual supera los LMP, Hg<0.025 mg/l., esta dentro de los LMP, Pb<0.010mg/l. se encuentra dentro de los parámetros de LMP; por lo cual la relavera de la Planta Concentradora Santa Rosa de Jangas constituye un alto potencial de riesgo ambiental.

4.2. Discusión de Remediación de Agua Acida (lixiviada naturalmente).

De acuerdo a la tabla de resultados de remediación utilizando roca caliza, aserrín y guano de corral (cuy) y según la proporcionalidad de cargado de cada uno de estos materiales, se puede establecer que los resultados obtenidos consideran los siguientes valores:

- El pH=8.5, lo cual demuestra que estos materiales actúan efectivamente sobre este parámetro y se encuentra dentro del LMP.
- El oxígeno disuelto alcanzo a 1.89 mg/l., lo cual favorece para la presencia de la flora y fauna presentes en la zona.
- La conductividad 5040 $uScm^{-1}$, se encuentra de los parámetros del LMP, lo cual demuestra que el equipo diseñado para remediar el agua acida es adecuado
- Los metales disueltos dieron los valores de (Al < 0.020, As < 0.010, Cd < 0.002, Fe < 0.005, Hg < 0.025, Pb < 0.010) mg/l., todos estos metales se encuentran por debajo de los LMP de efluentes mineros, lo que nos indica el diseño del equipo y el proceso para la remediación de aguas acidas a nivel de laboratorio funciona eficientemente.

5. CONCLUSIONES.

1. Se establece que el relave depositado en las canchas correspondientes se lixivian a la presencia de las precipitaciones fluviales, generando aguas acidas que contienen valores de iones metálicos disueltos alto, lo cual constituye un alto potencial de riesgo ambiental.

2. Las aguas acidas generadas por el relave necesitan la aplicación de métodos adecuados a fin de ser tratados y evacuados al cuerpo receptor (rio Santa).

3. Los materiales e insumos utilizados para este fin se encuentran dentro de la zona en grandes proporciones, por lo tanto los costos serian bastante bajos para dar aplicación a nivel industrial

4. En resumen, los valores de los elementos contaminantes después del tratamiento del agua acida, se encuentran por debajo de los LMP, permitiendo de esta manera el uso de estas aguas en labores agrícolas y otras.

6. RECOMENDACIONES.

1.- Realizar industrialmente el tratamiento de las aguas acidas de la Planta Concentradora Santa Rosa de Jangas, según el proceso experimental realizado a nivel de laboratorio.

2.- Se recomienda realizar el plan de cierre de la relavera de Planta Concentradora Santa Rosa de Jangas, para evitar el impacto social y ambiental a fin de evitar sanciones legales correspondientes.

7 REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.

1. **Dhir, B**. (2018). “Herramientas biotecnológicas para la remediación del drenaje ácido de minas (eliminación de metales de aguas residuales y lixiviados)”.
2. Inga Blanca, Elfri Ruth. (2013) Tesis Magisterial “Tratamiento de efluentes por el Método Pantanos Artificiales (wetland) UNI. Lima. Perú”.
3. Jaime Llamosos B, Ing. Carlos Villachica L- A.P.Anco.E.
4. **Jeon,S. Li,X** y otros (2018). Una revisión de las estrategias recientes para la prevención del drenaje ácido de minas y el reciclaje de relaves de minas.
5. José Vidalón Gálvez. Tratamiento y Control del Drenaje Acido de Mina .Ministerio de Energía y Minas-Perú.
6. Julián Pérez Falcón. Recuperación de Minerales Oxidados Polimetálicos Complejos con Tecnología Limpia en la Planta Concentradora de Mesapata-Catac. Lima Perú 2008.
7. **Kamal, Na y Gooyong, L** (2019). “Eliminación de metales pesados seleccionados en el drenaje ácido de minas utilizando un método de precipitación química”.
8. Loin son r. 1982Nordstrom and Alpers, C.N. 1999- Geochemistry of acid mine waters.Reviews in EconomicGeology, Society of Economic, Geologists, Littleton, CO. USA.
9. Osvaldo Aduvire. Control y Tratamiento de aguas acidas en Procesos Mineros-Metalúrgicos.
10. Priscila Gamonal Pajares**,** Tratamiento de drenaje de ácidos de minas en humedales construidos.
11. Revista del Instituto de Investigación de la Facultad de Ingeniería Geológica, Minera, Metalúrgica y Geográfica. Universidad Nacional Mayor de San Marcos.2006.
12. Roberto Hernández Sampieri, Carlos Fernández Collado, Pilar Baptista Lucio. Metodología de la Investigación. Editorial McGraw-Hill. México 2010.
13. S.H. Castro; F. Vergara. Effluent Treatment in the Mining Industry. Concepción-Chile. 1998.

14. Singer, Pe. Stumm (1970. Acidic mine drainage: therate-determiningstep. Science 167.

15. **Torres, E., Lozano, A**., y otros, (2018).“Eliminación pasiva de sulfato y metales del drenaje ácido de minas utilizando sistemas combinados de piedra caliza y carbonato de bario”.

16. U.S. Epa (2011) Fiel Applications of in situ Remediationtechnologies: permeable reactive barriers. Washington DC.
17. Víctor Hugo Quijada Tacuri. Contaminación del agua en Perú.

18. Wildeman y Laudon. Tratamiento de Drenaje de Acido de Minas en Humedales Construidos.

19. Zumarán Farfán, J. R. J. Predicción del Potencial de Drenaje Acido de Mina en Relaves Mineros. CETEM-MCT – Brasil.

20. www.uprm.edu/biology/profs/massol/anaerob4735.pdf - Puerto Rico
21. www.ingenieroambiental.com/4014/tratamiento545.pdf
22. www.bibliotecacentral.uni.edu.pe/pdf/recursos/ECONOMIA.ppt
23. www.h2ogeo.upc.es/seminarios/2004/041028_TobiasRotting.pdf

ANEXOS.

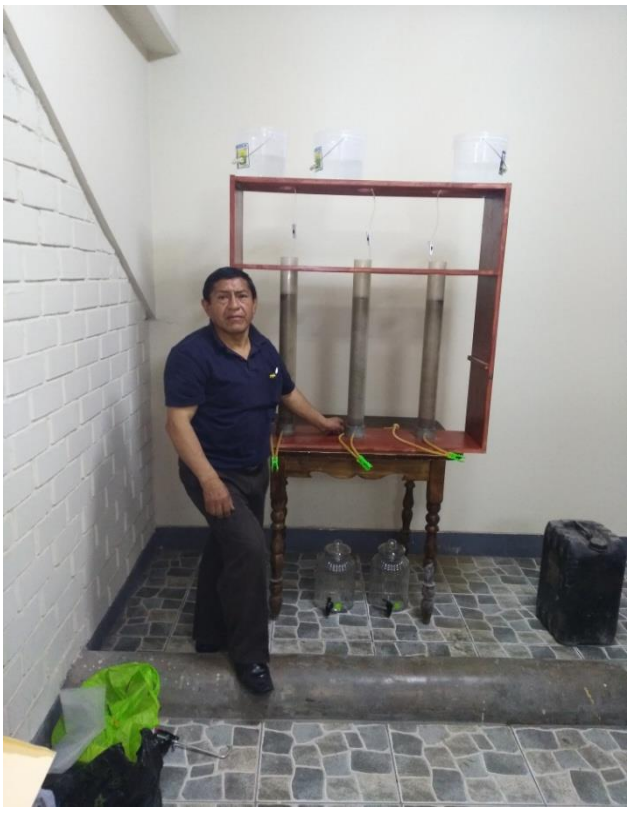
Anexo Nº 01: Vista de la Cancha de Relave Actual

Anexo Nº 02: Ubicando Puntos de Muestreo de Relave.

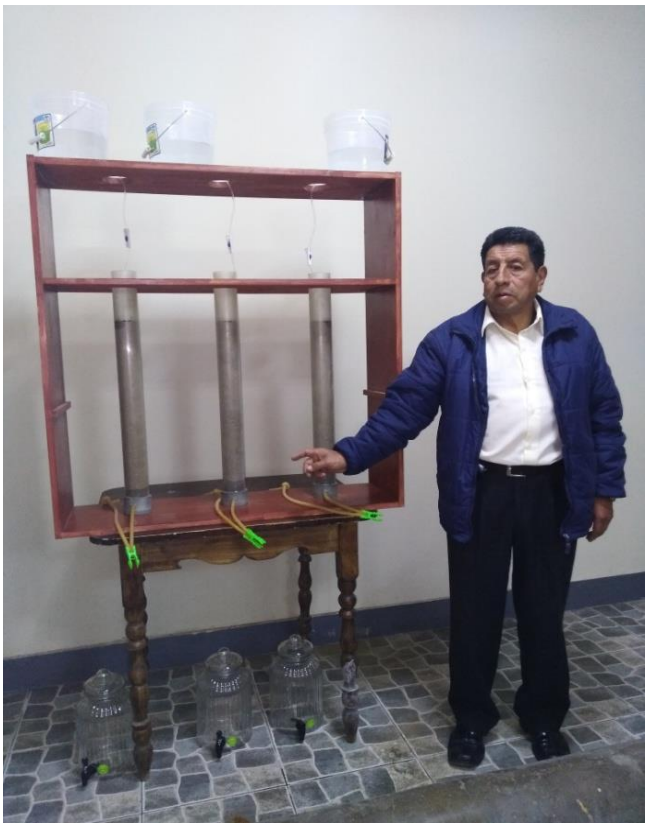
Anexo Nº 03: Cuarteo de Muestra de Relave.

Anexo Nº 04: Análisis Granulométrico.

Anexo Nº 05: Inicio Prueba de Lixiviación.

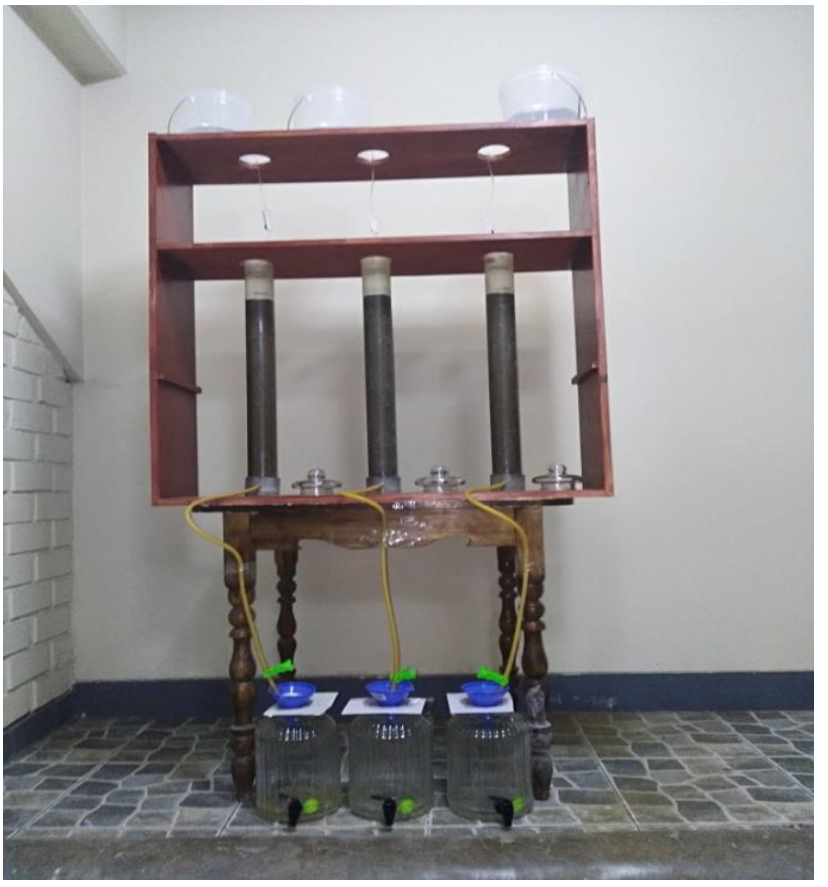


Anexo Nº 06: Inicio Prueba de Lixiviación.



Anexo Nº 07: Ejecución de Prueba de Lixiviación.

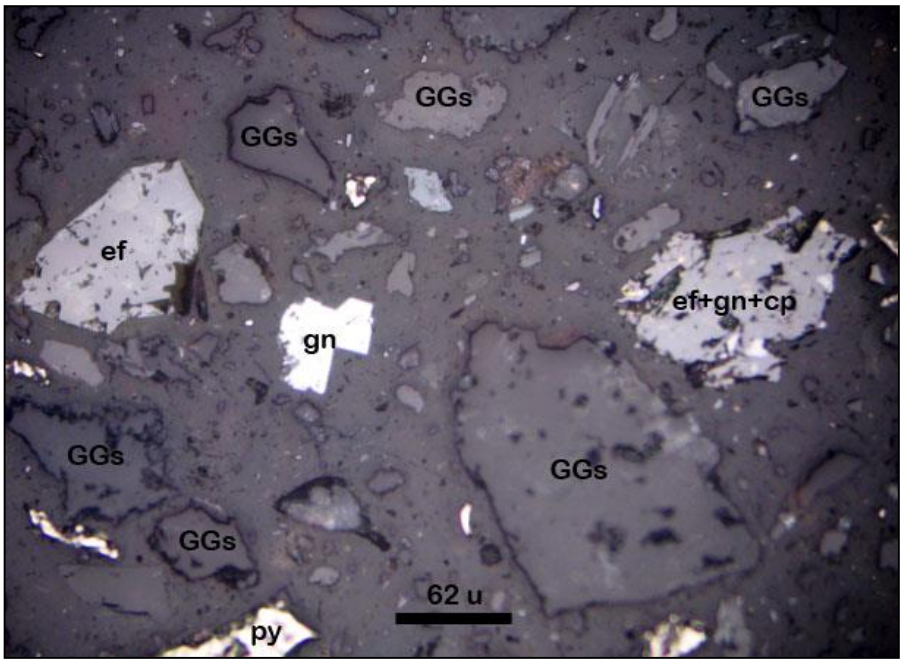
Anexo Nº 08: Descarga de la Prueba de Lixiviación.

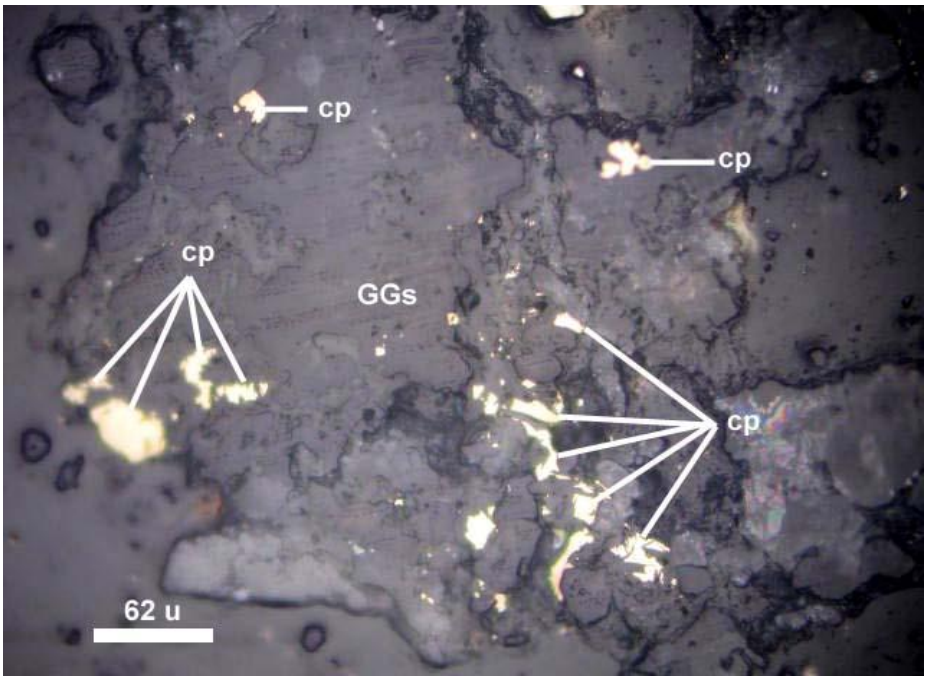


Anexo Nº 9: Cargado de Materiales e Insumos para Remediación de Agua Acida.

Anexo Nº 10: Proceso de Remediación de Agua Acida.

Anexo Nº 11: Análisis Mineralógico de una muestra sobre una Sección Pulida.





Anexo Nº 12: Resultados de Prueba de lixiviación del relave.

LABORATORIO DE ENSAYO ACREDITADO
POR EL ORGANISMO PERUANO DE ACREDITACIÓN
INACAL - DA CON REGISTRO Nº LE - 065

INACAL DA - Perú Laboratorio de Ensayo Acreditado
Registro N°LE - 065

INFORME DE ENSAYO AG180215

CLIENTE	**Razón Social**	: JULIAN PEREZ FALCON
	Dirección	: Av. Gran Chavín N° 432
	Atención	: Julian Perez Falcon
MUESTRA	**Producto declarado**	: Agua de Lixiviado (Prueba)
	Matriz	: Aguas de Proceso - Agua de Lixiviación
	Procedencia	: Jr. Julian de Morales N° 710 (Sotano)
	Ref./Condición	: Cadena de Custodia CC180145
MUESTREO	**Responsable**	: Muestra proporcionada por el cliente
	Referencia:	: No indica
LABORATORIO	**Fecha de recepción**	: 06/Julio/2018
	Fecha de análisis	: 06 de Julio al 13 de Julio/2018
	Cotización Nº	: CO180407

CÓD.	PARÁMETRO	UNIDAD DE MEDIDA	MÉTODO	LÍMITE DE DETECCIÓN	MUESTRA	
					Código del cliente	M - 02
					Fecha de muestreo [1]	06/07/2018
					Hora de muestreo [1]	11:00
					Código del Laboratorio	AG180282
FQ	ANALISIS FISICOQUIMICOS					
FQ12	Conductividad [2] (en laboratorio)	$\mu S.cm^{-1}$	APHA 2510 B -Versión 2012 (*)	.....	10925	
FQ23	pH (en laboratorio)	Unid. pH	APHA 4500-H^{+} B.-Versión 2012 (*)	.....	6.91	
MT	METALES TOTALES					
MT03	Arsénico total	mg/l As	DIN - 38 405 (*)	0.010	7.210	
MT08	Cadmio total	mg/l Cd	Derivé de cadion (*)	0.002	< 0.002	
MT16	Hierro total	mg/l Fe	Triazina (*)	0.005	2.390	
MT20	Mercurio total	mg/l Hg	Cétone de Michler (*)	0.025	< 0.025	
MT24	Plomo total	mg/l Pb	PAR (*)	0.010	< 0.010	
CB	ANALISIS DE INDICADORES DE CONTAMINACION BIOQUIMICO					
CB03	Oxígeno Disuelto (en laboratorio)	mg/l	APHA 4500-O G (*)	0.01	3.80	

(*) Los métodos indicados No han sido acreditados por el INACAL - DA

[1] Datos proporcionados por el cliente

[2] Resultados reportados a 25 °C.

Leyenda: APHA: Standard Method for de Examination of Water and Wastewater, 22 nd. Edition-2012

NOTA:

I. La Conductividad es referencial y se encuentra fuera del alcance de la acreditación otorgada por el INACAL-DA, debido a que la muestra ha superado el límite de la acreditación.

Huaraz, 13 de Julio de 2018

LABORATORIO DE CALIDAD AMBIENTAL FCAM UNASAM

MSc. Quim. Mario Leyva Collas
Jefe del Laboratorio de Calidad Ambiental
FCAM - UNASAM
CQP Nº 604

Los resultados de los ensayos no deben ser utilizados como una certificación de conformidad con normas de producto o como certificado del sistema de calidad de la entidad que lo produce.

Está prohibida la reproducción de este informe salvo autorización del Laboratorio de Calidad Ambiental.

Los resultados son válidos sólo para las muestras analizadas en el mismo. Las contramuestras o muestras dirimentes se conservarán de acuerdo a su tiempo de perecibilidad.

LABORATORIO DE CALIDAD AMBIENTAL
FACULTAD DE CIENCIAS DEL AMBIENTE DE LA UNIVERSIDAD NACIONAL "SANTIAGO ANTÚNEZ DE MAYOLO"
Av. Centenario Nº200-Huaraz- Ancash. Telef.421 431- Cel. 944432754 / 948915005 RPM. # 948915005
E-mail: labfcam@hotmail.com

FI-001/Versión: 01/F.E: 22-03-10

Página 1 de 1

Anexo Nº 13: Resultados de Prueba de Remediación de Drenaje Ácido

LABORATORIO DE CALIDAD AMBIENTAL

INFORME DE ENSAYO AG180272

CLIENTE	Razón Social	: JULIAN PEREZ FALCON
	Dirección	: Av. Gran Chavin 432 - Fac Minas
	Atención	: Julian Perez Falcon
MUESTRA	Producto declarado	: Lixiviado
	Matriz	:Aguas de Proceso - Aguas de Lixiviacion
	Procedencia	: Facultad de Minas - Julian de Morales 710 (sótano)
	Ref./Condición	: Cadena de Custodia CC180186
MUESTREO	Responsable	: Muestra proporcionada por el cliente
	Referencia:	: No indica
LABORATORIO	Fecha de recepción	: 13/Agosto/2018
	Fecha de análisis	: 13 de Agosto al 20 de Agosto/2018
	Cotización Nº	: CO180407

CÓD.	PARÁMETRO	UNIDAD DE MEDIDA	MÉTODO	LÍMITE DE DETECCIÓN	MUESTRA	
					Código del cliente	M 03
					Fecha de muestreo [1]	13/08/2018
					Hora de muestreo [1]	15:15
					Código del Laboratorio	AG180380
FQ	ANALISIS FISICOQUIMICOS					
FQ12	Conductividad [2] (en laboratorio)	$\mu S.cm^{-1}$	APHA 2510 B -Versión 2012 (*)	.....	5040	
FQ23	pH (en laboratorio)	Unid. pH	APHA 4500-H^+ B.-Versión 2012 (*)	.....	8.15	
MT						
MT03	Arsénico total	mg/l As	DIN - 38 405 (*)	0.010	< 0.010	
MT08	Cadmio total	mg/l Cd	Derivé de cadion (*)	0.002	0.336	
MT16	Hierro total	mg/l Fe	Triazina (*)	0.005	1.240	
MT20	Mercurio total	mg/l Hg	Cétone de Michler (*)	0.025	< 0.025	
MT24	Plomo total	mg/l Pb	PAR (*)	0.010	2.600	
CB	ANÁLISIS DE INDICADORES DE CONTAMINACION BIOQUIMICO					
CB03	Oxigeno Disuelto (en laboratorio)	mg/l	APHA 4500-O G (*)	0.01	1.89	

(*) Los métodos indicados No han sido acreditados por el INACAL - DA

[1] Datos proporcionados por el cliente

[2] Resultados reportados a 25 °C

Leyenda: APHA: Standard Method for de Examination of Water and Wastewater, 22 nd. Edition-2012

Huaraz, 20 de Agosto de 2018

LABORATORIO DE CALIDAD AMBIENTAL FCAM

MSc. Quim. Mario Leyva Collas
Jefe del Laboratorio de Calidad Ambiental
FCAM - UNASAM
CQP Nº 604

Está prohibida la reproducción de este informe salvo autorización del Laboratorio de Calidad Ambiental.
Los resultados son válidos sólo para las muestras analizadas en el mismo. Las contramuestras o muestras dirimentes se conservarán de acuerdo a su tiempo de perecibilidad.

LABORATORIO DE CALIDAD AMBIENTAL
FACULTAD DE CIENCIAS DEL AMBIENTE DE LA UNIVERSIDAD NACIONAL "SANTIAGO ANTÚNEZ DE MAYOLO"
Av. Centenario Nº200-Huaraz- Ancash. Telef.421 431- Cel. 944432754 / 948915005 RPM. # 948915005
E-mail: labfcam@hotmail.com