

UNIVERSIDAD NACIONAL DE SAN AGUSTÍN DE AREQUIPA
FACULTAD DE INGENIERÍA DE PROCESOS
ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA METALÚRGICA



**ESTUDIO DEL TRATAMIENTO DE AGUAS ÁCIDAS PROVENIENTES
DE LOS NIVELES (SOCAVONES) DE UNA COMPAÑÍA MINERA**

Tesis presentada por el Bachiller:

PANDURO MACEDO, DIEGO ORLANDO

Para optar el Título Profesional de

INGENIERO METALURGISTA

AREQUIPA – PERÚ

2019

DEDICATORIA

A Ti Señor Jesús, por estar guiando mis pasos constantemente, por ser el artífice de mi camino y por darme el temple para enfrentar las adversidades.

A mis padres quienes me dieron vida, educación, apoyo y consejos, a quienes debo todo lo que tengo y cuanto he logrado en esta vida.

A mi esposa e hijo, por quienes veo un nuevo amanecer cada día, y por quienes me esfuerzo para ser una mejor persona y un mejor profesional.

PRESENTACIÓN

Señor Decano de la Facultad de Ingeniería de Procesos,

Señor Director de la Escuela Profesional de Ingeniería Metalúrgica,

Señores Miembros del Jurado,

Coloco a vuestra consideración de Uds. el presente plan de tesis, que de ser Aprobado, pretendo optar el Título Profesional de Ingeniero Metalurgista.

En el presente trabajo “**ESTUDIO DEL TRATAMIENTO DE AGUAS ÁCIDAS PROVENIENTES DE LOS NIVELES (SOCABONES) DE UNA COMPAÑÍA MINERA**” en la cual se desarrolla los criterios del tratamiento de aguas ácidas provenientes de los socavones y las operaciones en planta; para lo cual el trabajo se esquematiza en base a los capítulos siguientes:

En el **capítulo primero** se describe las generalidades, antecedentes, problemática, objetivos, justificación e hipótesis; de la procedencia de las muestras objeto de estudio

En el **capítulo segundo** Trata sobre el marco teórico haciendo referencia en las categorías de DAM, como se genera, su predicción, su control, su caracterización y sus tratamientos tecnológicos aplicables, como también el Proceso de Lodos de Alta Densidad, (High Density Sludge HDS).

En el **capítulo tercero** Describo la planta de tratamiento, diagrama de flujo, criterio de diseño, la descripción del proceso y sistema de tratamiento del agua acida y sus operaciones, caracterizando la solución a tratar a diferente pH.

En el **capítulo cuarto** Se realiza la discusión de resultados, referente a las neutralizaciones de pH entre 7 y 11, refrendarlo con sus gráficas.

En el **capítulo quinto** En este capítulo se realiza el cálculo y dimensionamiento de los equipos utilizados.

Finalmente se presenta conclusiones, recomendaciones, bibliografía y los anexos; para mejor entender el presente estudio, con su diseño experimental.

Bachiller: Diego Orlando Panduro Macedo

INTRODUCCCIÓN

En el mundo la utilización de grandes volúmenes de agua por parte de la minería genera una serie de drenajes alcalinos y ácidos con distintos grados de concentración de diferentes iones metálicos generalmente; las cuales requieren ser tratadas antes de verter a los cauces hídricos.

Por ello la minería es la actividad con mayor grado de manipulación del agua, por lo que es necesario el control y evacuación de la misma fuera de las áreas de laboreo mediante bombeo y adecuados sistemas de desagüe y sobre todo prevenir la contaminación de las mismas.

El no tratamiento de las aguas utilizadas provoca una serie de efectos sobre las aguas subterráneas o superficiales, como:

- Baja la calidad del agua, no es adecuada para el consumo humano.
- Daño ecológico, alterando o eliminando las comunidades biológicas naturales existentes en los cursos de agua.
- Deterioro del paisaje.

Una vez que se genera el drenaje ácido de mina (DAM) resulta siendo difícil su tratamiento y sus costos de control se elevan, por lo cual los efectos son a largo plazo, aún a perpetuidad; siendo esta generación del drenaje ácido de mina es un problema en los yacimientos peruanos, ya que perjudican severamente la vida acuática de los ríos, como a las fuentes de aguas subterráneas debido a la migración de los lixiviados tóxicos y a la ecología de su entorno como son la flora y fauna e inclusive a los seres humanos.

Otro de los grandes problemas es que estos drenajes causan conflictos sociales con la empresa, es decir, en algunos casos esta agua contaminada es usada por la población, los animales o usada en forma de riego y si no hay un buen control, este problema se podría también reflejar antecedentes negativos para los proyectos mineros nuevos.

En el proceso de HDS, el limo o la piedra caliza y los lodos reciclados se añaden al depósito de mezcla de limo-lodos al comienzo del proceso. Esto se convierte en el principal agente de neutralización, con lo cual se consigue una importante reducción del volumen de lodos que resulta de un aumento en la densidad del lodo.

La neutralización convencional es una opción viable, pero el alto volumen de los lodos de baja densidad que se producen presentan desventaja con el proceso HDS; por ello el proceso de

lodos de alta densidad ofrece ventajas como una producción de lodos de bajo volumen y alta densidad, costos económicos de operación, equipo y de materia prima (cal) disponibles.

El diseño preliminar de la mejora del sistema de tratamiento propuesta en esta investigación, abarca la implementación de un sistema de aereación, optimización de los reactivos e insumos químicos, tanques de agitación de los mismos, un floculador y un sedimentador.

Esperando que sea del interés de los lectores, seguidamente se presenta el desarrollo de la investigación neutralizando con lechada de cal a los drenajes de aguas acidas.

INDICE GENERAL

DEDICATORIA	II
PRESENTACIÓN	III
INTRODUCCIÓN	IV
INDICE GENERAL	VI
INDICE DE FIGURAS	X
INDICE DE TABLAS	XII
RESUMEN.....	XIII
ABSTRAC.....	XIV
CAPITULO I.....	1
CONSIDERACIONES GENERALES	1
1.1. UBICACIÓN GEOGRÁFICA	1
1.1.1. CONCESIONES MINERAS	2
1.2. ACCESO	2
1.3. TOPOGRAFÍA, FISIOGRAFÍA, CLIMA, GEOLOGÍA Y MINERALOGÍA	3
1.3.1 TOPOGRAFÍA Y FISIOGRAFÍA	3
1.3.2 CLIMA.....	4
1.3.2.1 CLIMA LLUVIOSO SEMIFRÍGIDO B (O, I) D’H3.....	4
1.3.2.2 CLIMA DE NIEVE.....	4
1.3.3 GEOLOGÍA	4
1.3.4 LA MINERALOGÍA.....	5
1.4. FORMULACIÓN DEL PROBLEMA	6
1.5. OBJETIVOS	6
1.5.1. OBJETIVO PRINCIPAL.....	6
1.5.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	6
1.6. JUSTIFICACIÓN	7
1.6.1. JUSTIFICACIÓN AMBIENTAL	7
1.6.2. JUSTIFICACIÓN SOCIAL	7
1.6.3. JUSTIFICACIÓN ECONÓMICA.....	7
1.6.4. JUSTIFICACIÓN TECNOLÓGICA.....	7

1.7. HIPÓTESIS	8
CAPITULO II.....	9
MARCO TEÓRICO.....	9
2.1. CATEGORÍAS DE DRENAJES DE MINA.....	9
2.2. PROBLEMÁTICA DE LAS AGUAS DE MINA.....	12
2.3. MECANISMO DE FORMACIÓN DE AGUAS ÁCIDAS	12
2.3.1. REACCIONES QUÍMICAS Y BIOLÓGICAS RELACIONADAS CON LA GENERACIÓN ÁCIDA.....	13
2.4. CONTROL DE LOS DRENAJES ÁCIDO.....	17
2.4.1. MÉTODOS DE BARRERA.....	18
2.4.2. MÉTODOS QUÍMICOS.....	24
2.5. ACIDEZ DE AGUAS DE MINA.....	25
2.5.1. GENERACIÓN DE ACIDEZ.....	25
2.6. ESPECIACIÓN EN AGUAS DE MINA.....	27
2.6.1. FASES MINERALÓGICAS EN AMD.....	27
2.7. MINERALOGÍA DE DRENAJES ÁCIDOS.....	28
2.7.1. PRECIPITADOS FERRUGINOSOS.....	29
CAPITULO III	31
PROCESOS DE TRATAMIENTO DEL AMD.....	31
3.1. SISTEMAS DISPONIBLES PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS ACIDAS	32
3.2. TRATAMIENTO QUIMICO ACTIVO DE DRENAJES ACIDOS	36
3.2.1. TRATAMIENTO DE AGUAS ÁCIDAS EN UNA PLANTA HDS.....	39
3.2.2. PROCESO DE NEUTRALIZACION CONVENCIONAL	39
3.2.3. OSMOSIS INVERSA.....	41
3.2.4. INTERCAMBIO IONICO.....	42
3.2.5. ABLANDAMIENTO QUIMICO.....	43
3.2.6. TRATAMIENTO DE AGUAS ÁCIDAS MEDIANTE EL PROCESO NCD.....	44
3.2.7. TRATAMIENTO DE AGUAS ACIDAS MEDIANTE EL PROCESO BIOTEQ.....	46
3.3. TRATAMIENTO POR METODOS PASIVOS: DE DRENAJES ACIDOS	48
3.3.1. SISTEMAS DE TRATAMIENTO PARA FLUJOS SUPERFICIALES.....	48
3.3.1.1. HUMEDALES AEROBIOS.....	48
3.3.1.2. HUMEDALES ANAEROBIOS O BALSAS ORGANICAS	51
3.3.1.3. DRENAJE ANOXICO CALIZO (ALD)	52
3.3.1.4. CANAL O DRENAJE OXICO CALIZO (OLC óOLD).....	53
3.3.1.5. SISTEMA DE PRODUCCION SUCESIVA DE ALCALINIDAD (SAPS). 53	

CAPITULO IV	55
PRUEBAS EXPERIMENTALES PARA EL PROCESO DE LODOS DE ALTA DENSIDAD (HDS)	55
4.1. CARACTERIZACION DEL AMD.....	55
4.1.2. PROCEDIMIENTOS SEGÚN APHA- AWWA-WPCF 2005.....	56
4.1.2.1. SOLIDOS TOTALES, VOLATILES Y FIJOS: METODO GRAVIMETRICO	56
4.1.2.1.1. SOLIDOS TOTALES.....	57
4.1.2.2. SOLIDOS DISUELTOS TOTALES SDT	58
4.1.2.2.1. EQUIPO: MEDIDOR DE CONDUCTIVIDAD ELECTRICA	59
4.1.2.3. SOLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES, VOLATILES Y FIJOS: METODO GRAVIMETRICO.....	60
4.1.2.4. DETERMINACION DE SOLIDOS SEDIMENTABLES: METODO VOLUMETRICO	62
4.1.3. TABLA DE RESULTADOS DE CARACTERIZACION DEL AGUA ACIDA	63
4.2.- MEDICION DEL GASTO.....	64
4.3.- PRUEBAS DE FLOCULACION COAGULACION (PRUEBA DE JARRAS).....	65
4.3.1. COAGULANTE.....	65
4.3.2. FLOCULACION	66
4.3.3. PROCEDIMIENTO DE LA PRUEBA EN JARRAS PARA EL TRATAMIENTO POR COAGULACION	66
4.3.4. PREPARACION DE LA CAL.....	68
4.3.5. POLIMERO MAFLOC 900 (CQ T900).....	69
4.3.6. TURBIDEZ	69
4.3.6.1. DETERMINACION DE TURBIDEZ.....	70
4.3.7. DETERMINACION DEL pH.....	72
4.3.8. SEDIMENTACION.....	72
4.3.8.1. PRUEBAS DE SEDIMENTACION.....	75
4.3.9. RESULTADOS DE PRUEBAS DE COAGULACION – FLOCULACION:	76
4.4. RECIRCULACION DE LODOS.....	77
4.4.1. PROCESO DE RECIRCULACIÓN SIMPLE DE LODOS	77
4.4.2. PROCEDIMIENTO DE RECIRCULACION DE LODOS.....	79
4.5. VELOCIDAD DE OXIDACION DEL ION FERROSO	80
4.5.1. OXIDACIÓN DE LA PIRITA.....	80
4.5.2. RAPIDEZ DE OXIDACIÓN DE LA PIRITA.....	81
CAPITULO V.....	84

CALCULO DE EQUIPOS DE HDS	84
5.1. CALCULOS DE EQUIPOS PARA PROCESO DE LODOS DE ALTA DENSIDAD HDS.....	86
5.1.1. TANQUE LECHADA DE CAL.....	86
5.1.2. TANQUE DE MEZCLADO RAPIDO.....	89
5.1.3. TANQUE AIREADOR.....	90
5.1.3.1. DISEÑO DEL SISTEMA.....	90
5.1.3.2. POTENCIA MÍNIMA.....	90
5.1.3.3. DISPERSORES.....	91
5.1.4. ESPESADOR	92
5.1.4.1. TAMAÑO DEL ESPESADOR	92
5.1.5. MUESTRA DEL FLOW SHEET DE LA PLANTA HDS.....	93
CONCLUSIONES	97
SUGERENCIAS.....	98
BIBLIOGRAFIA	99
ANEXOS 01.....	102

INDICE DE FIGURAS

Figura N° 1.1. Ubicación del proyecto Tambomayo.....	2
Figura N° 2.1. Formación de aguas ácidas de mina.....	13
Figura N° 2.2. Etapas en la formación de aguas ácidas.....	15
Figura N° 2.3. Revegetación de escombreras.....	18
Figura N° 2.4 A.B.C. Diseños de disposición selectiva de estériles sulfurosos.....	19
Figura N° 2.5. Colocación selectiva de materiales por encapsulamiento.....	20
Figura N° 2.6. Aislamiento del agua.....	20
Figura N° 2.7. Sellado con láminas impermeables y suelo vegetal.....	22
Figura N° 2.8. Cierre de una escombrera para eliminar el oxígeno.....	22
Figura N° 2.9. Materiales inundadas y abandonadas.....	23
Figura N° 2.10. Prevención mediante sellado de materiales.....	23
Figura N° 2.11. Adición de material alcalino.....	24
Figura N° 2.12. Reacciones de oxidación del sulfuro en la generación de aguas ácidas.....	25
Figura N° 2.13. Acidithiobacillus ferrooxidans transformando el Fe ²⁺ (ferroso) a Fe ³⁺ (férrico) color naranja.....	26
Figura N° 2.14. AMD Ferroso.....	27
Figura N° 2.15. AMD Férrico.....	28
Figura 2.16. AMD Aluminico.....	28
Figura N° 2.17. Precipitados de oxihidróxidos de Fe.....	29
Figura N° 3.1. Sistema de aireación de aguas ácidas con cal.....	37
Figura N° 3.2. Proceso de neutralización convencional.....	41
Figura N° 3.3. Proceso modificado DESAL.....	43
Figura N° 3.4. Proceso de ablandamiento aluminio – cal – sosa.....	44
Figura N° 3.5. Planta de tratamiento de aguas ácidas por el proceso de neutralización-coagulación-decantación (NCD).....	45

Figura N° 3.6. La neutralización objetivo principal.....	46
Figura N° 3.7. Planta de tratamiento de aguas ácidas por el proceso Bioteq mediante la reducción del sulfato y recuperación de metales.....	47
Figura N° 3.8. Rango óptimo de aplicación de tratamiento de aguas ácidas.....	48
Figura N° 3.9. Disposición de celdas y circulación del agua en un humedal aerobio.....	49
Figura N° 3.10. Variables que se consideran en el diseño de un humedal.....	50
Figura N° 3.11. Plantas hidrófilas emergentes del género Typha como las aneas, espadañas y amentos utilizadas en humedales (wetlands).....	50
Figura N° 3.12. Disposición de las capas en un humedal anaerobio.....	51
Figura N° 3.13. Ingreso de oxígeno a través de raíces de las plantas del humedal.....	52
Figura N° 3.14. Tratamiento combinado compuesto por sistema ALD y humedal.....	52
Figura N° 3.15. Balsas de oxidación y precipitación a la salida de un ALD.....	53
Figura N° 3.16. Circulación del agua a través de un canal revertido de caliza y construido en una escombrera restaurada.....	53
Figura N° 3.17. Disposición de los substratos y dirección del flujo de agua.....	54
Figura N° 4.1 Equipo de Jarras utilizado.....	66
Figura N° 4.2. Bolsas de MAFLOC 900.....	69
Figura N° 4.3 Zonas en la columna de sedimentación.....	74
Figura N° 4.4. Curvas de sedimentación en muestras de AMD.....	76
Figura N° 4.5 Esquema del proceso de recirculación simple de lodos.....	79
Figura N° 4.6. Oxidación de la pirita.....	81
Figura N° 5.1 Resultados de la operación HDS a las aguas vertidas al río Moche.....	84
Figura N° 5.2 Planta de HDS.....	85
Figura N° 5.3 Numero de potencia vs número de Reynolds para algunos impulsores.....	88
Figura N° 5.4. Potencia mínima requerida para impedir la saturación como una función de la velocidad superficial del gas y la relación de diámetros impulsor a tanque, d/D.....	91
Figura N° 5.5 Flowsheet de planta de lodos de alta densidad.....	94

INDICE DE TABLAS

Tabla N° 1.1. Vía de acceso.....	3
Tabla N° 1.2. Evaluación de Recursos: medidos, indicados e inferidos.....	5
Tabla N° 2.1. Clasificación en función al pH.....	9
Tabla N° 2.2. Clasificación de drenajes en función del pH y potencial de acidez / alcalinidad de los minerales (Morin y Hutt 2001).....	10
Tabla N° 2.3. Tipos de drenajes de mina (Skousen y Ziemkiewics).....	11
Tabla N° 2.3.1 Comparación de factores que afectan a la generación ácida.....	16
Tabla N° 2.4. Métodos y Técnicas de Control de Generación Ácida.....	17
Tabla N° 2.5. Ventajas y desventajas de diversos materiales.....	21
Tabla N° 2.6. Bacterias más comunes en AMD.....	30
Tabla N° 3.1 Técnicas aplicables para efluentes mineros (Ritcey, 1989).....	33
Tabla N° 3.2. Agentes para eliminar iones metálicos pesados por precipitación.....	39
Tabla N° 4.1 Resultados de la caracterización del agua ácida.....	64
Tabla 4.2: Factores de conversión entre unidades de turbidez.....	70
Tabla 4.3. Velocidad de sedimentación.....	75
Tabla 4.4. Resultados de pruebas de jarras para la obtención del pH óptimo.....	77
Tabla 4.5. Resultados de la prueba de recirculación de lodos.....	80
Tabla 5.1 Altura del espesador en función del diámetro.....	93

RESUMEN

La fuerte e intensa actividad minera que se lleva a cabo en la parte sur del Perú durante los últimos años ha producido enormes problemas de contaminación ambiental. Siendo uno de los problemas más importantes ocasionados es la acidificación de las aguas, constituyendo el denominado drenaje ácido de minas (DAM), con la consecuente disolución de metales pesados que se encuentran al estado iónico.

Mediante el presente estudio se desarrolla una propuesta para el tratamiento físico-químico mediante la neutralización-precipitación después de los diversos procesos industriales.

En el proceso de HDS, el limo o la piedra caliza y los lodos reciclados se añaden al depósito de mezcla de limo-lodos al comienzo del proceso. Esto se convierte en el principal agente de neutralización, con lo cual se consigue una importante reducción del volumen de lodos que resulta de un aumento en la densidad del lodo.

El proceso HDS, conlleva una modificación del proceso de neutralización convencional y consiste simplemente en recircular lodos para llevar a cabo una reactividad mayor de la cal y producir pequeños volúmenes de lodos con un contenido mayor de sólidos.

Se ha cumplido con los objetivos de la investigación respecto a la generación de lodos, el cual se reduce en un 34,4% respecto a la generación actual; asimismo, se mejoró la calidad del agua tratada la cual se encuentra debajo de los Límites Máximos Permisibles establecidos en el D.S. 010-2010-MINAM; y el consumo de la cal (hidróxido de calcio) y floculante han disminuido respecto al actual, los cuales sustentan la evaluación económica de la mejora del sistema de tratamiento propuesta.

Palabras Clave: proceso HDS, lodos, drenajes, metales, caliza.

SUMMARY

The intense mining activity that takes place in the southern part of Peru in recent years has produced enormous environmental pollution problems. One of the most important problems caused is the acidification of the waters, constituting the so-called acid mine drainage (DAM), with the consequent dissolution of heavy metals that are in the ionic state.

Through this study, a proposal is developed for the physical-chemical treatment through neutralization-precipitation after the various industrial processes.

In the HDS process, the recycled silt or limestone and sludge are added to the silt-sludge mixing tank at the beginning of the process. This becomes the main neutralizing agent, thereby achieving a significant reduction in the volume of sludge resulting from an increase in the density of the sludge.

The HDS process involves a modification of the conventional neutralization process and consists simply of recirculating sludge to carry out a greater reactivity of the lime and produce small volumes of sludge with a higher content of solids.

The objectives of the investigation regarding the generation of sludge have been met, which is reduced by 34.4% compared to the current generation; Likewise, the quality of the treated water was improved, which is below the Maximum Permissible Limits established in the S.D. 010-2010-MINAM; and the consumption of lime (calcium hydroxide) and flocculant have decreased compared to the current one, which support the economic evaluation of the improvement of the proposed treatment system.

Keywords: HDS process, sludge, drainage, metals, limestone.

UNIVERSIDAD NACIONAL DE SAN AGUSTÍN DE AREQUIPA
FACULTAD DE INGENIERÍA DE PROCESOS
ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA METALÚRGICA

Bachiller: PANDURO MACEDO DIEGO ORLANDO

**TESIS: “ESTUDIO DEL TRATAMIENTO DE AGUAS ÁCIDAS PROVENIENTES
DE LOS NIVELES (SOCAVONES) DE UNA COMPAÑÍA MINERA”**

MIEMBROS DEL JURADO:

PRESIDENTE

Dr. ELIAS DAVID ESQUICHA LARICO

MIEMBRO DEL JURADO

Mg. LUIS ALBERTO ALVAREZ SOTO

SECRETARIO

Mg. ROBERTO PEDRO HUAMANI BERNAL

CAPITULO I

CONSIDERACIONES GENERALES

1.1. UBICACIÓN GEOGRÁFICA

El proyecto minero Tambomayo se encuentra ubicado en el distrito de Tapay, provincia de Caylloma, región Arequipa. El proyecto se encuentra a una altitud entre 4,400 y 4,700 m.s.n.m.

Hidrográficamente, el proyecto se encuentra en la micro cuenca de la quebrada Ucriamayo, perteneciente a la subcuenca del río Molloco, que a su vez tributa al río Colca, este río aguas abajo toma el nombre de Majes y finalmente entrega sus aguas al Océano Pacífico como río Camaná.

El proyecto se encuentra dentro de las coordenadas UTM del punto central de referencia es la siguiente:

- Datum : WGS 84
- Zona : 19 L
- Este : 187,225
- Norte : 8'287,408
- Altitud Promedio : 5,000 m.s.n.m.



Figura N° 1.1. Ubicación del proyecto Tambomayo

Fuente: Minera Tambomayo

1.1.1. CONCESIONES MINERAS

El proyecto Tambomayo se desarrolla dentro de las concesiones mineras Chaquelle 27, Chaquelle 28, Chaquelle 29, Chaquelle 30, Chaquelle 31, Chaquelle 33, Chaquelle 40, Tambomayo 10, Tambomayo 11, Tambomayo 12, Tambomayo 13 y Tambomayo 16.

Cabe indicar que dichas concesiones no se encuentran dentro de ningún Área Natural Protegida (ANP) y/o Zona de Amortiguamiento.

1.2. ACCESO

El acceso hacia el proyecto desde la ciudad de Lima se logra pasando por la ciudad de Arequipa, a donde se llega ya sea por vía aérea o por vía terrestre (967 km) de vía asfaltada.

Desde Arequipa hasta Pampa Cañahuas hay una carretera asfaltada de 115 km de longitud; luego, desde Pampa Cañahuas hacia Caylloma se sigue una carretera afirmada con una longitud de 85 km; seguidamente, desde Caylloma hasta Taltahuarahuarco se continúa por una trocha carrozable de 15 km y, finalmente desde Taltahuarahuarco hacia el proyecto se sigue una trocha carrozable de 56 km; lo que hace un total de 1,238 km desde la ciudad de Lima.

Desde la ciudad de Arequipa hacia el proyecto son 271 km que se recorre en un tiempo aproximado de 7 horas con 45 minutos.

Por vía terrestre en el siguiente cuadro se presenta la siguiente ruta según la tabla 1.1 visto a continuación.

Tabla N° 1.1. Vía de acceso

RUTA	TIPO DE VÍA	DISTANCIA APROXIMADA	TIEMPO ESTIMADO
Lima – Arequipa	Asfaltado	967.00 Km.	14 horas
Arequipa – Chivay	Asfaltado	150.00 Km.	3 horas
Chivay – Tuti	Afirmado	17.00 Km.	0.5 horas
Tuti– Tambomayo	Trocha carrozable	56.00 Km.	3 horas
Total		1,190.00 Km.	20.5 Horas

FUENTE: Elaboración propia

1.3. TOPOGRAFÍA, FISIOGRAFÍA, CLIMA, GEOLOGÍA Y MINERALOGÍA

1.3.1 TOPOGRAFÍA Y FISIOGRAFÍA

La zona de estudio está delimitada por las altas cumbres del cerro Minaspata por el Norte, el cerro Surihuiri por el Noreste, el cerro Sahualque por el Sur, y el cerro Aquihuiri a por el Oeste, las cumbres alcanzan los 5,500 m.s.n.m.

Las principales formas topográficas del área de estudio están representadas por las altas cumbre, laderas, quebradas y fondo de valle. En el caso de las laderas,

predominan pendientes fuertes con valores de 30° a más, en el fondo de valle los valores fluctúan entre 5° y 10°.

1.3.2 CLIMA

El proyecto Tambomayo se encuentra ubicado en la parte alta de la cuenca del río Colca-Majes, perteneciente a la vertiente del Pacífico Sur del Perú; en esta cuenca sus regímenes de precipitaciones están gobernados principalmente por la interacción del Anticiclón del Atlántico (AA), el Anticiclón del Pacífico (AP), la Alta de Bolivia (AB), la zona de convergencia del Atlántico Sur (ZCAS) y la Zona de Convergencia Intertropical (ZCIT), todas con marcada influencia de la cadena de montañas de los Andes peruanos.

1.3.2.1 CLIMA LLUVIOSO SEMIFRÍGIDO B (O, I) D'H3

La zona está comprendida entre los 4,000 a 5,000 m.s.n.m., y se caracteriza por deficiencia de lluvias en otoño e invierno, con una humedad relativa calificada como húmeda.

1.3.2.2 CLIMA DE NIEVE

Este clima corresponde al de nieve perpetua de muy alta montaña, con temperaturas medias durante todos los meses del año por debajo del punto de congelación (0°C). Se distribuye en los sectores altitudinales que sobrepasan los 5,000 m.s.n.m., y que están representados mayormente por las grandes masas de nieve y hielo de las altas cumbres de los Andes peruanos.

1.3.3 GEOLOGÍA

La zona del proyecto Tambomayo se ubica dentro de la zona volcánica del sur del Perú y comprende rocas volcánicas cuyas edades van desde el terciario medio al cuaternario pleistoceno. Además, se presentan depósitos inconsolidados del cuaternario reciente.

El marco geológico de la zona del proyecto y alrededores, no muestra agentes geodinámicos externos que puedan sugerir un riesgo inminente de esta naturaleza.

Los emplazamientos en los que se ubican la planta concentradora, los desmontes, tubería de relaves y relavera están en zonas donde el riesgo de avenidas o huaycos, derrumbes y desplomes de rocas es muy poco probable.

Reservas de mineral. Las reservas de mineral conocidos hasta la fecha se muestran resumidos en la Tabla N° 1.2.

Tabla N° 1.2. Evaluación de Recursos: medidos, indicados e inferidos

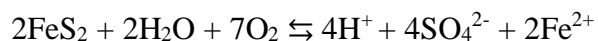
	TM	Ancho (m)	Ag (oz/TM)	Au (oz/TM)	Pb (%)	Zn (%)
Medidos	1'458,525	4.16	15.53	0.232	1.54	2.26
Indicados	1'110,771	3.29	14.00	0.355	2.40	2.95
Inferidos	2'511,525	2.75	3.78	0.389	2.05	4.61
	Total TM	5,080,862				

Fuente: Memoria Descriptiva EIA Tambomayo - 2013

1.3.4 LA MINERALOGÍA

El mineral en general, está compuesto por cuarzo, sericita, clorita, pirita, caolinita y calcita como minerales de alteración epigenética

Al respecto, bajo condiciones de intemperismo natural (roca de mina), la pirita (FeS₂) es el mineral sulfurado que comúnmente genera ácido sulfúrico (H₂SO₄) a través de su oxidación, tal como se observa en la siguiente reacción:



1.4. FORMULACIÓN DEL PROBLEMA

Una vez generado el drenaje ácido de mina (DAM) resulta siendo difícil su tratamiento y sus costos de control se elevan, por lo cual los efectos son a largo plazo, aún a perpetuidad; siendo esta generación del drenaje ácido de mina es un problema en los yacimientos peruanos, ya que perjudican severamente la vida acuática de los ríos, como a las fuentes de aguas subterráneas debido a la migración de los lixiviados tóxicos y a la ecología de su entorno como son la flora y fauna e inclusive a los seres humanos.

Otro de los grandes problemas es que estos drenajes causan conflictos sociales con la empresa, es decir, en algunos casos esta agua contaminada es usada por la población, los animales o usada en forma de riego y si no hay un buen control, este problema se podría también reflejar antecedentes negativos para los proyectos mineros nuevos.

Por lo tanto, este problema de generación de aguas ácidas requiere de un tratamiento eficaz y de bajo presupuesto y que sea práctico.

1.5. OBJETIVOS

1.5.1. OBJETIVO PRINCIPAL

- Realizar el estudio del tratamiento de aguas ácidas de mina DAM y del drenaje ácido de roca (DAR), generada en la minera Tambomayo.

1.5.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Neutralización de la Solución Ácida generada con utilización de cal.
- Precipitar a los elementos de aluminio y fierro hasta alcanzar por debajo de los límites máximos permisibles.
- Disminuir los contenidos de manganeso mediante precipitación por debajo de los límites máximos permisibles además de iones cobre y zinc.

1.6. JUSTIFICACIÓN

1.6.1. JUSTIFICACIÓN AMBIENTAL

Con la realización del presente trabajo se busca estar dentro de la normatividad del Ministerio de Energía y Minas como el Ministerio del Ambiente, como así también los acuerdos llevados a cabo con las comunidades cercanas al proyecto minero, sobre todo a los Límites Máximos Permisibles (LMP) en lo referente a aguas ácidas y metales pesados.

Con la utilización de la neutralización y precipitación se logrará conseguir drenajes de aguas más limpias de impacto positivos a la zona de confluencia.

1.6.2. JUSTIFICACIÓN SOCIAL

El desarrollo del proyecto confluente a disponer la salud de los habitantes de las comunidades de influencia mucho mejor y saludable; así como la de los trabajadores siendo de importancia para la compañía, con lo cual se reduce la presencia de posibles conflictos sociales.

1.6.3. JUSTIFICACIÓN ECONÓMICA

Al disponer de un adecuado cuidado de las personas en general, se está en parte solucionando la falta de empleo de los habitantes dentro del área de contingencia; generando la posibilidad de mayores sistemas de emprendimiento.

1.6.4. JUSTIFICACIÓN TECNOLÓGICA

Aplicando la tecnología adecuada, dentro de la gran variedad existente se aplicará la tecnología del Proceso de Lodos de Alta Densidad, (High Density Sludge HDS) con la cual se obtendrá adecuados resultados, luego de evaluar la utilización de pruebas utilizando el método de jarras.

1.7. HIPÓTESIS

Aplicando la tecnología del Proceso de Lodos de Alta Densidad, (High Density Sludge HDS) es posible precipitar la presencia de iones Al, Fe, Mn y Zn por debajo de los límites máximos permisibles que la normatividad ambiental así lo requiere, además también de poder precipitar hasta un nivel adecuado los iones Cu, Ni.

CAPITULO II

MARCO TEÓRICO

2.1. CATEGORÍAS DE DRENAJES DE MINA

Para determinar el tipo de drenaje es necesario realizar un estudio de las condiciones físicas del medio, así como del clima del lugar y finalmente una caracterización de los efluentes de mina.

Para lo cual se considera que en 1968 White, clasifica los drenajes en función del pH y los agrupa en 6 categorías como se observa en la tabla 2.1.

Tabla N° 2.1. Clasificación en función al pH

CLASE	pH
Altamente ácidas	1.5 a 4.5
Blandas, ligeramente ácidas	5.0 a 7.0
Duras, neutras a alcalinas	7.0 a 8.5
Blandas, alcalinas	7.5 a 11.0
Muy salinas	6.0 a 9.0
Blandas ácidas	3.5 a 5.5

Fuente: “Drenaje Acido de Mina, Generación y Tratamiento” Instituto Geológico y Minero de España, Dirección de Recursos Minerales y Geoambiente por Aduvire O.

Tomando el pH del drenaje y los contenidos de metales o especies minerales, se puede clasificar los drenajes según la tabla 2.2 que relaciona el pH y el potencial.

Tabla N° 2.2. Clasificación de drenajes en función del pH y potencial de acidez / alcalinidad de los minerales (Morin y Hutt 2001).

CLASE	pH	Descripción
Ácido	< 6	<ul style="list-style-type: none"> ❖ Acidez generada por oxidación de minerales, particularmente de sulfuros ❖ Nivel de metales disueltos es mayor que en drenajes casi neutros ❖ Asociados a minas metálicas, carbón y piritas
Alcalino	> 9 o 0	<ul style="list-style-type: none"> ❖ Alta alcalinidad generada por disolución de minerales básicos, particularmente óxidos, hidróxidos y algunos silicatos ❖ Niveles de algunos metales como el Al son mayores que en los drenajes casi neutros ❖ Asociado con minería de diamantes, molienda de bauxita, cenizas de combustión de carbón
Casi neutro	6 – 9 o 10	<ul style="list-style-type: none"> ❖ Dependiendo de la abundancia de los minerales, en determinados periodos pueden ser ácidos o alcalinos ❖ Concentración de metales disueltos, algunas veces puede exceder niveles tóxicos
Otros	Irrelevante	<ul style="list-style-type: none"> ❖ Puede afectar la concentración de metales ❖ Asociado a la minería no metálica como: potasa, sales, boratos, bentonitas, gravas, arcillas, etc.

Fuente: “DRENAJE ACIDO DE MINA, GENERACIÓN Y TRATAMIENTO”

Instituto Geológico y Minero de España, Dirección de Recursos Minerales y Geoambiente por Aduvire O.

Nordstrom y Alpers (1998) describen el proceso de oxidación de la piritas como principal formador de aguas ácidas. Skousen (1994 y 1998) y Ziemkiewics (1997) a partir del pH y el contenido de oxígeno y metales pesados, clasifica a los drenajes de mina en 5 tipos, lo cual se observa en la tabla 2.3

Tabla N° 2.3. Tipos de drenajes de mina (Skousen y Ziemkiewics)

TIPO	pH	DESCRIPCIÓN
I	< 4.5	<ul style="list-style-type: none"> Alta concentración de Fe, Al, Mn, Zn, Cu, Ni, Pb y otros metales Alto contenido de oxígeno Muy ácido (llamado drenaje ácido de mina)
II	< 6	<ul style="list-style-type: none"> Alta cantidad de sólidos disueltos Alta concentración de ion ferroso (Fe^{+2}) y Mn Bajo contenido de oxígeno Por oxidación, el pH del agua baja drásticamente hasta convertirse en Tipo I
III	< 6	<ul style="list-style-type: none"> Moderada a alta cantidad de sólidos disueltos Bajo a moderado contenido del ion ferroso (Fe^{+2}) y Mn Bajo contenido de oxígeno Alta alcalinidad (llamado drenaje alcalino de mina) Por oxidación de metales la acidez generada es neutralizada por la alcalinidad presente en el agua
IV	< 6	<ul style="list-style-type: none"> Alta cantidad de partículas disueltas Drenaje neutralizado, pero todavía no se han fijado los hidróxidos en el agua A mayor tiempo de residencia de las balsas mayor fijación de partículas y el agua puede llegar a ser similar al Tipo V
V	< 6	<ul style="list-style-type: none"> Agua del drenaje es neutralizado Alta cantidad de sólidos disueltos Gran cantidad de hidróxidos precipitados y fijados en las balsas Cationes restantes son disueltos por Ca y Mn Oxi-aniones solubles como bicarbonato y sulfato quedan en la solución

Fuente: “DRENAJE ACIDO DE MINA, GENERACIÓN Y TRATAMIENTO”

Instituto Geológico y Minero de España, Dirección de Recursos Minerales y Geoambiente por Aduvire O.

2.2. PROBLEMÁTICA DE LAS AGUAS DE MINA

La utilización de grandes volúmenes de agua por parte de la minería genera una serie de drenajes alcalinos y ácidos con distintos grados de concentración de diferentes iones metálicos generalmente; las cuales requieren ser tratadas antes de verter a los cauces hídricos.

Por ello la minería es la actividad con mayor grado de manipulación del agua, por lo que es necesario el control y evacuación de la misma fuera de las áreas de laboreo mediante bombeo y adecuados sistemas de desagüe y sobre todo prevenir la contaminación de las mismas.

El no tratamiento de las aguas utilizadas provoca efectos sobre las aguas subterráneas o superficiales, como:

- Baja la calidad del agua, no es adecuada para el consumo humano.
- Daño ecológico, alterando o eliminando las comunidades biológicas naturales existentes en los cursos de agua.
- Deterioro del paisaje.

2.3. MECANISMO DE FORMACIÓN DE AGUAS ÁCIDAS

La formación de aguas ácidas ocurre debido a la oxidación química de los minerales sulfuros y la acción bacteriana. Los elementos que intervienen para ello son: los sulfuros reactivos, el oxígeno y el agua (vapor o líquida), y como elemento catalizador las bacterias (Fig. N° 2.1)

Existen minerales más reactivos que otros; por ejemplo, la marcasita, que tiene la misma fórmula química que la pirita, es muy inestable y genera rápidamente aguas ácidas.

Por otro lado los sulfuros de Pb, Zn, Cu, son menos reactivos que los de Fe, debido a la mayor estabilidad de su estructura cristalina y porque forman minerales menos solubles que recubren la superficie de los sulfuros impidiendo que progrese su estado de oxidación.

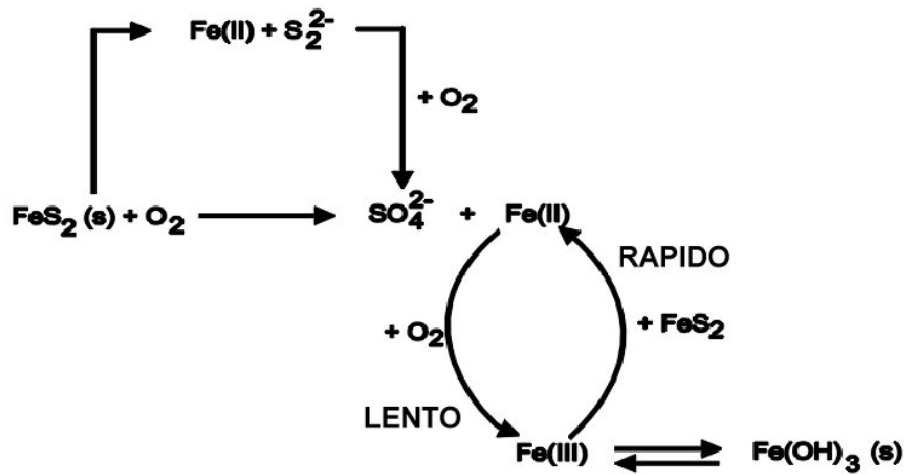


Figura N° 2.1. Formación de aguas ácidas de mina.

Fuente: Pérez, 2005

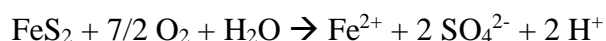
Existen minerales que consumen en forma natural los ácidos producidos, como el carbonato de Ca, Fe y Mg, y los hidróxidos de Fe y Al, que pueden ayudar a elevar el pH hasta niveles más aceptables.

2.3.1. REACCIONES QUÍMICAS Y BIOLÓGICAS RELACIONADAS CON LA GENERACIÓN ÁCIDA.

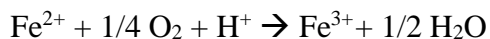
Los elementos que intervienen en la generación ácida son:

- Minerales sulfurosos.
- Bacterias y temperatura.
- Agua o humedad de la atmósfera.
- Un oxidante, (oxígeno) del aire o de procedencia química.

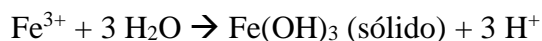
Considerando a los investigadores Nordstrom y Alpers 1998, Skousen et al. 1998 y la EPA (2000) explican las reacciones a partir de la oxidación de la pirita (FeS₂), es el sulfuro más común. Estas reacciones son:



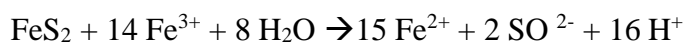
Si el ambiente circundante es del tipo oxidante, mucho de los iones ferrosos se oxidarán a iones férricos.



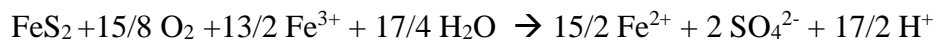
A valores de pH entre 3,5 a 4,5 el ion férrico es catalizado por la bacteria *Metallogenium* y a pH por debajo de 3,5 la reacción es catalizada por la bacteria *Thiobacillus ferrooxidans*. Por lo general, a pH entre 2,3 a 3,5 el ion férrico por hidrólisis precipita como hidróxido $\text{Fe}(\text{OH})_3$ (sólidos de color amarillo, naranja o rojo), lo que provoca un descenso del pH.



Algunos cationes del tipo férricos (Fe^{3+}) que no precipitan, siguen oxidando a la piritita (catálisis)



Siendo la reacción final para alcanzar estabilizar al ion férrico formado a partir de la piritita, sera:



Una forma de evitar la formación de aguas ácidas es la neutralización de las mismas, en este sentido la oxidación de una tonelada de piritita produce casi una tonelada de hidróxido férrico y cerca de tonelada y media de ácido sulfúrico. El proceso se puede explicar en tres etapas (Fig. N° 2.2)

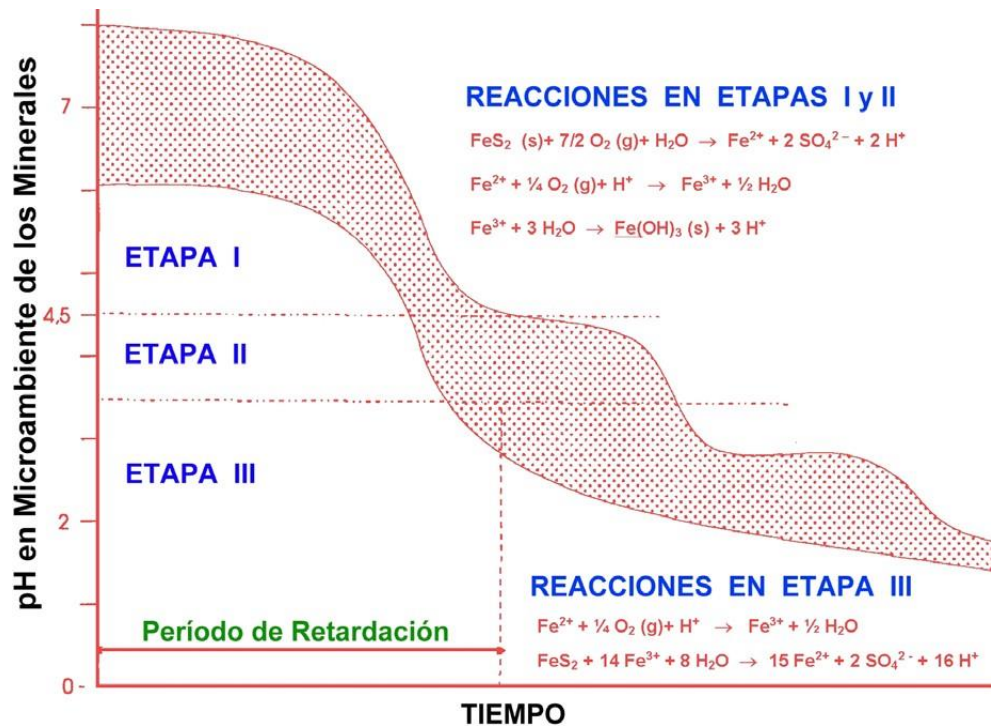


Figura N° 2.2. Etapas en la formación de aguas ácidas.

Fuente: Barrera, 2008

La presencia de materiales que contienen sulfuros es una de las condiciones necesarias para la formación de drenajes de aguas ácidas.

Se ha observado que al disponer mayor contenido de sulfuros mayor será el potencial de formación de aguas ácidas y, en cuanto al tamaño de las partículas, influye aumentando la velocidad de reacción a medida que disminuye el tamaño (aumenta la superficie específica), aunque también reduce la infiltración y la entrada de aire, tal como se observa en la Tabla 2.3.

Tabla N° 2.3.1 Comparación de factores que afectan a la generación ácida.
(Brodie et al. 1991).

FACTORES	ESTÉRILES DE ESCOMBRERAS	RESIDUOS DE PRESAS
CONTENIDO DE SULFUROS	<ul style="list-style-type: none"> - Condiciones y distribución variable. - Concentración variable (en poca distancia existen altas y bajas cantidades de sulfuros). 	<ul style="list-style-type: none"> - Condiciones mucho más uniformes con altos contenidos de sulfuros.
TAMAÑO DE PARTÍCULAS	<ul style="list-style-type: none"> - Tamaño de roca variable, predomina valores superiores a 20 cm. 	<ul style="list-style-type: none"> - Tamaño uniforme, casi el 100% tiene tamaño inferior a 0,2 mm.
VARIACIÓN DE pH	<ul style="list-style-type: none"> - Grandes variaciones de pH en pequeñas distancias. 	<ul style="list-style-type: none"> - Por capas predomina un pH uniforme.
FACILIDAD DE OXIDACIÓN	<ul style="list-style-type: none"> - Después del vertido se inicia de inmediato la oxidación. 	<ul style="list-style-type: none"> - La oxidación se inicia al final de la vida de la mina, de la planta o presa colmada.
ENTRADA DE OXIGENO	<ul style="list-style-type: none"> - Rápida a través de los espacios vacíos. - Disminuye con la compactación del material. 	<ul style="list-style-type: none"> - Flujo bajo y uniforme. - Disminuye con la consolidación de los residuos.
LIBERACIÓN DE DRENAJES ÁCIDOS	<ul style="list-style-type: none"> - Alta infiltración produce flujos en pie de escombrera y el subsuelo. - Rápida liberación en drenajes neutralizados y ácidos. 	<ul style="list-style-type: none"> - Baja infiltración. - En presas de grandes superficies el drenaje ácido fluye poco. - Liberación gradual en drenajes neutralizados.

Fuente: Recuperado de “Drenaje Acido de Mina, Generación y Tratamiento” Instituto Geológico y Minero de España, Dirección de Recursos Minerales y Geoambiente por Aduvire O.

2.4. CONTROL DE LOS DRENAJES ÁCIDO

En la actualidad las medidas de control de la generación ácida se agrupan en tres niveles de actuación:

- Prevención y control del proceso de generación de las aguas ácidas
- Control de la migración de las aguas ácidas
- Recogida y tratamiento de las aguas ácidas.

Los métodos y las técnicas de control de la generación ácida de mina más utilizadas se resumen en la Tabla N° 2.4.

Tabla N° 2.4. Métodos y Técnicas de Control de Generación Ácida

MÉTODO	OBJETIVO	MEDIDA DE CONTROL
Barrera	Eliminación o aislamiento de los sulfuros	Acondicionamiento, impermeabilización y depósito selectivo de estériles y residuos
		Microencapsulado
		Retirada física de los sulfuros
		Revegetación de terrenos
	Exclusión del agua	Cunetas de desvío del agua
		Remodelado de la superficie
		Recubrimiento y sellado
Exclusión del oxígeno	Depósitos subacuáticos (inundación)	
	Recubrimiento y sellado	
Químico	Control del pH	Adición de materiales alcalinos y fosfatos
		Empleo de dispositivos rellenos con material carbonatado
		Mezcla de materiales ácido/base y vertido selectivo
Inhibición bacteriana	Control y supresión de la acción bacteriana	Aplicación de bactericidas
		Adición de fosfatos

Fuente: Recuperado de “Drenaje Acido de Mina, Generación y Tratamiento” Instituto Geológico y Minero de España, Dirección de Recursos Minerales y Geoambiente por Aduvire O.

Existen tres métodos de control para los drenajes, como son: los métodos de barrera, métodos químicos e inhibición bacteriana.

2.4.1. MÉTODOS DE BARRERA.

Para ello se considera los siguientes métodos:

- Revegetación de los terrenos
- Acondicionamiento y depósito selectivo de materiales
- Encapsulado
- Aislamiento del agua
- Aislamiento del oxígeno
- Depósitos subacuáticos
- Recubrimiento y sellado

a. Revegetación de los terrenos.

La revegetación es una técnica en algunos casos a reduce en un 50 % el potencial ácido generador.



Figura N° 2.3. Revegetación de escombreras.

Fuente: Pérez, 2005

b. Acondicionamiento y depósito selectivo de materiales.

Consiste en separar el material ácido generador y se evite o minimice su contacto con el oxígeno y el agua, Fig. N° 2.4 A.B.C.

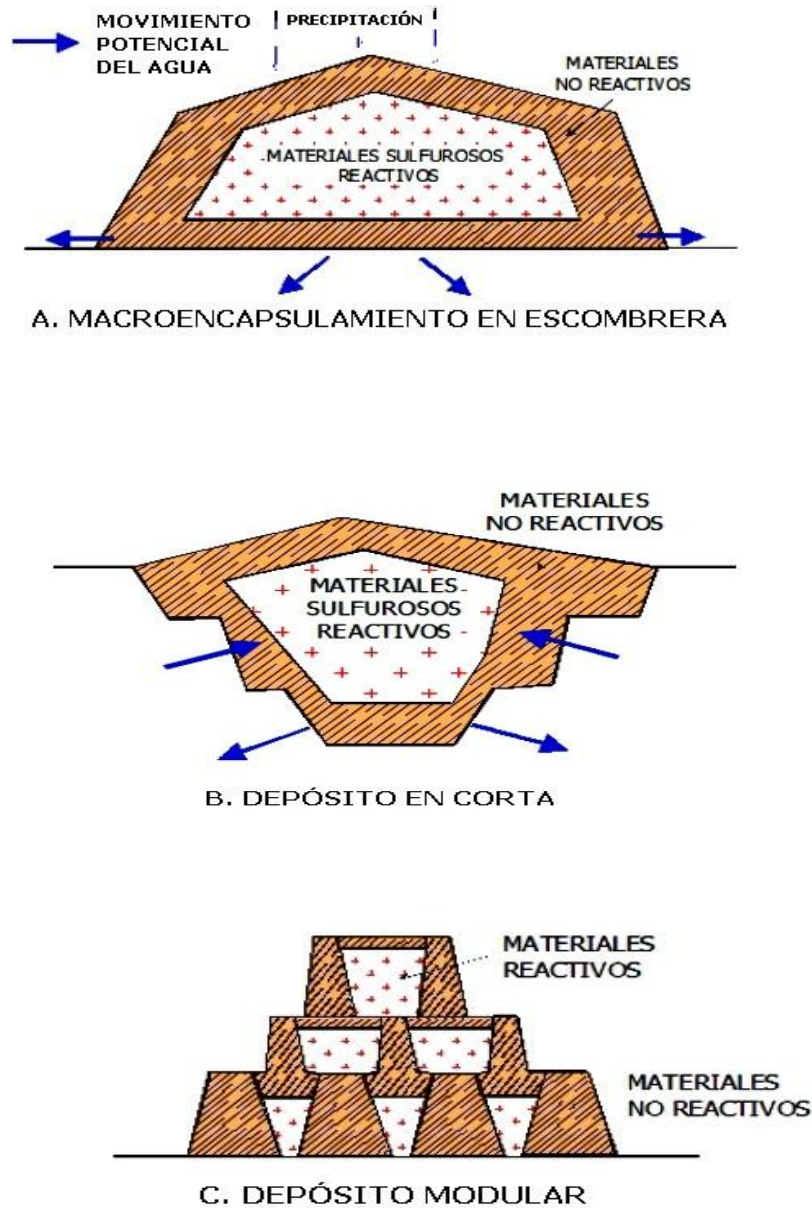


Figura N° 2.4 A.B.C. Diseños de disposición selectiva de estériles sulfurosos.

Fuente: Barrera, 2008

c. Encapsulado.

El almacenamiento de los estériles y residuos en depósitos impermeables se basa en un vertido selectivo, se aprovecha para ello los huecos realizados de la

explotación. Una variante de ello se observa en la figura N° 2.5, vista a continuación.



Figura N° 2.5. Colocación selectiva de materiales por encapsulamiento.

Fuente: Barrera, 2008

d. Aislamiento del agua.

Este orientado a la construcción de barreras físicas que impiden el contacto entre los estériles y residuos contaminantes con el agua, para ello ver la figura N° 2.6.



Figura N° 2.6. Aislamiento del agua

Fuente: Barrera, 2008

Tabla N° 2.5. Ventajas y desventajas de diversos materiales

MATERIAL DE CUBIERTA	PERMEABILIDAD AL AGUA (metros/segundo)	VENTAJAS E INCONVENIENTES
Arcilla compactada	10^{-9} a 10^{-11}	Disponible en muchos lugares y barata. Fácilmente erosionable, puede sufrir daños por agrietamiento y penetración de raíces. Buen sellado si se protege y mantiene.
Tierras de cultivo compactadas	10^{-7} a 10^{-9}	Como en el caso anterior, pero generalmente más permeables.
Tierra vegetal compactada	10^{-5} a 10^{-8}	Como en el caso anterior, más permeable. Duración incierta.
Turba	10^{-5} a 10^{-6}	Requiere mantenerse en condiciones de saturación y taludes de poca pendiente. Coste medio.
Lechada de cemento	10^{-10} a 10^{-12}	Sujeto a agrietamientos y daños mecánicos. Coste alto.
Asfalto	10^{-20}	Como en el caso anterior, pero más impermeable y de mayor coste de instalación.
Láminas sintéticas	Impermeable	Requiere un lecho de apoyo adecuado y una cubierta protectora. Muy impermeable y duradera. Sujeta a daños mecánicos y penetración de las raíces. Coste elevado.

Fuente: “Drenaje Acido de Mina, Generación y Tratamiento” Instituto Geológico y Minero de España, Dirección de Recursos Minerales y Geoambiente por Aduvire O.

Otra forma es la impermeabilización con materiales sintéticos, para ello observar la figura N° 2.7 en la cual se nota el movimiento de tierras con geomembranas.



Figura N° 2.7. Sellado con láminas impermeables y suelo vegetal.

Fuente: Barrera, 2008

e. Aislamiento del oxígeno.

La exclusión del oxígeno por medio de una lámina de agua, bien sea por inundación o por vertido subacuático, resulta efectiva siempre que se evalúe y garantice que no se producirán alteraciones ambientales debido a estas actuaciones.

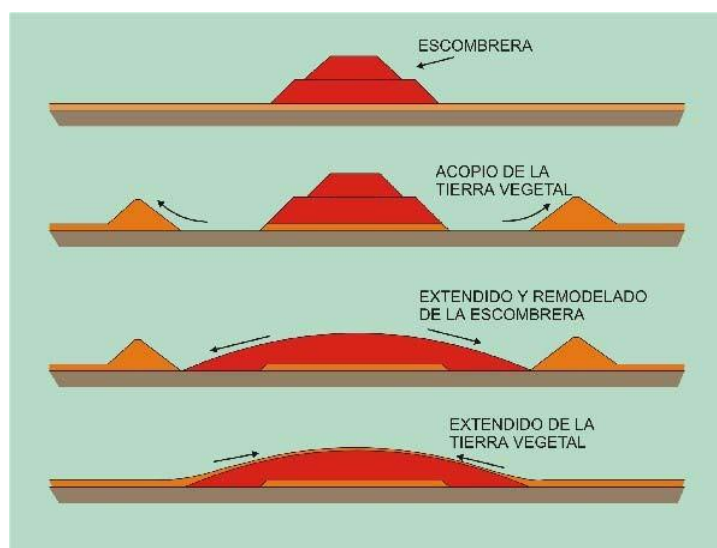


Figura N° 2.8. Cierre de una escombrera para eliminar el oxígeno.

Fuente: Barrera, 2008

f. Depósitos subacuáticos.

La técnica consiste en inundar los materiales reactivos para limitar la generación de agua ácida por exclusión del oxígeno, visto en la figura 2.9.



Figura N° 2.9. Materiales inundadas y abandonadas.

Fuente: Barrera, 2008

g. Recubrimiento y sellado.

Es otro método de la exclusión del oxígeno en escombreras de estériles consiste en la colocación de una capa de material impermeable o materiales consumidores de oxígeno como compost sobre la superficie de esta.

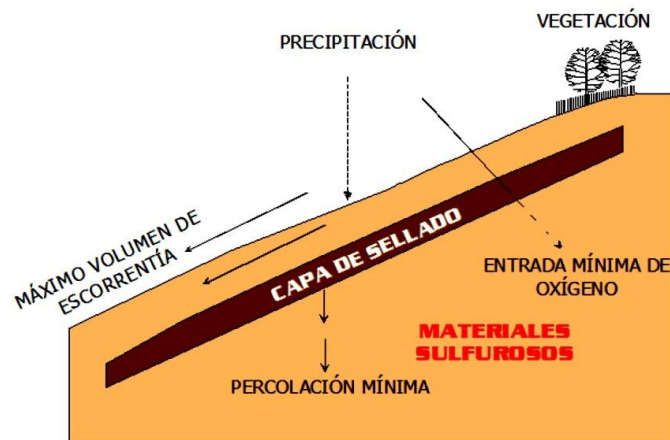


Figura N° 2.10. Prevención mediante sellado de materiales.

Fuente: Pérez, 2005

2.4.2. MÉTODOS QUÍMICOS.

Para ello se tiene en cuenta los siguientes:

- Adición de materiales alcalinos
- Adición de fosfatos

a. Adición de materiales alcalinos.

La adición de sustancias alcalinas o rocas básicas, al objetivo es controlar el pH en el rango cercano al neutro

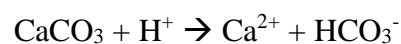


Figura N° 2.11. Adición de material alcalino.

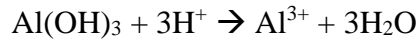
Fuente: Pérez, 2005

Los insumos más utilizadas generalmente son: hidróxido sódico o sosa cáustica (NaOH), calcita o caliza (CaCO₃), cal (CaO, Ca(OH)₂), hidróxido de aluminio (Al(OH)₃) y carbonato sódico (Na₂CO₃).

El material básico que resulta más común en su consumo es la calcita (CaCO₃), que consume y neutraliza a la acidez, mediante la formación de HCO₃⁻ o H₂CO₃O, como se aprecia en la reacción:



De igual forma actúan otros minerales ácidos consumidores, como el hidróxido de aluminio, según la reacción:



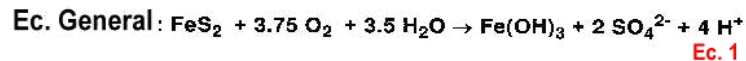
b. Adición de fosfatos.

La adición de fosfatos hace lenta la oxidación de los sulfuros, por la formación de fosfatos de hierro insolubles como $\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2$ y FePO_4 . Se añade apatito junto con caliza e hidróxido sódico para la formación de estos compuestos de neutralización.

2.5. ACIDEZ DE AGUAS DE MINA.

2.5.1. GENERACIÓN DE ACIDEZ.

La consecuencia directa de la actividad minera al llevar a cabo la explotación de un yacimiento es la disponibilidad de materiales hacia el medioambiente, al dejar disponibles ciertos elementos que antes no lo estaban, o lo estaban de forma mucho más limitada.



PASOS Y REACCIONES :

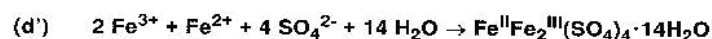
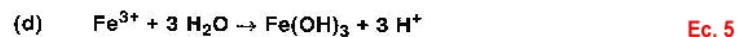
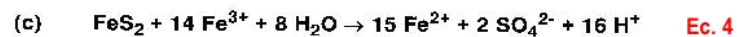
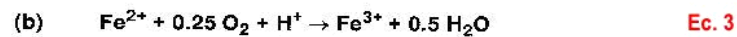
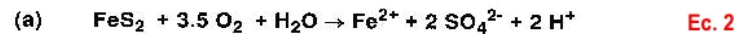


Figura N° 2.12. Reacciones de oxidación del sulfuro en la generación de aguas ácidas.

Fuente: Pérez, 2005

Estas transformaciones físicas, químicas y biológicas, contienen elevadas concentraciones de Fe, Al, SO₄, además de Zn, Mn, Mg, Cu, Cd, Pb y As, que provienen de la disolución de sulfuros y otros minerales asociados.

De la figura 2.12 la Ec.3 puede ser guiada mediante bacterias oxidantes de Fe y S (*Thiobacillus ferrooxidans*, *Leptospirillum ferrooxidans* y otras), que convierten el Fe²⁺ a Fe³⁺, como se aprecia en la figura 2.13.

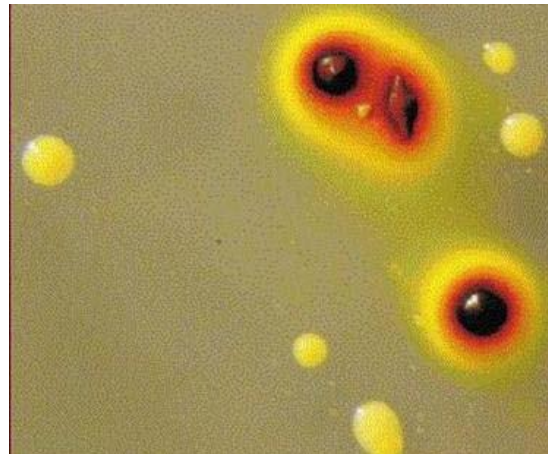
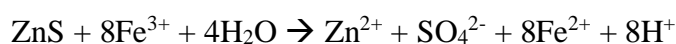
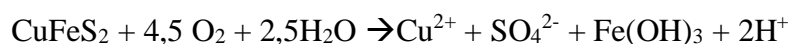


Figura N° 2.13. *Acidithiobacillus ferrooxidans* transformando el Fe²⁺ (ferroso) a Fe³⁺ (férrico) color naranja.

Fuente: Pérez, 2005

También pueden generar acidez los minerales con iones metálicos divalentes, como: calcopirita, esfalerita, galena y otros, que tienen Fe, Cu, As, Pb, Sb, Bi, Zn, Hg, Cd, Mo.

En el caso de la oxidación de la calcopirita por oxígeno y la esfalerita por Fe³⁺ les corresponden las siguientes reacciones:



2.6. ESPECIACIÓN EN AGUAS DE MINA

Para el análisis y para el tratamiento de las aguas no es suficiente cuantificar la cantidad de Fe, Al, Hg, Pb, o S contiene un agua, sino también es necesario saber en qué forma química se encuentran en el mismo.

2.6.1. FASES MINERALÓGICAS EN AMD.

En función del pH-Eh y el contenido de oxígeno, las fases hidroquímicas predominantes en los drenajes de mina son ferrosa, férrica y alumínica, suelen tener las siguientes características:

- Fase ferrosa: pH 1,4 a 3,8; Eh 400 a 650 mV, oxígeno disuelto 0 a 40%, color del agua verde (Fig. N° 2.14).
- Fase férrica: pH 2 a 3,5; Eh 650 a 800 mV, oxígeno disuelto 70 a 100%, color del agua ocre-amarillo (Fig. N° 2.15).
- Fase alumínica: pH 3,8 a 5,2; Eh 500 mV, saturado de oxígeno, y color del agua blanco (Fig. N° 2.16).



Figura N° 2.14. AMD Ferroso

Fuente: Pérez, 2005



Figura N° 2.15. AMD Férrico

Fuente: Pérez, 2005



Figura 2.16. AMD Aluminico.

Fuente: Pérez, 2005

2.7. MINERALOGÍA DE DRENAJES ÁCIDOS.

Los procesos que controlan la formación de las especies minerales en medios ácidos son las que permiten las reacciones siguientes:

- Precipitación/disolución, y
- Sorción/desorción.

2.7.1. PRECIPITADOS FERRUGINOSOS.

Estos minerales secundarios se forman debido a la hidrólisis y la precipitación subsiguiente del hierro sólido representado por el $\text{Fe}(\text{OH})_3$.

Están compuesto por una serie de sedimentos, costras y precipitados de color ocre a blanco-amarillento los cuales son productos de la oxidación de sulfuros e hidrólisis del Fe y Al (Figura N° 2.17) y la oxihidroxisulfatos de Fe y Al amorfos o pobremente cristalinos como son: goetita, ferrihidrita, jarosita, schwertmanita, basalunita y otros.



Figura N° 2.17. Precipitados de oxihidróxidos de Fe

Fuente: Pérez, 2005

Precipitados de color rojo-marrón, corresponde a Ferrihidrita y pequeñas cantidades de goetita, su pH va desde 4 a 5,5 y en algunos casos cercanos a pH neutro, su contenido es de 75 a 81% Fe y de 16 a 20% H_2O .

Precipitados de color naranja-amarillo, la especie mineralógica dominante es la schwertmanita (Figura N° 2.17), su pH esta entre 2,8 y 4,5, está compuesto de 50 a 60% Fe, de 11 a 15% SO_3 , de 18 a 25% H_2O y otros.

Precipitados de color blanco, por lo general corresponde a sulfatos de Al pobremente cristalizados (hidrobasalunita), su pH próximo a 5, contenido mayoritario compuesto de 41 a 45% Al_2O_3 , de 16 a 18% SO_3 y de 18 a 25% H_2O .

Tabla N° 2.6. Bacterias más comunes en AMD

ESPECIE BACTERIANA	CLASE TERMAL	pH OPTIMO	FUENTE ENERGÉTICA. TIPO SEGÚN OXIGENO
Fe Oxidantes			
<i>Leptospirillum ferrooxidans</i>	M	2,5-3	Fe ²⁺ , Sulfuro; aerobio
<i>Thiobacillus ferrooxidans</i>	M	2,5-2,8	obligado
<i>Ferromicrobium acidiphilum</i>	M		S ⁰ , Fe ²⁺ ; aerobio, autótrofo
<i>Ferroplasma acidiphilum</i>	M		Fe ²⁺ ; Heterótrofo
<i>Acidimicrobium ferrooxidans</i>	M, TM		Autótrofo
S Oxidantes			
<i>Thiobacillus thiooxidans</i>	M	2	S ⁰ , autótrofo
<i>Acidithiobacillus caldus</i>	TM		
<i>Thiobacillus neapolitanus</i>	M	2,8	S ⁰ , S ⁻² , aerobio, autótrofo
<i>Thiobacillus acidophilus</i>	M	3	S ⁰ , S ⁻² , heterótrofo
<i>Thiobacillus thioparus</i>	M	4,5	S ⁰ , S ⁻² , aerobio, autótrofo
Fe y S Oxidantes			
<i>Sulfolobus metallicus</i>	T	2	S ⁰ , Fe ²⁺ ; aerobio, autótrofo
<i>Thiobacillus ferrooxidans</i>	M	2,5-2,8	S ⁰ , Fe ²⁺ ; aerobio, autótrofo
<i>Thiobacillus prosperus</i>	M		S ⁰ , Fe ²⁺ ;
<i>Sulfobacillus acidophilus</i>	M		
Fe Oxidantes / reductores			
<i>Acidimicrobium ferrooxidans</i>	M, TM		Autótrofo
Fe Oxidantes / reductores y S Oxidantes			
<i>Sulfobacillus spp</i>	M, TM		

Fuente: “Drenaje Acido de Mina, Generación y Tratamiento” Instituto Geológico y Minero de España, Dirección de Recursos Minerales y Geoambiente por Aduvire O.

CAPITULO III

PROCESOS DE TRATAMIENTO DEL AMD

Como se mencionó anteriormente el AMD, es una solución diluida que contiene ácido sulfúrico, sulfato de hierro y iones en forma férrica y/o ferrosa; su tratamiento consiste en una neutralización mediante la adición de un álcali, oxidando el ion ferroso a la forma férrica soluble, y la remoción de metales precipitantes por el proceso de sedimentación.

Las aguas ácidas de minería se originan mediante la oxidación química y biológica de la pirita. Este fenómeno se produce cuando las rocas conteniendo dichos sulfuros entran en contacto con aire o agua. A esto hay que añadir que un agua ácida procedente de rocas y minerales incluye también numerosos metales en disolución, que aportan una importante toxicidad al efluente.

Así pues, los drenajes ácidos que se producen en las minas subterráneas y a cielo abierto son una de las principales fuentes de contaminación de las aguas superficiales y subterráneas que se encuentran en su entorno.

Para evitar este daño medio ambiental se deben tomar medidas, tanto preventivas (o pasivas) como activas mediante la implantación de métodos de tratamiento de estos efluentes ácidos.

Por lo que se refiere a las tecnologías de tratamiento cabe aclarar que en numerosas ocasiones no es suficiente con un único procedimiento, sino que se hace necesaria la combinación de varios. Todo dependerá de cada caso y sus múltiples variables.

3.1. SISTEMAS DISPONIBLES PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS ACIDAS

La normativa ambiental relacionada con la gestión del recurso hídrico para el sector minero aprobada en los últimos años en Perú, contempla el cumplimiento de unos Límites Máximos y/o Estándares de Calidad, tanto en efluentes procedentes de las instalaciones mineras como en aguas de cursos circundantes denominados cuerpos receptores, además de contar con un plan de gestión ambiental en que se incluye un programa de monitoreo de estas aguas.

Las aguas ácidas de mina (AMD) contienen mayor o menor carga contaminante según una serie de factores, como: la velocidad de reacción de los materiales excavados, capacidad ácido/base de los minerales y residuos mineros, tamaño y solubilidad de los materiales, capacidad de neutralización de las aguas, transporte de oxígeno, movilidad del agua intersticial, permeabilidad del medio, clima y temperatura, evaporación e infiltración, acción catalizadora de las bacterias, adsorción microbiana de metales, precipitación y disolución de los metales durante el transporte, etc., por lo que, es importante realizar una caracterización adecuada de los residuos mineros y de efluentes que se generan en los procesos mineros, a fin de elegir el sistema de control y tratamiento más eficiente y específico a cada drenaje de mina.

Cualquier tipo de vertido de efluentes de mina debe garantizar que éstos sean estables, que no reaccionarán ni químicas ni biológicamente con los elementos naturales del entorno y que no producirán daños al medio ambiente. Un resumen de algunas de las técnicas se da en la Tabla N° 3.1, la combinación de dos o más de estos procesos suele ser necesaria.

Para realizar el estudio se han analizado las normas ambientales de gestión de agua en el sector minero de Perú y se ha recopilado información de innovaciones tecnológicas en control y tratamiento de generación ácida, para ello es indispensable disponer técnicas de caracterización eficaces para formular sistemas de prevención, control, recuperación y tratamiento más sencillos y de menor costo.

Tabla N° 3.1 Técnicas aplicables para efluentes mineros (Ritcey, 1989).

PROCESO	DESCRIPCIÓN	APLICACIONES	COMENTARIOS
Electrodialisis	Movilización iónica producida gracias a fuerzas de transferencia eléctrica a través de membranas permeables. La intensidad de corriente necesaria depende de la concentración de la solución.	Desalinización Tratamiento de aguas ácidas	Problemas de mantenimiento de las celdas Límite de concentración de Fe en solución entrante = 1 mg/l Necesario tratamiento previo de la solución Problemas por la evacuación del concentrado
Osmosis inversa	Flujo del disolvente a través de membranas semipermeables gracias a la presión osmótica.	Desalinización Tratamiento de aguas ácidas	Sedimentación de CaSO ₄ en la membrana Elevada presión (de 4 a 10 MPa) Problemas de evacuación del concentrado
Intercambio iónico	Resinas aniónicas y catiónicas reemplazan los contaminantes por iones H ⁺ , OH ⁻ y otros.	Desalinización Ablandamiento del agua Tratamiento de aguas ácidas Extracción de uranio	Selectividad y degradabilidad de las resinas
Evaporación por destilación	Se evapora el agua pura y se extrae una solución concentrada.	Desalinización Tratamiento de aguas ácidas Industria del petróleo	Procesos corrosivos Inconvenientes por la evacuación del concentrado

Congelación	A medida que se forma el hielo, la solución se hace más concentrada y precipitan las impurezas.	Desalinización Tratamiento de aguas ácidas	Menores costes energéticos que la evaporación La precipitación de metales puede producir problemas de corrosión
Flotación iónica con espumantes	El activante liga a los iones disueltos con burbujas de aire. Los residuos se retiran con la espuma.	Concentración de elementos traza en el océano Tratamiento de soluciones muy diluidas	Surfactante residual en el agua Posible aplicación para concentración de mineral a partir de soluciones diluidas
Extracción con disolvente	El soluto pasa del agua al disolvente debido a que su solubilidad en éste es mayor que en el agua. El soluto se extrae del disolvente. El disolvente se recicla.	Extracción de uranio. Retirada de contaminantes orgánicos presentes en los efluentes. Tratamiento de aguas ácidas. Separación del petróleo y el agua.	El disolvente puede contaminar el efluente. Hay que evitar las fugas de disolvente. La concentración del soluto en el efluente puede ser todavía grande. Su coste depende del grado de recuperación del disolvente. La recuperación de los metales al 95 %.
Adsorción por carbón activo	Adsorción de metales pesados.	Oxidación del hierro en aguas ácidas	Método económico al utilizar el carbón como catalizador Factible su empleo repetido No es un método de tratamiento completo, sino intermedio

PROCESO	DESCRIPCIÓN	APLICACIONES	COMENTARIOS
Neutrólisis	Combinación de neutralización y ósmosis inversa mediante la recirculación del concentrado del proceso de ósmosis a través de la etapa de neutralización.	Tratamiento de aguas ácidas	Elimina la capa de CaSO ₄ que se formaba en la ósmosis inversa La acumulación de Mn puede causar problemas
Oxidación por ozono	Oxidación de ión ferroso a férrico seguida de neutralización.	Tratamiento de efluentes ferrosos y aguas ácidas	Mejor control y menores costes que la oxidación convencional suplementaria al proceso de neutralización
Técnicas de control biológico	Existen distintos métodos. Su aplicabilidad depende de la naturaleza de la solución a tratar y de la disponibilidad de nutrientes. Trabajan en rangos del pH comprendidos entre 6 y 8. En algunos casos con pH entre 3 y 4,5.	Dependiendo de la técnica escogida pueden ser: Reducción de la acidez del medio aumentando su pH. Reducción de la concentración de ión ferroso. Adsorción de metales. Eliminación de compuestos nitrogenados. Eliminación del cianuro empleado en la concentración del oro.	Algunos de los métodos empleados son: Circulación de aguas ácidas a través de humedales artificiales con <i>shagnum</i> o <i>typhas</i> . Procesos de bioadsorción o de adsorción de metales en turba. Barreras biológicas. Nitrificación y desnitrificación bacteriana. Neutralización y reducción bacteriana.

FUENTE: Recuperado de “Tailings management: problems and solutions in the mining industry” Ritcey, G.M.

3.2. TRATAMIENTO QUIMICO ACTIVO DE DRENAJES ACIDOS

Se basan en la adición de sustancias alcalinas, como son la cal, cal hidratada, caliza triturada, sosa cáustica, carbonato sódico o amoniaco, con el fin de la neutralización del ácido y tener condiciones para la precipitación de los metales pesados.

Estos metales precipitan como hidróxidos insolubles en un intervalo de pH que suele estar comprendido entre 8,5 a 10. El hierro ferroso se convierte en hidróxido ferroso a pH superior a 8,5 y el manganeso se transforma en insoluble cuando el pH es superior a 9,5. El aluminio precipita en el agua a un pH de 5,5 pero se vuelve otra vez soluble a pH superior a 8,5. se suele elevar el pH hasta 9, a mayor basicidad aumenta la solubilidad del Pb y Zn.

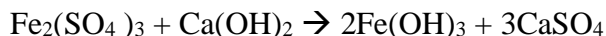
La mayoría de sistemas están basados en la precipitación de hidróxidos, que se realiza en tres pasos:

a) Oxidación (para convertir Fe^{2+} en Fe^{3+})

Se lleva a cabo tomando oxígeno de la atmósfera mediante la agitación de las aguas en unos tanques. Con esto se consigue modificar el estado del hierro haciéndolo insoluble.

b) Precipitación de los hidróxidos de hierro.

Los hidróxidos se forman al reaccionar el sulfato férrico con agentes alcalinos, con cal:



Las dosis con álcalis pueden ser especialmente con: $Ca(OH)_2$ pero también con $Na(OH)_2$, $NaHCO_3$ y otras sustancias.

c) Sedimentación.

En la cual se depositan los complejos de iones metálicos formando glómeros que van a sedimentar debido a su peso específico generado.

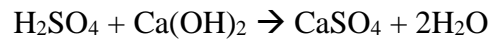
Los tratamientos químicos más comunes, son los siguientes:

- Tratamiento con cal
- Tratamiento con caliza/cal
- Tratamiento con soda cáustica
- Tratamiento con carbonato sódico

a) Tratamiento con cal

Se utiliza cal hidratada $\text{Ca}(\text{OH})_2$ útil para tratar grandes caudales con alta acidez; como la cal hidratada es hidrófoba, para una mezcla con el agua, se precisa de un agitador. Cuando se pretende eliminar el hierro, en el proceso de agitación se incorpora la aireación para lograr la oxidación del hierro ferroso a hierro férrico.

Los lodos tienen una gran cantidad de sulfato cálcico, que desde los decantadores pueden bombearse a una balsa de almacenamiento o escurrir el agua en filtros prensa para una manipulación de los sólidos.



Tiene una limitación para alcanzar un pH muy alto para precipitar metales como el manganeso.



Figura N° 3.1. Sistema de aireación de aguas ácidas con cal.

Fuente: Pérez, 2005

b) Tratamiento con caliza/cal

La caliza CaCO_3 es más barata que la cal y fácil de manipular. Se utiliza para elevar el pH hasta 4 ó 4,5 en una primera etapa de tratamiento y a continuación seguir con el proceso empleando cal.

Si se opta por este tipo de tratamiento combinado, hay que tener en cuenta que la caliza

tiene una baja solubilidad, además, existe el inconveniente de recubrirse de precipitados de sales o sulfatos formados a partir de los metales disueltos en el agua.

Así, por ejemplo, si la concentración de hierro es superior a 5 mg/l, la caliza perderá su efectividad al cabo de muy poco tiempo debido a la formación del complejo de las partículas.



Los inconvenientes para este proceso son: cantidades muy grandes, y largo tiempo de retención para la neutralización ya que la velocidad de oxidación del hierro es muy lenta (10 a 25 ppm/min) en un pH (6,8 a 8,0) en el que se opera las reacciones.

c) Tratamiento con soda cáustica

Este método se utiliza para pequeños caudales de drenajes de mina, el hidróxido sódico es muy soluble y eleva el pH de una forma muy rápida. El inconveniente es su alto costo y el peligro de su manipulación.

d) Tratamiento con carbonato sódico

Puede utilizarse para drenajes de mina con pequeños caudales y muy bajas concentraciones de hierro. Las briquetas, se colocan en canales, a través de los cuales se hace pasar los efluentes ácidos.

La remoción de iones metálicos se ve favorecido por la capacidad adsorbente de la dolomita, además al ser un compuesto de carbonato doble de calcio y magnesio ($\text{CaCO}_3 \cdot \text{MgCO}_3$) ayuda a neutralizar las aguas que presentan pH ácidos.

(Alfonso A. Romero, 2010) desarrollaron un tratamiento para mejorar la calidad de los efluentes generados en las industrias minero metalúrgicas, el tratamiento consistió en el uso de dolomita que cumplió una función de adsorbente mediante el cual se redujo las concentraciones de metales pesados presente en forma de iones disueltos en las aguas ácidas. La dolomita al ser un mineral no metálico de CaCO_3 y MgCO_3 no genera contaminación colateral siendo su uso como adsorbente un tratamiento limpio, además fue efectivo en la remoción de metales pesado

presentes en los efluentes, en base a los resultados eficientes el tratamiento de los efluentes de las plantas concentradoras puede desarrollarse en una escala piloto para posteriormente generar una planta de tratamiento de aguas ácidas con dolomita a escala industrial.

Tabla N° 3.2. Agentes para eliminar iones metálicos pesados por precipitación.

AGENTE DE PRECIPITACIÓN	VENTAJAS	INCONVENIENTES
Hidróxido cálcico	Bajo costo	Impurezas, proceso lento Precipita CaSO_4 , CaCO_3
Carbonato sódico	Soluble. Rápido	Coste superior
Hidróxido sódico	Limpio. Rápido	Coste relativamente alto
Amoníaco	Soluble. Rápido	Formación de complejos, nitrato amónico residual
Sulfuro sódico	Productos muy insolubles	Desprende H_2S
Ácido sulfúrico	Rápido. Bajo coste	Precipita CaSO_4
Ácido clorhídrico	Rápido. Limpio	Coste relativamente alto
Dióxido de carbono	Disponibles gases combustibles	

Fuente: Pérez, 2005

3.2.1. TRATAMIENTO DE AGUAS ÁCIDAS EN UNA PLANTA HDS.

Para ello se realiza un enfoque sencillo del tratamiento de aguas ácidas lo cual constituye el proceso *HDS (high- density sludge)*. El cual se desarrollara más adelante, ya que es la parte central del trabajo.

3.2.2. PROCESO DE NEUTRALIZACION CONVENCIONAL

El proceso de neutralización convencional involucra cinco etapas:

- Homogeneización
- Neutralización (mezclado)
- Aireación
- Sedimentación
- Disposición de lodos (EPA 1973; Bullen 2013).

El sistema empleado es de flujo continuo y por gravedad, como se ilustra en la figura N° 3.2; para simplificar el sistema de control y minimizar la mano de obra, se necesita un flujo constante con variaciones pequeñas. Para realizar esto, el AMD se colecta en grandes depósitos de homogeneización o en piletas.

Estos depósitos deben tener una capacidad de almacenamiento de 2 ó 3 días, para el caso de periodos de suspensión de caudal. Normalmente el drenaje es mantenido en el tanque de 12 a 24 horas para su homogeneización y para asegurar que el tratamiento sea de calidad en las siguientes etapas. Después de este tiempo de retención el drenaje ácido pasa por gravedad a la planta de tratamiento. La cal es usada como álcali a lo largo del tratamiento y la selección entre usar cal viva o lechada de cal es determinada por la disponibilidad y costo.

La aireación es el proceso directo de oxidación del ion ferroso a la forma férrica menos soluble. El ion ferroso es mucho más soluble que el ion férrico, con una solubilidad mínima en el intervalo de pH de 9.3 a 12.0. El ion férrico es poco soluble y precipita como hidróxido a pH de 4.0. Obviamente hay una ventaja económica en la remoción del hierro en forma férrica a bajos valores de pH. Se requiere menos cal para la neutralización manteniendo una solubilidad mínima de hierro.

Debido que el drenaje ha sido neutralizado y el ion ferroso oxidado, la etapa siguiente es la sedimentación, en la cual son removidos los lodos generados. Una parte esencial de este proceso de tratamiento, es la planeación adecuada para la disposición de los lodos, ya que ello representa una parte significativa en cuanto a construcción y costos del sistema.

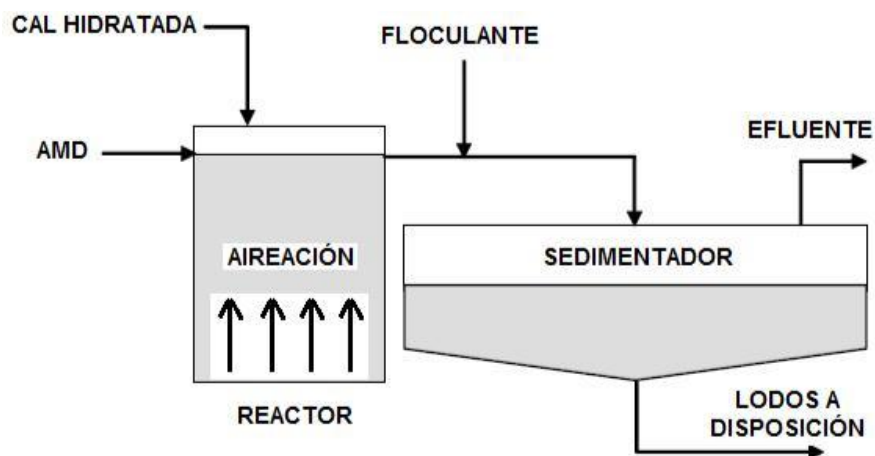


Figura N° 3.2. Proceso de neutralización convencional

Fuente: Barrera 2008

3.2.3. OSMOSIS INVERSA

La aplicación de la ósmosis inversa (OI) para el tratamiento del AMD ha sido extensamente estudiada (Aubé y Lee 2015; Wilmoth 1973; Ritcey 1989). Estos estudios han demostrado que la OI puede ser altamente efectiva en la remoción de los sólidos disueltos en el AMD.

La ósmosis ocurre si dos soluciones de diferentes concentraciones son separadas con el mismo solvente una de la otra mediante una membrana. Si la membrana es semipermeable (permeable al disolvente y no a los solutos), entonces el disolvente puede fluir de la solución más diluida a la solución más concentrada hasta que la concentración sea igual en ambas soluciones.

En este sistema de tratamiento, la dirección del disolvente es revertida por la aplicación de presión a la solución más concentrada.

Los problemas con las membranas es que se ensucian por el incremento en las concentraciones de varios componentes durante el proceso; el más importante es la cantidad de hierro formado. En este sentido, la OI es un proceso complicado y costoso comparado con otros métodos de tratamiento.

3.2.4. INTERCAMBIO IONICO

El intercambio iónico, es un proceso utilizado para la remoción de iones disueltos del AMD (Aubé y Lee 2015; Ritcey 1989; Wilmoth *et al.* 1977). Para ser efectivo el intercambio iónico, el medio sólido deberá contener iones propios, ser insoluble en agua y tener estructura porosa para el libre paso de las moléculas de agua.

Entre la solución y el medio de intercambio se mantiene un balance de cargas, es decir, la electroneutralidad; el número de cargas, no el número de iones, debe permanecer constante.

La aplicación de estos sistemas de intercambio iónico para el tratamiento de AMD ha sido estudiada principalmente para producir agua potable removiendo los sólidos disueltos totalmente. Los procesos desarrollados incluyen el proceso “Sulbisul”, el proceso modificado “De sal” y el proceso de “dos Resinas”.

La operación y funcionamiento de los primeros dos procesos han sido demostrados en plantas piloto y a nivel macro, concluyéndose que pueden ser usados para la desmineralización del AMD y producir agua con calidad aceptable para uso potable o industrial, sin embargo, los costos de operación no parecen competir con otros métodos.

En la figura N° 3.3, se presenta un esquema del proceso modificado De sal, el cual no está limitado por sólidos disueltos o por pH; sin embargo, se necesitan grandes cantidades de CO₂ para una efectiva utilización de la resina.

La limitación es que el AMD contiene iones hierro en forma férrica y puede causar el ensuciamiento en la cama aniónica por la precipitación del hidróxido férrico. Por otro lado el amoniaco se utiliza como regenerante alcalino para desplazar los sulfatos de la resina agotada.

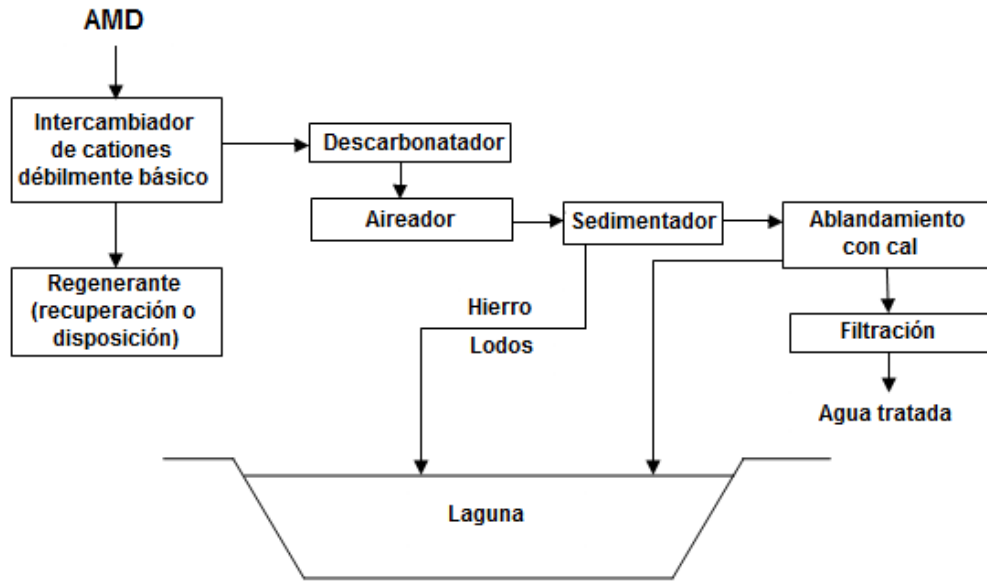


Figura N° 3.3. Proceso modificado DESAL

Fuente: Barrera 2008

3.2.5. ABLANDAMIENTO QUIMICO

El ablandamiento químico, es empleado como un proceso de tratamiento para remover iones disueltos del AMD, considerando al efluente para uso industrial o como agua potable. Se consideran dos procesos para el tratamiento del AMD, el de cal-sosa y alúmina-cal-sosa (Nebgen *et al.* 1976).

Para la aplicación del sistema de ablandamiento cal-sosa, se aplican las primeras cuatro etapas del proceso de neutralización convencional (homogeneización, neutralización, oxidación y sedimentación), luego el efluente entra a un tanque de mezcla rápida para la adición de químicos en el primer proceso de ablandamiento; esta etapa es seguida de la floculación, sedimentación, recarbonatación, filtración y cloración para alcanzar niveles aceptables de pureza y ser utilizada como agua potable o para uso industrial; en la figura N° 3.4, se presenta el esquema del proceso alúmina-cal-sosa.

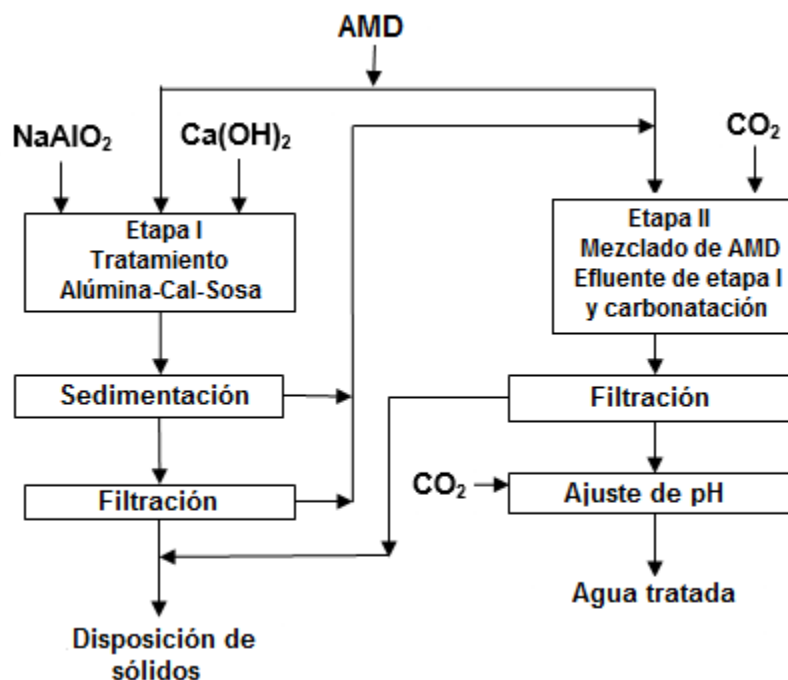


Figura N° 3.4. Proceso de ablandamiento aluminio – cal – sosa

Fuente: Camprubi 2006

3.2.6. TRATAMIENTO DE AGUAS ÁCIDAS MEDIANTE EL PROCESO NCD.

El procedimiento aprovecha la característica coloidal de los precipitados obtenidos al neutralizar aguas ácidas de minas y la energía cinética que el efluente genera durante su conducción por canal o tubería.

El agente neutralizante se añade al canal de conducción, en forma soluble o finamente dividido en una pulpa, a una distancia aguas arriba del punto de descarga suficiente para proporcionar el tiempo de contacto requerido para completar las reacciones de neutralización y precipitación de metales disueltos.

La velocidad del efluente supera largamente la velocidad crítica de los precipitados generados y del agente neutralizante no consumido, debido a su granulometría fina.

La separación sólido-líquido del efluente neutralizado se logra mezclando rápidamente con residuos (relaves) mineros, cuarzo, magnetita, caliza, suelos, escoria, u otro material sólido de carácter granular, que coagula los precipitados coloidales sobre su superficie, reduce su volumen y sedimenta rápidamente. El material coagulante puede ser separado y recirculado con relativa facilidad.

El procedimiento tiene aplicación en el tratamiento de efluentes ácidos, neutros o alcalinos en el sector minero, metalúrgico e industrial.

Los sedimentos obtenidos son mucho más densos que los obtenidos convencionalmente, y el volumen final del sedimento es similar al volumen del agente coagulante empleado. Los sedimentos obtenidos pueden filtrarse

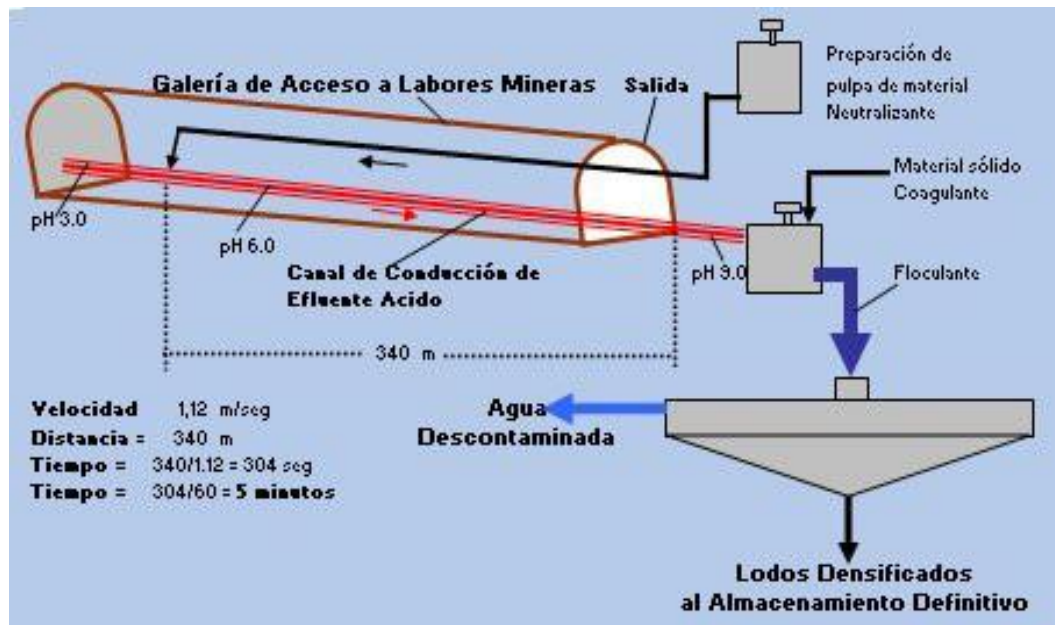


Figura N° 3.5. Planta de tratamiento de aguas ácidas por el proceso de neutralización- coagulación-decantación (NCD)

Fuente: Villachica, 2005.

La aplicación de residuos de planta de beneficio u otro material sólido granular como medio coagulante de los precipitados coloidales complementa el tratamiento y hace innecesario la compleja y costosa recirculación de lodos neutralizados para obtener precipitados densos, que caracteriza la tecnología más moderna de las plantas HDS.



Figura N° 3.6. La neutralización objetivo principal.

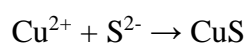
Fuente: Camprubi 2006

3.2.7. TRATAMIENTO DE AGUAS ACIDAS MEDIANTE EL PROCESO BIOTEQ.

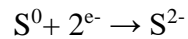
En la actualidad también existen en el mercado procesos como los de Bioteq basados en la reducción de azufre y sulfato, para el tratamiento de aguas ácidas en el que además de obtener un agua limpia se obtiene un producto concentrado con posibilidades de aprovechamiento para la recuperación de metales.

Uno de estos procesos se basa en la reducción del azufre (BioSulphide®) que tiene dos etapas: química y biológica. En la etapa química los metales son removidos del agua mediante precipitación con sulfuro biogénico producido en la etapa biológica. Los metales como cobre, zinc o níquel pueden ser precipitados de manera separada en forma de concentrados. El sulfuro puede ser producido ya sea por reducción biológica de azufre elemental o de sulfato, utilizando cultivos de bacterias reductoras.

El drenaje ácido de mina ingresa al mezclador o contactor, gas-líquido el cual consiste en un tanque agitador en el que se introduce gas de sulfuro de hidrógeno proveniente del birreactor. La precipitación de metales se representa mediante la siguiente reacción:



El sulfuro de hidrógeno es producido en un bioreactor en el cual un cultivo bacterial anaeróbico mezclado reduce azufre elemental, con la adición de un donante de electrones y otros nutrientes:



El gas del contactor, conteniendo principalmente N_2 y CO_2 , es reciclado al bioreactor donde es usado para extraer H_2S del licor del bioreactor hacia la fase de gas. El H_2S y el CO_2 son consumidos por el proceso y el N_2 es reciclado como gas portante.

Como producto se obtiene por precipitación un producto con alto contenido metálico (Cu, Zn), generalmente mayor a 50%. Los concentrados de metal precipitado son recuperados en un clarificador y luego espesados usando una prensa filtrante para alcanzar los requerimientos de humedad de la fundición.

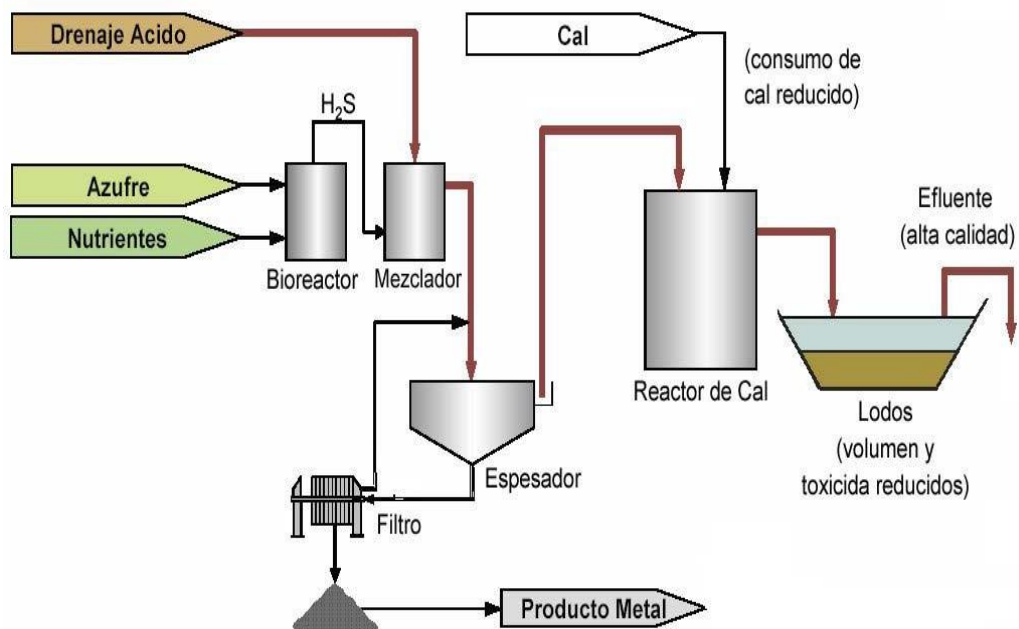


Figura N° 3.7. Planta de tratamiento de aguas ácidas por el proceso Bioteq mediante la reducción del sulfato y recuperación de metales.

Fuente: Camprubi 2006

3.3. TRATAMIENTO POR METODOS PASIVOS: DE DRENAJES ACIDOS

Entre los métodos de tratamiento pasivo que podrían aplicarse, para flujos superficiales tenemos los humedales artificiales, drenajes anóxicos, balsas orgánicas y sistemas de producción alcalina; para flujos subterráneos las barreras reactivas permeables (PRB, *Permeable Reactive Barriers*), y para lagos mineros los bioprocesos anaerobios. El objetivo principal es la supresión de la acidez, la precipitación de los metales pesados y la eliminación de sustancias contaminantes.

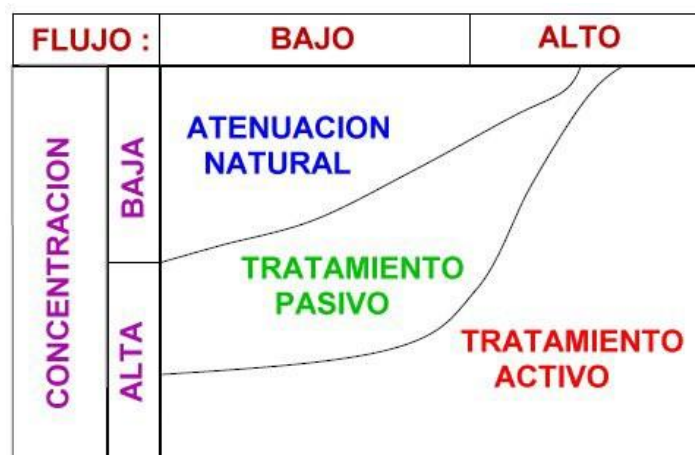


Figura N° 3.8. Rango óptimo de aplicación de tratamiento de aguas ácidas.

Fuente: Barrera 2008

3.3.1. SISTEMAS DE TRATAMIENTO PARA FLUJOS SUPERFICIALES

Generalmente, en estos sistemas de tratamiento se recurre al empleo de bacterias para catalizar las reacciones y acelerar los procesos que forman a los precipitados, así como también al uso de material alcalino para neutralizar la acidez.

3.3.1.1. HUMEDALES AEROBIOS

En los humedales aerobios artificiales se pretende reproducir los fenómenos y procesos de los humedales naturales (pantanos, marismas, turberas, etc.), creando un ambiente propicio para el desarrollo de ciertas plantas (*Tipha*, *Equisetum*, carrizo, juncos, etc.), comunidades de organismos (algas, protozoos y bacterias) y musgos (*Sphagnum*), los

cuales participan en la depuración del agua (Kadlec y Knight, 1996). Estos humedales ocupan una gran superficie y tienen una somera lámina de agua que inunda el substrato sobre el que se desarrolla la vegetación. El lento fluir del agua en el humedal permite alcanzar el tiempo de retención necesario para que tengan lugar los lentos procesos depuradores del agua.

Estos sistemas favorecen el contacto entre el agua contaminada y el aire atmosférico mediante el empleo de plantas acuáticas, al liberar éstas oxígeno por sus raíces y rizomas; para que la vegetación emergente actúe de este modo el espesor de la lámina de agua no debe superar los 30 cm.

El substrato oxigenado del humedal propicia la formación de un hábitat para que se desarrollen ciertas colonias de bacterias que actúan como catalizadoras en la reacción de oxidación de los contaminantes presentes en el humedal, transformando en el caso del hierro el Fe^{2+} a Fe^{3+} el cual finalmente precipita en forma de hidróxido.

El crecimiento natural de algas en los humedales favorece la bio acumulación de metales pesados, especialmente Fe y Mn que son utilizados como macronutrientes.

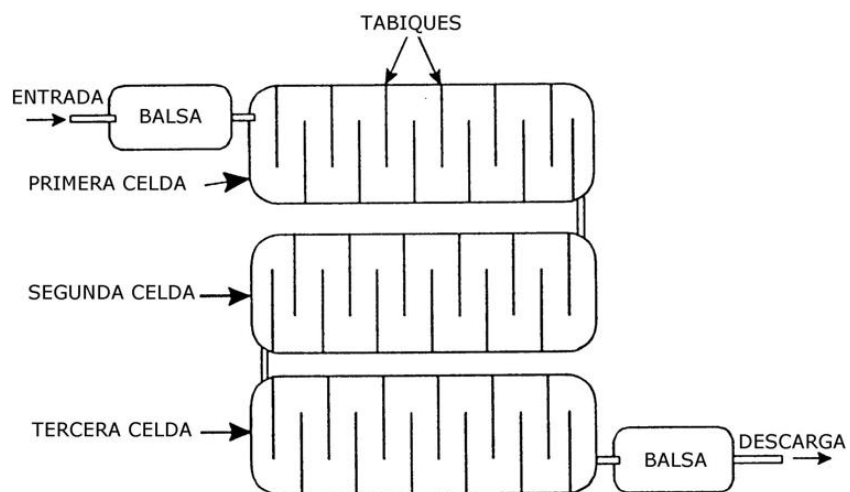
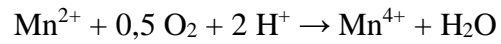
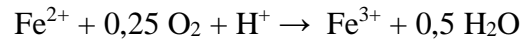


Figura N° 3.9. Disposición de celdas y circulación del agua en un humedal aerobio.

Fuente: Camprubi 2006

Las bacterias presentes en la columna de agua, substrato y rizósfera (zona de raíces) pueden catalizar la oxidación de metales, particularmente la oxidación de Fe^{2+} a Fe^{3+}

y en menor medida el Mn, según las siguientes reacciones:



Aunque la cinética de remoción de hierro y manganeso en los humedales es diferente, en la práctica se ha comprobado que la remoción de Mn se paraliza cuando la concentración de Fe^{2+} es menor a 1 mg/l.

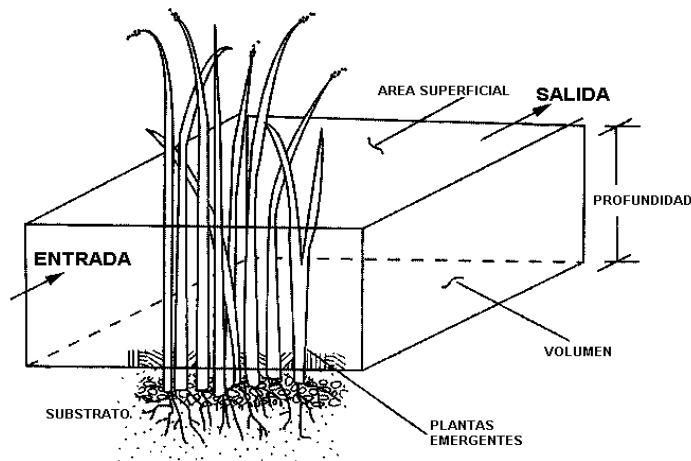


Figura N° 3.10. Variables que se consideran en el diseño de un humedal.

Fuente: Camprubi 2006

Además, del tipo de plantas (figura N° 3.11) se selecciona en función de las concentraciones y variedad de metales presentes en el influente.



Figura N° 3.11. Plantas hidrófilas emergentes del género Typha como las aneas, espadañas y amentos utilizadas en humedales (wetlands).

Fuente: Pérez 2005

Debido a que estos humedales incrementan muy poco el pH del agua, generalmente, se suele hacer un tratamiento previo en un canal óxido calizo (OLC) o un ALD para añadir alcalinidad al agua de mina que ingresa al humedal.

3.3.1.2. HUMEDALES ANAEROBIOS O BALSAS ORGANICAS

En este tipo de humedal el agua de mina fluye por gravedad y el incremento del pH hasta niveles cercanos al neutro se debe a la alcalinidad de los bicarbonatos que se generan en el sistema a partir de la reducción anaerobia del sulfato y la disolución de la caliza (CaCO_3), para evitar que se produzcan procesos aerobios que desencadenen la generación de acidez metálica a través de la hidrólisis de algunos metales se recurre al pre-tratamiento del agua ácida con caliza en condiciones atmosféricas.

Para favorecer las condiciones anóxicas que se requieren para su correcto funcionamiento, la altura de la lámina de agua ha de superar los 30 cm. Esta lámina cubre un substrato permeable de un espesor de 30-60 cm formado mayoritariamente por material orgánico (70-90% de estiércol, compost, turba, heno, aserrín, etc.), que está entremezclado o bien dispuesto sobre una capa de caliza (figura N° 3.12).

La finalidad del substrato orgánico es eliminar el oxígeno disuelto, reducir el Fe^{3+} a Fe^{2+} , y generar alcalinidad mediante procesos químicos o con intervención de microorganismos.

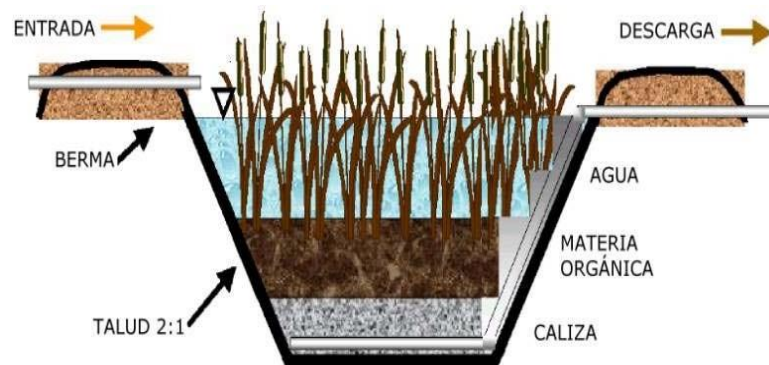


Figura N° 3.12. Disposición de las capas en un humedal anaerobio.

Fuente: Barrera 2008

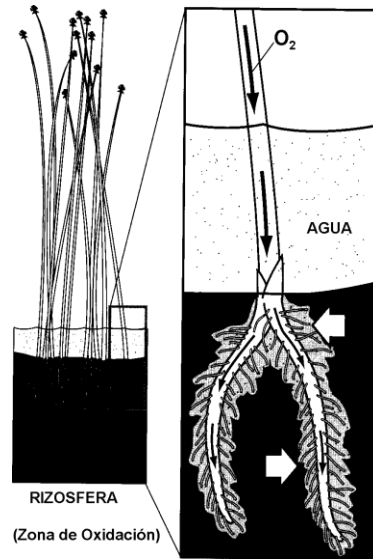


Figura N° 3.13. Ingreso de oxígeno a través de raíces de las plantas del humedal.

Fuente: Camprubi 2006

3.3.1.3. DRENAJE ANOXICO CALIZO (ALD)

Este sistema consiste en una zanja rellena con gravas de caliza u otro material calcáreo sellada a techo por una capa de tierra arcillosa y una geomembrana impermeable para mantener unas condiciones anóxicas, con lo que se consigue incrementar la presión parcial del CO_2 para maximizar la disolución de la caliza (figura N° 3.14).

El agua ácida de mina se hace circular por el interior de la zanja provocando la disolución de la caliza, lo que genera alcalinidad ($\text{HCO}_3^- + \text{OH}^-$) y eleva el pH del agua circulante.

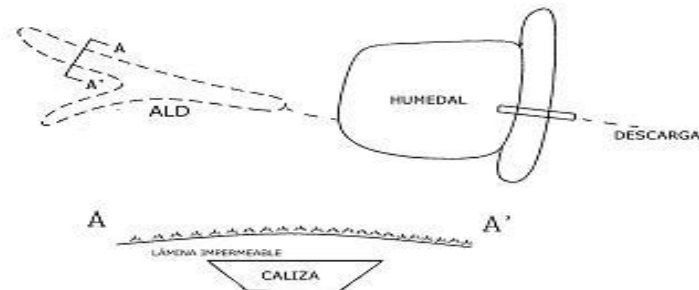


Figura N° 3.14. Tratamiento combinado compuesto por sistema ALD y humedal.

Fuente: Camprubi 2006



Figura N° 3.15. Balsas de oxidación y precipitación a la salida de un ALD.

Fuente: Barrera, 2008

3.3.1.4. CANAL O DRENAJE OXICO CALIZO (OLC 6OLD).

Es un canal cuyo lecho esta relleno de caliza por el que fluye el agua a tratar (Fig. N° 3.16), cuyo objetivo es incrementar el pH y la alcalinidad para disminuir la acidez. El elevado contenido de oxígeno, produce la oxidación e hidrólisis del Fe y Al disueltos, que precipitan como oxihidróxidos.



Figura N° 3.16. Circulación del agua a través de un canal revertido de caliza y construido en una escombrera restaurada.

Fuente: Barrera, 2008

3.3.1.5. SISTEMA DE PRODUCCION SUCESIVA DE ALCALINIDAD (SAPS).

Este sistema de tratamiento de aguas ácidas de mina fue desarrollado por Kepler y McCleary (1994) para solucionar el problema de la gran superficie que requieren los

humedales anaerobios y la precipitación de los hidróxidos de Fe y Al en los sistemas ALD. Por tanto, en un SAPS se buscan los objetivos de una balsa orgánica (reducción del sulfato y retención metálica) y un ALD (incrementar la alcalinidad).

Un SAPS consiste en un estanque en cuyo interior se depositan bajo agua dos substratos, uno de material alcalino y otro de compuestos orgánicos, que están en una profundidad de entre 1 y 3 m, y que es drenado por la parte inferior mediante un conjunto de tubos (figura N° 3.17).

El substrato inferior es de caliza (0,5 a 1 m de espesor) y sirve para neutralizar el pH del influente. La capa superior es de material orgánico (0,1 a 0,5 m de espesor) y en ella se elimina el oxígeno disuelto del agua, se reduce el sulfato y se transforma el Fe^{3+} en Fe^{2+} , evitándose la precipitación del hidróxido de Fe^{3+} sobre la capa de caliza (Skousen *et al.*, 1998; USEPA,2000).

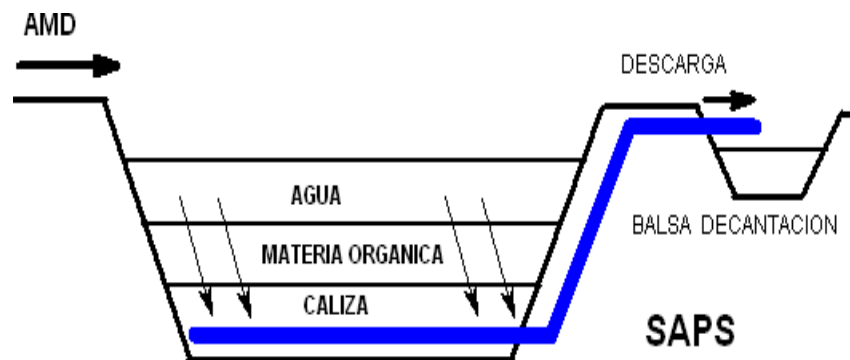


Figura N° 3.17. Disposición de los substratos y dirección del flujo de agua.

Fuente: USEPA,2000

CAPITULO IV

PRUEBAS EXPERIMENTALES PARA EL PROCESO DE LODOS DE ALTA DENSIDAD (HDS)

En el proceso de HDS, el limo o la piedra caliza y los lodos reciclados se añaden al depósito de mezcla de limo-lodos al comienzo del proceso. Esto se convierte en el principal agente de neutralización, con lo cual se consigue una importante reducción del volumen de lodos que resulta de un aumento en la densidad del lodo.

El proceso HDS, conlleva una modificación del proceso de neutralización convencional y consiste simplemente en recircular lodos para llevar a cabo una reactividad mayor de la cal y producir pequeños volúmenes de lodos con un contenido mayor de sólidos.

Este procedimiento se desarrolló en 1970 por Bethlehem Steel Corporation; en este proceso produce una densificación de lodos que reduce su volumen aún más que en el proceso convencional.

4.1. CARACTERIZACION DEL AMD

Para hacer la caracterización primero tengo que describir que significa cada uno de los términos que se han usado, luego mostrar cómo se ha hecho el procedimiento de caracterización de cada componente según APHA- AWWA-WPCF 2005. (Ver anexo N°01)

Dependiendo del tipo de estructura mineralizada, los productos de la actividad minera en conjunto con las soluciones que fluyen en una mina húmeda, constituyen zonas potencialmente peligrosas para la generación de agua ácida. Por ello el drenaje ácido de mina

(AMD), es el proceso mediante el cual, algunos minerales sulfurados se oxidan formando ácido sulfúrico (la pirita es el mineral que comúnmente genera este ácido).

El objetivo principal es presentar a través de un estudio, el diseño de una planta de tratamiento para el drenaje ácido de esta mina, a través de los resultados obtenidos en la caracterización fisicoquímica del agua ácida, pruebas de jarras, sedimentación, relación de lodos recirculados y tasa de oxidación.

Considerando la cantidad mínima de equipos y reactivos a utilizar, además de la producción mínima de volúmenes de lodo con un contenido mayor de sólidos, el proceso HDS representa una opción viable para el tratamiento del AMD en la mina ser estudiada.

4.1.2. PROCEDIMIENTOS SEGÚN APHA- AWWA-WPCF 2005.

4.1.2.1. SÓLIDOS TOTALES, VOLÁTILES Y FIJOS: METODO GRAVIMETRICO

Los sólidos totales son los residuos resultantes luego de la evaporación y secado de la muestra en una estufa a 103-105°C. Los sólidos totales incluyen volátiles y fijos.

Los sólidos fijos son los residuos resultantes luego de calcinar la muestra a 550±50 °C; los sólidos volátiles corresponden a los compuestos perdidos durante la calcinación a 550±50°C. Se determinan por diferencia de peso entre sólidos totales y fijos.

MUESTREO Y PRESERVACION DE LA MUESTRA

Recolectar la muestra en envases de vidrio y de plástico de 1 L de capacidad; luego refrigerar a 4°C. Seguidamente analizar antes de los 7 días de ser tomadas las muestras.

EQUIPOS Y MATERIALES

- Cápsulas de porcelana de 90 mm de diámetro.
- Baño de agua, con soporte para las cápsulas
- Estufa para operar a 103-105°C.
- Mufla para operar a 550 ± 50°C.
- Desecador conteniendo un desecante con indicador coloreado de humedad.
- Balanza analítica de precisión 0.1 mg.

- Probetas de 10 y 100 ml
- Equipo de jarras
- Turbidímetro
- Peachímetro
- Vasos de 1000, 400 y 50 ml

4.1.2.1.1. SÓLIDOS TOTALES

A.- Preparación de cápsulas

Colocar las cápsulas en mufla a $550 \pm 50^{\circ}\text{C}$ durante 1 hora. Dejar enfriar en desecador y pesar antes de su uso.

B.- Determinación

- a. Tomar un volumen de muestra homogeneizada que de un residuo seco entre 2.5 y 200 mg. Verter el volumen medido en la cápsula preparada y evaporar en el baño de agua a sequedad. Evitar pérdidas de la muestra por ebullición.
- b. Secar la muestra en estufa a $103\text{-}105^{\circ}\text{C}$ durante 1 hora. Enfriar en desecador y pesar. Repetir el ciclo de secado, enfriado en desecador y pesado hasta que se obtenga peso constante o que la pérdida de peso sea menor al 4% que el peso previo o menos de 0.5 mg (el que sea menor).
- c. Calcinar la muestra en mufla a $550 \pm 50^{\circ}\text{C}$ durante 1 hora. Enfriar en desecador y pesar. Repetir el ciclo de secado, enfriado en desecador y pesado hasta que se obtenga peso constante o que la pérdida de peso sea menor al 4 % que el peso previo o menos de 0.5 mg (el que sea menor).

C.- Cálculos y expresión de resultados

$$\text{ST, mg/L} = \frac{(\text{P}_2 - \text{P}_1) \times 1000}{\text{V}}$$

V

$$\text{STF, mg/L} = \frac{(P_3 - P_1) \times 1000}{V}$$

V

$$\text{STV, mg/L} = \text{ST} - \text{STF}$$

Donde:

ST	= sólidos totales en mg/L
STF	= sólidos totales fijos en mg/L
STV	= sólidos totales volátiles en mg/L
P1	= peso de la cápsula preparada en mg.
P2	= peso de la cápsula más el residuo seco a 103-105°C en mg.
P3	= peso de la cápsula más el residuo calcinado a 550°C en mg.
V	= volumen de muestra tomado en mL.

4.1.2.2. SÓLIDOS DISUELTOS TOTALES SDT

La reducción de los SDT se logra mediante procesos como ósmosis inversa, electro de ionización, desmineralización o destilación.

El contenido de SDT de un agua puede estimarse midiendo la conductividad eléctrica (CE) de la misma, ya que aquellos sólidos que se ionizan, aumentan la CE. El agua pura tiene una CE prácticamente de cero.

Existen equipos que, mediante la CE, estiman los SDT, pero hay que tener en cuenta que no consideran aquellos sólidos que no se ionizan al disolverse en el agua. El valor de los SDT en mg/L es de entre 0,5 y 1,0 veces el valor de la CE en micro Siemens/cm (dependiendo de la temperatura y del nivel de concentración de SDT).

El total de sólidos disueltos (o TDS) es la medida de todas las sustancias orgánicas e inorgánicas disueltas en un líquido determinado, que revela la proporción de diferentes sólidos.

Para los datos del TDS se debe de tener en cuenta

4.1.2.2.1. EQUIPO: MEDIDOR DE CONDUCTIVIDAD ELECTRICA

MATERIALES

- Un vaso de precipitado limpio, debidamente esterilizado y libre de polvo u otras partículas.
- Una muestra del agua que deseas analizar, vertida en el vaso de precipitado esterilizado. Lo ideal es que la muestra esté a 25 °C (o 77 °F) al momento del análisis.
- Un medidor de conductividad eléctrica (dispositivo que se utiliza para medir la capacidad de una solución para conducir electricidad). Funciona liberando una corriente en un líquido, para luego medir la resistencia.

PROCEDIMIENTO:

Encienda el medidor de conductividad eléctrica y luego inserta el conductor de medición en la muestra. Espera a que la lectura en el medidor de conductividad se estabilice antes de anotar el resultado.

- Es posible que se tenga que esperar unos segundos antes de que la lectura se estabilice, pero es importante esperar hasta que el número en la pantalla deje de cambiar.
- La medición que se muestra en el medidor de conductividad eléctrica es la pureza del agua, medida en μS (microsiemens). Cuanto menor sea el valor en μS , más pura será el agua. Si el valor en μS es 0, se tiene H_2O sin contaminación.

CALCULO DEL TOTAL DE SOLIDOS DISUELTOS:

Ingresa los datos en la fórmula del TDS. La fórmula básica para calcular el total de sólidos disueltos:

$$\text{TDS(mg/l)} = \text{KE (factor de correlacion x EC (conductibilidad eléctrica))}$$

En la fórmula, el TDS se mide en mg/L, "CE" es la conductividad de la muestra (la lectura de tu medidor de conductividad eléctrica) y "ke" es el factor de correlación. El factor de correlación depende del líquido que se usa para la muestra y también puede variar de acuerdo a las condiciones atmosféricas. Varía entre 0,55 y 0,8.

4.1.2.3. SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES, VOLÁTILES Y FIJOS: METODO GRAVIMETRICO

- a. Los sólidos suspendidos totales son los materiales retenidos por un filtro estándar de fibra de vidrio y secado 103-105°C.
- b. Los sólidos suspendidos fijos son los residuos resultantes luego de calcinar a 550±50°C la muestra retenida en el filtro.
- c. Los sólidos suspendidos volátiles corresponden a los compuestos perdidos durante la calcinación a 550±50°C de la muestra retenida en el filtro. Se determinan por diferencia de peso entre sólidos suspendidos totales y fijos.

MUESTREO Y PRESERVACION DE LA MUESTRA

La muestra se debe recolectar en botellas de vidrio o plástico de 1 L de capacidad. Refrigerar la muestra a 4°C. Analizar antes de 24 horas de preferencia, como máximo 7 días de realizado el muestreo.

EQUIPOS Y MATERIALES

- Filtros de fibra de vidrio: Whatman 934 AH o Gelman A/E o Milipore AP 40. Preferentemente de 4,7 cm de diámetro.
- Equipo de filtración por vacío: embudo de membrana filtrante, preferentemente de 4,7 cm de diámetro, frasco de succión de suficiente capacidad para la muestra, trampa de agua, bomba de vacío.
- Estufa para operar a 103-105°C.
- Mufla para operar a 550 ± 50°C.
- Desecador conteniendo un desecante con indicador coloreado de humedad.
- Balanza analítica de precisión 0.1 mg.
- Probetas

PROCEDIMIENTO SOLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES

1. Preparación del papel de filtro:

Colocar el filtro en el embudo de filtración. Aplicar vacío y enjuagar con tres porciones de 20 mL de agua destilada. Continuar la succión hasta eliminar totalmente el agua. Secar en estufa 103-105°C por 1 hora en un soporte de porcelana o similar. Si se va a determinar volátiles calentar por 15 min. a 550°C, enfriar en desecador y pesar. Repetir el ciclo de calentamiento, enfriamiento y pesado hasta peso constante.

2. Determinación:

- Una vez que se obtuvo el peso constante del filtro, pesarlo inmediatamente antes de usarlo.
- Colocar el filtro en el embudo de filtración, mojar el filtro con una pequeña cantidad de agua destilada.
- Tomar un volumen de muestra homogeneizada que de un residuo seco entre 2.5 y 200 mg. Verter el volumen medido en el embudo de filtración. Comenzar la succión. Lavar 3 veces sucesivas con 10 mL de agua destilada cada vez, permitiendo un completo drenaje en los lavados. Continuar la succión por 3 minutos hasta que la filtración sea completa.
- Remover el filtro y colocarlo sobre un soporte de porcelana. Secar por 1 hora a 103-105°C en estufa, enfriar en desecador hasta temperatura ambiente y pesar. Repetir el ciclo de secado, enfriado, y pesado hasta peso constante o hasta que la pérdida de peso sea menor que el 4% del peso previo o 0.5 mg.
- Colocar el filtro anterior en la mufla a $550 \pm 50^\circ\text{C}$ durante 1 hora. Enfriar en desecador y pesar. Repetir la secuencia hasta obtener peso constante o hasta que la pérdida de peso sea menor que el 4% del peso previo o 0.5 mg.

CALCULOS Y EXPRESION DE RESULTADOS

$$\text{SST, mg/L} = \frac{(P_2 - P_1) \times 1000}{V}$$

V

$$\text{SSF, mg/L} = \frac{(\text{P}_3 - \text{P}_1) \times 1000}{\text{V}}$$

$$\text{SSV, mg/L} = \text{SST} - \text{SSF}$$

Donde:

SST = sólidos suspendidos totales en mg/L.

SSF = sólidos suspendidos fijos en mg/L.

SSV = sólidos suspendidos volátiles en mg/L.

P1 = peso del filtro preparado en mg.

P2 = peso del filtro más el residuo seco a 103-105°C en mg.

P3 = peso del filtro más el residuo calcinado a 550°C en mg.

V = volumen de muestra tomado en mL.

4.1.2.4. DETERMINACION DE SOLIDOS SEDIMENTABLES: METODO VOLUMETRICO

Los sólidos sedimentables son los materiales que sedimentan de una suspensión en un período de tiempo definido en un cono Imhoff.

MUESTREO Y PRESERVACION DE LA MUESTRA

Recolectar la muestra en envases de vidrio o de plástico de 1L de capacidad. Refrigerar a 4°C. Analizar lo antes posible.

MATERIALES

- Cono IMHOFF graduado de 1000 mL de capacidad.

PROCEDIMIENTO

- a) Verter en el cono IMHOFF 1000 mL de muestra perfectamente mezclada. Dejar sedimentar y leer el volumen del sedimento a los 10 minutos en la escala.
- b) A los 45 minutos, raspar las paredes del cono con varilla de vidrio para desprender las partículas adheridas. Dejar sedimentar 15 minutos más y leer el volumen del sedimento en la escala a los 60 minutos de iniciado el ensayo.

EXPRESION DE LOS RESULTADOS

Los resultados se expresan en mL de sólidos sedimentables/L de muestra a los 10 minutos y a los 60 minutos.

El límite inferior prácticamente medible está generalmente en el rango de 0.1 a 1 mL/L, dependiendo del cono IMHOFF utilizado.

4.1.3. TABLA DE RESULTADOS DE LA CARACTERIZACION DEL AGUA ACIDA

La caracterización del agua ácida se efectuó a través de un muestreo compuesto de 24 horas (cada hora), analizando los parámetros para el diseño de la planta de tratamiento HDS, tales como pH, temperatura, sólidos (totales, disueltos, suspendidos y sedimentables), hierro total y aluminio total.

Todas las muestras se prepararon y analizaron por duplicado siguiendo como lo anotamos anteriormente, los procedimientos de métodos estándar (**APHA- AWWA- WPCF 2005**).

Los resultados de esta caracterización se muestran en la Tabla N° 4.1 que es un cuadro resumen de las pruebas realizadas.

Tabla N° 4.1 Resultados de la caracterización del agua ácida

PARAMETROS	pH (sin ajuste)	pH 6	pH 7	pH 8
Sólidos totales (mg/L)	5135	3950	4100	3320
Sólidos disueltos totales (mg/L)	980	920	1910	1330
Sólidos suspendidos totales (mg/L)	4155	3030	2190	1990
Sólidos sedimentables (mL/L)	14	29	33	33
Sulfatos (mg/L)	199.6	193.3	196.7	198.7
Aluminio (mg/L)	21.8	1.10	N.D.	N.D.
Arsénico (mg/L)	0.0178	0.003	0.0014	0.0006
Bario (mg/L)	0.152	0.184	0.221	0.267
Cadmio (mg/L)	0.636	N.D.	N.D.	N.D.
Cobre (mg/L)	0.634	N.D.	N.D.	N.D.
Hierro (mg/L)	72.6	3.40	0.405	N.D.
Mercurio (mg/L)	0.0036	0.0012	0.0014	0.006
Plata (mg/L)	N.D.	0.008	N.D.	N.D.
Plomo (mg/L)	1.112	N.D.	N.D.	N.D.
Zinc (mg/L)	3.22	5.75	2.22	0.198

N.D. (No Detectado)

Fuente: Elaboración Propia

4.2.- MEDICION DEL GASTO

La CMB construyo una planta de tratamiento de agua residual industrial y una Planta de Tratamiento de Agua Acida con la finalidad de tratar los efluentes ácidos generados que provienen de la mina subterránea y del Depósito de Material Estéril; de acuerdo a los estudios

realizados por Geoservice, estos serán recolectados en una poza de captación del cual se alimentara a la planta de tratamiento.

Las bocaminas tendrán su sistema de captación y colección de agua acida de los diferentes niveles de la mina, con sus correspondientes pozas de sedimentación, estas pozas estarán protegidas con una sola membrana de HDPE.

Los drenajes de aguas acidas a un pH de 1.5 a 5.5 serán bombeadas principalmente desde los niveles bajos de la mina hacia las bocaminas principales y de allí a través de una línea principal de tubería de HDPE a la planta de tratamiento de agua acida.

El gasto de AMD proveniente de la captación de agua acida de los diferentes niveles de la mina, se obtuvo por el método área-velocidad, conociendo la velocidad de la corriente y el área de la sección transversal del canal. También se midió volumétricamente ya que es un flujo pequeño.

Por el que tenemos un flujo de 466.6 m³/d.

4.3. PRUEBAS DE FLOCULACION COAGULACION (PRUEBA DE JARRAS)

Por la prueba de jarras se nos permite realizar ajustes en el pH, hacer las variaciones en la dosis de coagulante o polímero, alternando velocidades de mezclado, o la prueba de coagulante o diferentes tipos de polímeros, a pequeña escala con el fin de predecir el funcionamiento de una operación a gran escala de tratamiento.

Una prueba de jarras simula los procesos de coagulación y floculación que fomentan la eliminación de los coloides en suspensión y materia orgánica que puede conducir a problemas de turbidez, Se puede utilizar también con objeto de determinar las velocidades de sedimentación para el diseño de tanques de sedimentación y conocer el potencial del agua cruda para la filtración directa.

4.3.1. COAGULANTE

La coagulación es un proceso que permite incrementar la tendencia de las partículas de agregarse unas a otras para formar partículas mayores y así precipitar más rápidamente. Los coagulantes son agentes que ayudan a la precipitación. Muchas

partículas, como los coloides son sustancias tan pequeñas que no sedimentarán en un tiempo razonable y además no pueden ser eliminadas por filtración.

4.3.2. FLOCULACION

La floculación consiste en la agitación de la masa coagulada que sirve para permitir el crecimiento y aglomeración de los flóculos recién formados, con la finalidad de aumentar el tamaño y peso necesario para sedimentar con facilidad. Un floculante es una sustancia química que aglutina sólidos en suspensión, provocando su precipitación.

El Floc es un conglomerado de partículas sólidas que se genera a través de los procesos de coagulación y floculación. El floc está constituido en primer lugar por los sólidos que se separan del agua, así como también por los sólidos que aporta el coagulante.

4.3.3. PROCEDIMIENTO DE LA PRUEBA EN JARRAS PARA EL TRATAMIENTO POR COAGULACION

A. EQUIPO: Test de 04 jarras de 01 litros c/u



Figura N° 4.1 Equipo de Jarras utilizado

Fuente: H&M Group SAC

B. Especificaciones técnicas

Rango seleccionable:

Rango bajo: 0-25rpm

Rango alto: 0-335 rpm

Capacidad: 6 Jarras de 2 L c/u.

Volt.: 120

Amp.: 0.65

Hz.: 50-60

C. Instrucciones

- Verificar que todas las jarras estén centradas.
- Controlar que todas las paletas estén centradas.
- Conectar el equipo.
- Encender las lámparas
- Programar agitación rápida 0-335rpm
- Programar agitación lenta 0-25rpm
- Conclusión de la prueba
- Apagar sistemas de controles
- Apagar la lámpara de la base
- Desconectar el equipo y dejar completamente limpio

D. Procedimiento para llevar a cabo la prueba:

1. Colocar un vaso de 2 litros debajo de cada una de las paletas de agitación.
2. Colocar en cada vaso exactamente 2 litros medidos con una probeta graduada, de una muestra fresca del agua cruda.
3. Anotar en la hoja de datos la cantidad de coagulante que se debe añadir a cada vaso. Esta cantidad variará de vaso a vaso.

4. Con cada pipeta, añadir el coagulante en cantidades crecientes en vasos sucesivos.
5. Colocar las paletas de agitación dentro de los vasos, arrancar el agitador y operarlo durante 1 min. a una velocidad de 60 a 80rpm.
6. Reducir la velocidad al grado seleccionado de agitación (normalmente 30 rpm. Aproximadamente y permitir que la agitación continúe durante unos 15 min. Se debe procurar que el grado y tiempo de agitación iguallen las condiciones de operación de la planta de floculación.
7. Anotar cuánto tiempo transcurre antes de que se empiece a formar un flóculo.
8. Observar qué tan bien resiste éste, algo de agitación sin fragmentarse.
9. Una vez que transcurre el periodo de agitación, detener el agitador y anotar cuánto tiempo transcurre para que el flóculo se sedimente en el fondo del vaso.
10. Después de permitir que el flóculo se asiente durante 20 min, determinar el color y la turbiedad del sobrenadante (el líquido por encima de los flóculos).
11. En las hojas de registro se deben anotar las dosis, tiempo y velocidad de mezclado, pH, características de crecimiento de los flóculos y análisis del sobrenadante.
12. Después de permitir que el flóculo se asiente en el fondo durante 30 min., filtrar el sobrenadante a través de un papel filtro.
13. Filtrar otros 100 a 150 ml muestra.
14. Determinar la turbiedad, pH, color y, si es necesario, el aluminio residual en el filtrado.
15. Anotar los resultados
16. Analizar los datos

4.3.4. PREPARACION DE LA CAL

Con la utilización de la cal sirve para poder realizar la neutralización del agua ácida con la adición de cal (93% de pureza y en solubilidad del 95%) preparada en una concentración del 2% en forma de lechada.

4.3.5. POLIMERO MAFLOC 900 (CQ T900)

El polímero MAFLOC 900 (CQ T900), está constituido por polímeros catiónicos floculantes de diversos pesos moleculares y diferentes densidades de cargas que funcionan como auxiliares de la coagulación o como agentes acondicionadores del lodo en procesos de separación líquido / sólido, para ser removidas por decantación, flotación o filtración, preparado al 0.01%.

La finalidad de esta prueba es observar la formación de flocs, su resistencia, la turbiedad del sobrenadante y finalmente la obtención del pH óptimo. Los resultados de estas pruebas se presentan en el Tabla 4.4

Los polímeros catiónicos y aniónicos aumentan las densidades de las partículas, promoviendo una decantación rápida la floculación del lodo.



Figura N° 4.2. Bolsas de MAFLOC 900

Fuente: Propia

4.3.6. TURBIDEZ

La unidad de medida adoptada por el estándar ISO es el FTU (Unidad de Turbidez de la Formación). Que identifica al NTU (Unidad Nefelométrica de Turbidez) los otros dos métodos usados para medir la turbidez y sus unidades de medida son: el JTU (Unidad de Turbidez Jackson) y la unidad de silicio (mg/l SiO_2) a continuación se puede observar en la Tabla 4.2; la conversión de estos métodos y sus unidades.

Tabla 4.2: Factores de conversión entre unidades de turbidez

UNIDAD	JTU	NTU	SiO ₂ mg/l
JTU	1,0	19	2,5
NTU	0,053	1	0,133
SiO ₂ mg/l	0,4	7,5	1

Fuente: Medina, (2007).

4.3.6.1. DETERMINACION DE TURBIDEZ

La turbidez es una medida de la propiedad óptica que causa dispersión y absorción de la luz con disminución de la transmisión en línea recta.

Se miden en unidades de turbidez nefelométrica, (NTU). Se aplicó el Método Nefelométrico.

a. MUESTREO Y PRESERVACION

Se debe realizar la determinación en el día en que se realiza el muestreo. De lo contrario, almacenar la muestra hasta 24hs en la oscuridad.

b. EQUIPOS Y MATERIALES

- Turbidímetro: es un nefelómetro con una fuente de luz para iluminar la muestra y uno o más detectores fotoeléctricos con mecanismo de lectura para indicar la intensidad de la luz dispersada a 90° del camino de luz incidente.
- Tubos para la muestra
- Matraces aforados de 100 mL
- Pipetas aforadas de 5 y 10 mL
- Balanza analítica de 1 mg de precisión.

c. REACTIVOS

- Agua libre de turbidez: se obtiene pasando agua destilada a través de un filtro

de membrana de diámetro de poro de 0.2 μm . Para todas las soluciones utilizar agua libre de turbidez.

- **Solución I:**

Disolver 1.00 g de sulfato de hidrazina en agua destilada y diluir a 100 mL en matraz aforado. Preparar mensualmente.

- **Solución II:**

Disolver 10.00 g de hexametileno- tetraamina en agua destilada y diluir a 100 mL en matraz aforado. Preparar mensualmente.

- Suspensión stock de turbidez, 400 NTU:

En un matraz aforado de 100 mL mezclar 5.0 mL de solución I con 5.0 mL de solución II. Dejar reposar 24 hs a $25 \pm 3^\circ\text{C}$, luego enrasar y mezclar. Preparar mensualmente.

- Suspensión estándar de turbidez, 40 NTU:

Diluir 10.0 mL de suspensión stock de turbidez en 100 mL con agua libre de turbidez en matraz aforado. Preparar semanalmente.

d. PROCEDIMIENTO

a) Realizar la calibración del equipo de acuerdo al manual de instrucciones. Una vez calibrado con la solución de 40 NTU, proceder a las lecturas de turbidez de las diferentes muestras.

b) Si la turbidez de la muestra es mayor de 40 NTU diluir la muestra con agua libre de turbidez hasta que la turbidez caiga entre 30 - 40 NTU.

Nota: al llenar los tubos con muestra y estándares dejar reposar suficiente tiempo para que escapen las burbujas

e. EXPRESION DE RESULTADOS

La turbidez se informa en NTU (Unidades Nefelométricas de Turbidez)

$$\text{Turbidez, NTU} = \frac{A \times V}{T}$$

Dónde:

A : NTU de la muestra diluída

V : volumen del matraz de dilución, mL

T : volumen de muestra tomado para diluir, mL

4.3.7. DETERMINACION DEL pH

Se enciende el peachimetro y se sumerge el electrodo en la solución buffer en pH 4, se presiona luego la tecla *mode*, cuando esté listo aparecerá el valor y la palabra *ready* (listo), luego se edita tocando la palabra *edit*, después se continúa con las soluciones de pH 7 y 10.

Procedimiento

1. Presione el botón POWER para encender el equipo.
2. Introduzca el electrodo en 100 mL de la solución a analizar asegurándose que los orificios del electrodo quedan completamente sumergidos en el líquido. Agite suavemente para que salga cualquier burbuja de aire atrapada.
3. Deje el electrodo en la solución hasta que se estabilice la lectura. Esto toma sólo algunos segundos si la temperatura de la solución y el electrodo son iguales. Pero si la diferencia de temperatura es mayor puede tardar hasta dos minutos para estabilizarse.
4. Cuando aparezca la palabra *ready*, significa que ese es el valor de pH de la muestra que usted está analizando.

4.3.8. SEDIMENTACION

La sedimentación consiste en la separación, por la acción de la gravedad, de las partículas suspendidas cuyo peso específico es mayor que el del agua. Es una de las operaciones más utilizadas en el tratamiento de aguas (Metcalf & Eddy, 1996).

a. Separación sólido – líquido

Su objetivo es reducir el contenido de sólidos en suspensión (SS). Estos sólidos resultan de la formación de partículas finas de la manera en el proceso de voladura, trituración y molienda; también proceden de las reacciones químicas que ocurren durante el tratamiento, produciendo precipitados.

La separación sólido – líquidos se consigue por tamización, por sedimentación directa, por floculación y sedimentación, por filtración y por flotación, que son los métodos más accesibles en labores mineras, en cuanto a costo se refiere (Valdez & Palacios).

b. Sedimentación directa

La sedimentación directa es el procedimiento más importante y ampliamente adoptado de sólido – líquido en el que las partículas de SST, por sus propios pesos sedimentan aguas contaminadas.

La velocidad de sedimentación de partículas sólidas contenidas en líquidos depende del tamaño, peso específico de la partícula, viscosidad y densidad del líquido. Generalmente se usa a fórmula de Stokes, para calcular las velocidades de sedimentación de tales partículas (Valdez & Palacios).

c. Zonas de sedimentación

Los estudios realizados por, Coe y Clevenger en (1916) Fernando Concha, R Burger identificaron que la sedimentación de suspensiones homogéneas genera 4 zonas en la columna de sedimentación que desde la parte superior hasta la parte inferior de la columna fueron denominadas como: A zona de agua clara, B zona de concentración inicial constante, C es una zona de concentración variable y D es la zona de compresión (ver Figura 4.4).

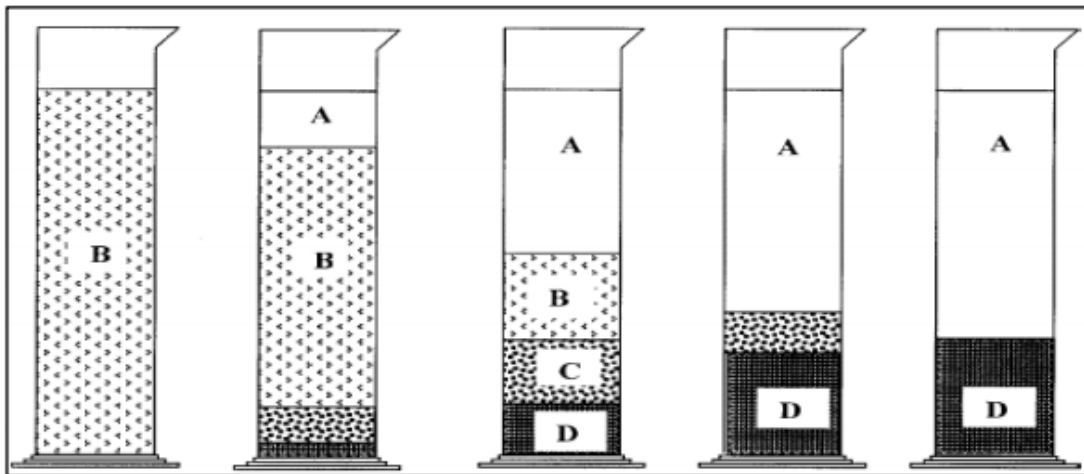


Figura N° 4.3 Zonas en la columna de sedimentación

Fuente: Pérez, 2005

d. Velocidad y tiempo de sedimentación.-

Definimos como sedimentación al proceso natural por el cual las partículas más pesadas que el agua, que se encuentran en su seno en suspensión, son removidas por la acción de la gravedad.

Las impurezas naturales pueden encontrarse en las aguas según tres estados de suspensión en función del diámetro, estos son: Suspensiones hasta diámetros de 10^{-4} cm, coloides entre 10^{-4} y 10^{-6} cm, soluciones para diámetros aún menores de 10^{-6} cm. Estos tres estados de dispersión dan lugar a tres procedimientos distintos para eliminar las impurezas.

- El primero destinado a eliminar las de diámetros mayores de 10^{-4} cm. constituye la sedimentación simple.
- El segundo implica la aglutinación de los coloides para su remoción a fin de formar un floculo que pueda sedimentar.
- Finalmente, el tercer proceso, que esencialmente consiste en transformar en insolubles los compuestos solubles, aglutinarlos para formar el floculo y permitir así la sedimentación.

Es decir que, en muchos casos, las impurezas pueden ser, al menos en teoría removidas mediante el proceso de sedimentación. A continuación, se detalla en la

tabla 4.3 los valores de la velocidad de sedimentación correspondiente a partículas de peso específico $2,65 \text{ kg/dm}^3$ y a una temperatura del agua de 10° C , teniendo en cuenta distintos diámetros y los tiempos necesarios para sedimentar 0,3 m.

Tabla 4.3. Velocidad de sedimentación

D (mm)	Clasificación	Velocidad de sedimentación (mm/s)	Tiempo para sedimentar 0,3 m.
10,0	Grava	1 000,00	0,3 s
1,0	Grava	100,00	3,0 s
0,1	Arena gruesa	8,00	38 s
0,01	Arena fina	0,154	33 min.
0,001	Bacterias	0,00154	35 horas
0,001	Coloides	0,0000154	230 días
0,0001	Coloides	0,000000154	63 años

Fuente: Teoría de sedimentación (Pérez, 2005)

Entonces en la Tabla 4.3 se deduce que en la práctica es necesario establecer un tiempo límite para la sedimentación estableciendo a priori el diámetro mínimo que la estructura podrá remover. Lo contrario implicaría diseñar tanques de sedimentación incompatibles con las posibilidades económicas y aún físicas de los proyectos.

4.3.8.1. PRUEBAS DE SEDIMENTACION

Las pruebas de sedimentación se realizaron en una probeta de 1000 ml, con el fin de observar la velocidad de sedimentación de las partículas con respecto al tiempo y determinar la concentración de hierro total (Fetotal) en el sobrenadante.

Estas pruebas se realizaron con muestras ajustadas en diferentes pH y no se utilizó para ello floculante.

La producción de lodos, se estimó sumando la concentración de SST y Fetotal con base al gasto de AMD.

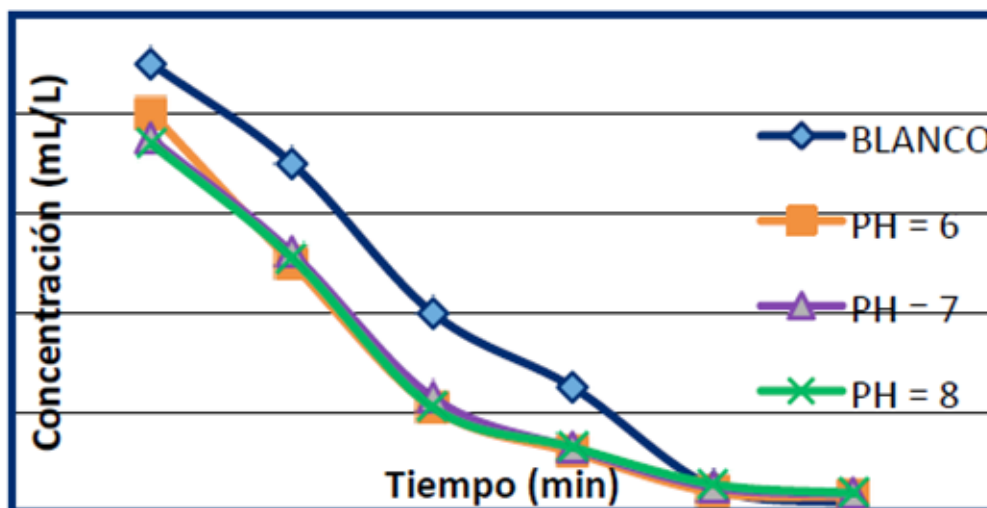


Figura N° 4.4. Curvas de sedimentación en muestras de AMD

Fuente: Espinoza 2016.

4.3.9. RESULTADOS DE PRUEBAS DE COAGULACION – FLOCULACION:

PRUEBAS DE JARRAS

Las pruebas de coagulación-floculación se realizaron con un equipo de prueba de jarras marca AQUARA de 6 puestos lineal, primeramente a pH normal promedio del agua ácida de 2.3, y posteriormente a pH de 6, 6.5, 7.0 y 8.0 neutralizando el agua ácida con la adición de cal (93% de pureza) preparada al 2%.

Todas las pruebas se realizaron con la adición del polímero MAFLOC 900 (CQT900) preparado al 0.01%.

La finalidad de esta prueba fue observar la formación de flocs, su resistencia, la turbiedad del sobrenadante y finalmente la obtención del pH óptimo. Los resultados de estas pruebas se presentan en el Tabla 4.2.

Tabla 4.4. Resultados de pruebas de jarras para la obtención del pH óptimo

Vaso	Cal (mg/L)	Polímero (mg/L)	Formación de flocs (s)	Velocidad de sedimentación (min)	Resistencia	Turbidez (UTN)	pH
1	0	1	62	>20	Se rompe	10	3.5
2	0	2	40	>20	Se rompe	4	3.5
3	0	3	35	>20	Se rompe	4	3.6
4	0	4	29	>20	Se rompe	3	3.6
5	0	5	25	>20	Se rompe	0.5	3.6
6	0	6	20	>20	Se rompe	0.5	3.7
7	50	1	5	5	Se rompe	0.4	6.0
8	52	1	1	3	No se rompe	0.3	6.5
9	56	1	1	3	No se rompe	0.3	7.0
10	100	1	1	2	No se rompe	0.2	8.0

Fuente: Propia.

4.4. RECIRCULACION DE LODOS

4.4.1. Proceso de recirculación simple de lodos

Esto no es un proceso patentado, pero es de amplia aplicación; todo lo que se supone en este proceso es recircular los lodos procedentes de la parte inferior del clarificador hasta el punto de neutralización (Fig. 4.5) con lo cual se arrastra los flocs.

En este proceso tiene una serie de ventajas sobre el tratamiento convencional, incluyendo lo siguiente:

- Reducción de escala a reactores (no utiliza pozas de estanques para la neutralización),
- Mejora de la separación sólido/líquido,

- Reducción del consumo de cal,
- Aumento de la densidad de lodos.

El último punto, la densidad de los lodos, definitivamente será más alta que la densidad de los lodos que se espera de un tratamiento estanque o sistema de tratamiento convencional, pero no se espera alcanzar tan alta densidad de lodos como con los procesos de HDS.

El proceso está diseñado para que las reacciones de precipitación se produzcan en la superficie de las partículas existentes, esto hace que las partículas aumenten su tamaño en un nivel microscópico cambiando de esta forma la densidad y la físico química de los lodos.

Con el proceso de recirculación simple, existe la posibilidad de crecimiento de las partículas, pero la mayor parte de los precipitados son los mismos que con un tratamiento convencional.

Este proceso de recirculación simple de lodos se puede aplicar fácilmente para mejorar una planta diseñada para el tratamiento convencional. La única modificación requerida para ello es una bomba de reciclaje de lodos y la tubería.

Mientras el tratamiento convencional forma lodos con menos de 1 % de sólidos a 3% de sólidos, el proceso de recirculación simple puede formar lodos de hasta 15% de sólidos.

Esta última resulta siendo una ventaja significativa, pero si el espacio de almacenamiento de lodos es crítico, el proceso de HDS debe considerarse.

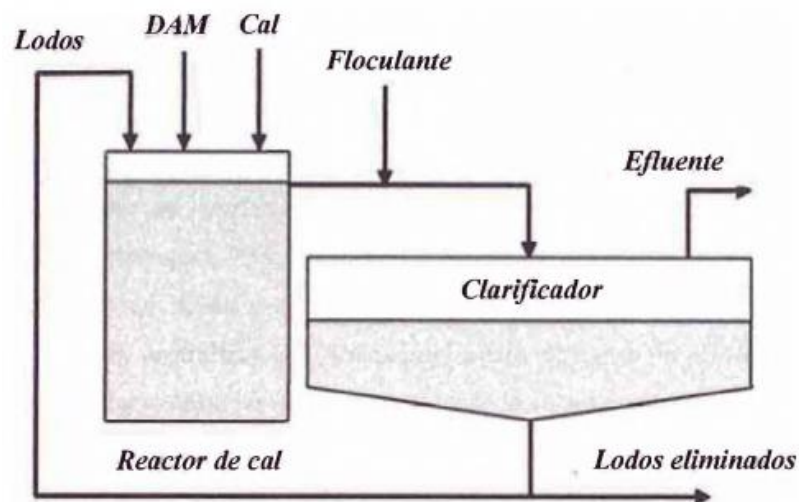


Figura N° 4.5 Esquema del proceso de recirculación simple de lodos

Fuente: Pérez, 2005

4.4.2. PROCEDIMIENTO DE RECIRCULACION DE LODOS

La determinación de la recirculación óptima de lodos, se realizó según la técnica de prueba de jarras en cuatro etapas, conociendo de antemano la cantidad óptima de polímero. Aún y cuando ya se conocía el pH óptimo para neutralizar el AMD, esta prueba se realizó con un pH de 7.4 a 7.7.

En el procedimiento un volumen de agua ácida se neutraliza con una cantidad de cal hasta alcanzar un pH entre 7.4 y 7.7; a continuación, después de la adición del polímero se realiza la floculación según la técnica de prueba de jarras.

Al transcurrir una hora se determina el volumen de lodo resultante y se comienza un nuevo ciclo o etapa.

Luego se transfiere el lodo sedimentado a un vaso de precipitado y se añade una cantidad de cal igual a la anterior y se mezcla con otro volumen de agua ácida.

El procedimiento se repite hasta que no se observa aumento en el volumen de lodo obtenido tras la recirculación.

Tabla 4.5. Resultados de la prueba de recirculación de lodos

Parámetro	Etapas 1	Etapas 2	Etapas 3	Etapas 4	Etapas 5
Cal / ciclo mg/L	64	56	52	60	48
pH operación	7.5	7.6	7.5	7.7	7.6
Recirculación (mL/L)	50	49	47	45	45

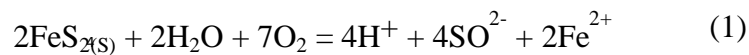
Fuente: Propia.

4.5. VELOCIDAD DE OXIDACION DEL ION FERROSO

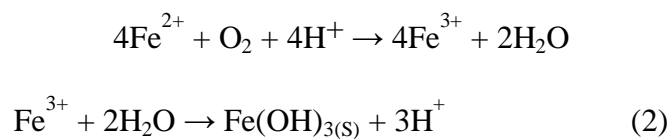
4.5.1. Oxidación de la pirita

El disulfuro de hierro se presenta en dos formas, pirita y marcasita (FeS_2), los cuales son generadores de acides.

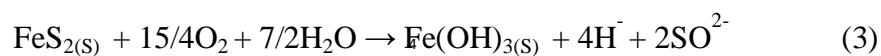
Bajo las condiciones de intemperismo la pirita se oxida para formar ácido sulfúrico, liberándose al ion ferroso, mediante la reacción:



La presencia del ion ferroso puede aún oxidarse para formar el ion férrico y precipitar como hidróxido férrico (o gohetita, jarosita) siguiendo estas reacciones:



Entonces la reacción de oxidación total de la pirita puede ser escrita como sigue:



La reacción de oxidación total ocurre en cuatro etapas (a, b, c y d) tal como se observa en la figura 4.6.

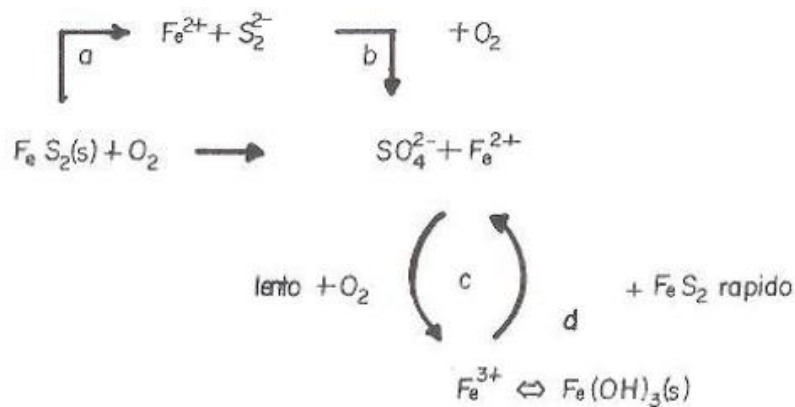


Figura N° 4.6. Oxidación de la pirita.

Fuente: Pérez, 2005

4.5.2. Rapidez de oxidación de la pirita

Hay dos agentes disponibles conocidos en forma natural para la oxidación de la pirita: ion férrico y oxígeno. Si el pH es menor que 3.5, cantidades significativas de ion férrico (Fe^{3+}) pueden existir en solución. A pH más altos, el precipitado de hidróxido férrico se remueve de la solución.

Si la concentración de sulfatos es suficientemente alta, el ion férrico puede también ser removido de la solución ácida por precipitación de minerales de hierro sulfatados como la jarosita (sulfato hidratado de hierro y potasio) y coquimbita (sulfato férrico hidratado). Sin embargo, estos minerales sulfatados tienen altas solubilidades.

Existen diversos factores que afectan la rapidez de oxidación de la pirita y por tanto el control de la generación ácida como son:

- Área superficial de exposición.
- pH y concentración de oxígeno.
- Concentración del ion férrico.
- Temperatura y energía de activación química.
- Actividad bacteriológica.

Los cuales se desarrollan a continuación:

a) Área superficial de exposición.

Ésta es una de las variables más importantes que controlan la rapidez de oxidación.⁷ Al disminuir el tamaño de partícula se incrementa la velocidad de reacción. Hay una relación lineal entre el tamaño de partícula y la velocidad de reacción.

b) pH y concentración de oxígeno.

La concentración de oxígeno afecta la oxidación de la pirita. La siguiente relación empírica muestra la velocidad de oxidación de la pirita en la que se relacionan el pH y la concentración de oxígeno:

$$\text{Velocidad} = 10^{-8.19}[\text{O}_2]^{0.5}/[\text{H}^+]^{0.11}$$

Donde:

[O₂] y [H⁺] son concentraciones de oxígeno e hidrógeno en la solución.

c) Concentración del ion férrico.

La velocidad de oxidación de la pirita por Fe³⁺ depende de la presencia de oxígeno en la solución. Con una alta relación Fe³⁺/Fe²⁺ y en presencia de oxígeno la velocidad de oxidación se incrementa.

Siendo el ion férrico es más efectivo en la oxidación de la pirita que el oxígeno según se indica la figura 4.6. Esto puede ser debido a que el ion férrico puede unirse directamente a la superficie de la pirita realizándose más fácilmente la transferencia de electrones.

Además, las especies intermedias oxidantes del azufre como el ion sulfoxilo (S₂O²⁻) es más fácilmente oxidado por el ion férrico que por el oxígeno.

d) Temperatura y energía de activación química.

Ello es requerido para iniciar la generación ácida; es por consiguiente entonces tener en consideración que la oxidación de la pirita produce una fuerte reacción exotérmica, por lo que esta velocidad de reacción está vinculada directamente con la ecuación de Arrhenius.

e) Actividad bacteriológica.

Las bacterias *Thiobacillus ferrooxidans* y *Ferrobacillus ferrooxidans* utilizan la energía de la oxidación de sulfuro a sulfato y del ion ferroso a ion férrico para su metabolismo.

Lo que ocurre es que las bacterias no oxidan la pirita directamente, pero sí se encargan de remover las especies reducidas de sulfuros y al ion ferroso para que se produzca la oxidación.

Para ello la velocidad de oxidación del ion ferroso es directamente proporcional a la concentración de bacterias utilizadas las cuales estarán también en función de los materiales a ser oxidados.

CAPITULO V

CALCULO DE EQUIPOS DE HDS

Proceso de neutralización HDS El proceso de lodos de alta densidad llamado también HDS (High Density Sludge) es el estándar en la industria de tratamiento de DAM en la actualidad (Fig. 5.2). Esta tecnología se desarrolló en Canada y es utilizada desde 1979 en TeckCominco's Kimberley Site (Kuit, 1980).

Este proceso se aplica en numerosos sitios de las minas en todo el mundo y muestra la variante del proceso de HeathSteele (Aube, 1999) aplicado en Noranda Inc., División de SteeleHeath. La planta de tratamiento de HeathSteele ha estado funcionando con éxito desde 1997 (Aube, 1999).



Figura N° 5.1 Resultados de la operación HDS a las aguas vertidas al rio Moche.

Fuente: Brrera, 2008

En el Perú en la última década se está empezando a difundir, siendo utilizada por más de dos empresas de la gran minería, tal es el caso del activo ambiental del Perú con el tratamiento de las aguas ácidas del Túnel Kingsmill en la región Junín concapacidad de planta de tratamiento de 1 400 l/s

Como referencia se muestra el antes y después de la operación de la planta HDS de las aguas vertidas al rio Moche por la Mina Quiruvilca en Trujillo (Fig. 5.1).

En el proceso de HDS, la cal utilizada y los lodos reciclados se añaden al depósito de mezcla de limo-lodos al comienzo del proceso y se convierte en el principal agente de neutralización; esta mezcla se descarga en un depósito de mezcla rápida donde se mezcla con soluciones entrantes, lo que consigue la neutralización.

Realizada esta mezcla se suministra al reactor de limo principal, donde una combinación de ventilación contundente y una agitación de corte alto asegura el rendimiento óptimo del decantador y la química del proceso.

Finalmente la descarga del reactor de limo se trata posteriormente con la adición de floculante; el cual con el apoyo de un decantador separa el efluente tratado del lodo y una parte se recicla y vuelve al inicio del proceso.

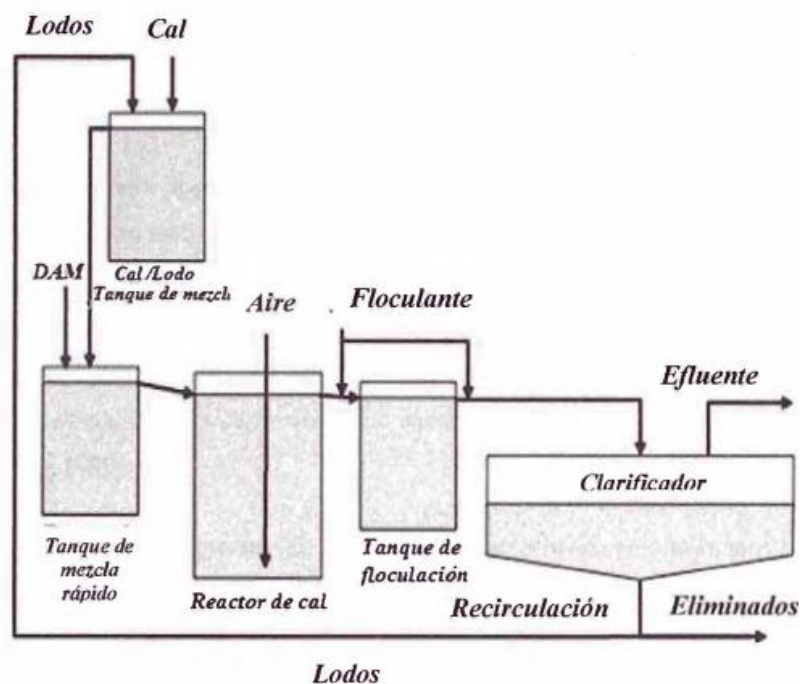


Figura N° 5.2 Planta de HDS

Fuente: Pérez, 2005

5.1. CALCULOS DE EQUIPOS PARA PROCESO DE LODOS DE ALTA DENSIDAD HDS

5.1.1. TANQUE LECHADA DE CAL

Alimentación = 1.042 Kg/h (1000g/Kg) (1 h/60 min) = 17.367 g/min

Concentración de cal = 52 mg/L = 52 g/m³

Flujo de lechada = (17.367 g/min) / (52 g/m³) = 0.334 m³/min = 0.0055 m³/seg

A partir de datos de la práctica, se considera que el tiempo de retención en el tanque de lechada es:

Tiempo de residencia = 1.61 min

Por consiguiente, considerando que el volumen del tanque tiene un 10% de exceso, por condiciones de seguridad; el volumen del tanque de lechada será:

Volumen tanque = 1.10 (1.61 min) (0.334 m³/min) = 0.592 m³

Para las dimensiones del tanque se elige una relación:

$$H/D = 1/1$$

Por consiguiente, el diámetro del tanque es:

$$0.592 \text{ m}^3 = \pi D^2(H)/4 = \pi D^2(D)/4 = \pi D^3/4$$

D = 0.91m ≈ 3 pies

H = 0.91 m ≈ 3 pies

Debido al rendimiento de una forma particular de impulsor; por lo general, no se puede predecir cuantitativamente la forma; el diseño del impulsor es fuertemente un criterio de juicio, habiendo una gran variedad puesta a disposición por los fabricantes.

El impulsor con paletas verticales planas que se alargan desde el eje, es el más adecuado para la mayoría de los sistemas de mezclado, que tienen viscosidades de hasta 100000 Cp.

Las características básicas de los sistemas de agitación son de importancia fundamental y se han investigado extensamente.

Por ejemplo, al revisar la literatura se tienen acotaciones importantes de Oldshue (1983), Uhl and Gray (1966, Vol. I) y Nagata (1975). Entre los efectos estudiados están los de tipo, dimensiones y localización de los impulsores, número y tamaño de los baffles y dimensiones del tanque.

Con frecuencia es conveniente caracterizar el rendimiento del impulsor mediante unos números simples, los adecuados que dan los valores límites de potencia y de flujo con altos números de Reynolds, por encima de 10000 a 30000.

El diámetro del impulsor se determina de acuerdo con la relación:

$$D_{\text{impulsor}} = D_{\text{tanque}}/8$$

De la Figura 5.3 se obtiene el número de potencia N_P en función del número de Reynolds N_{Re} . Tomando el impulsor de paleta vertical (curva 2) de acuerdo con lo expresado anteriormente, se tiene:

Para $N_{Re} = 10000$:

$$N_P = 4.1$$

Entonces la potencia requerida por el tanque está dada por la ecuación

$$P_{\text{requerida}} = N_P * (N^3 * D_{\text{impulsor}}^5 * \rho_B) / g_c$$

En la cual

N_P = número de potencia

N = velocidad angular de impulsor, rev/seg

D_{impulsor} = diámetro del impulsor, pies

ρ_B = densidad del fluido, lb/pie³

g_c = constante gravitacional, 32.2 pie/seg²

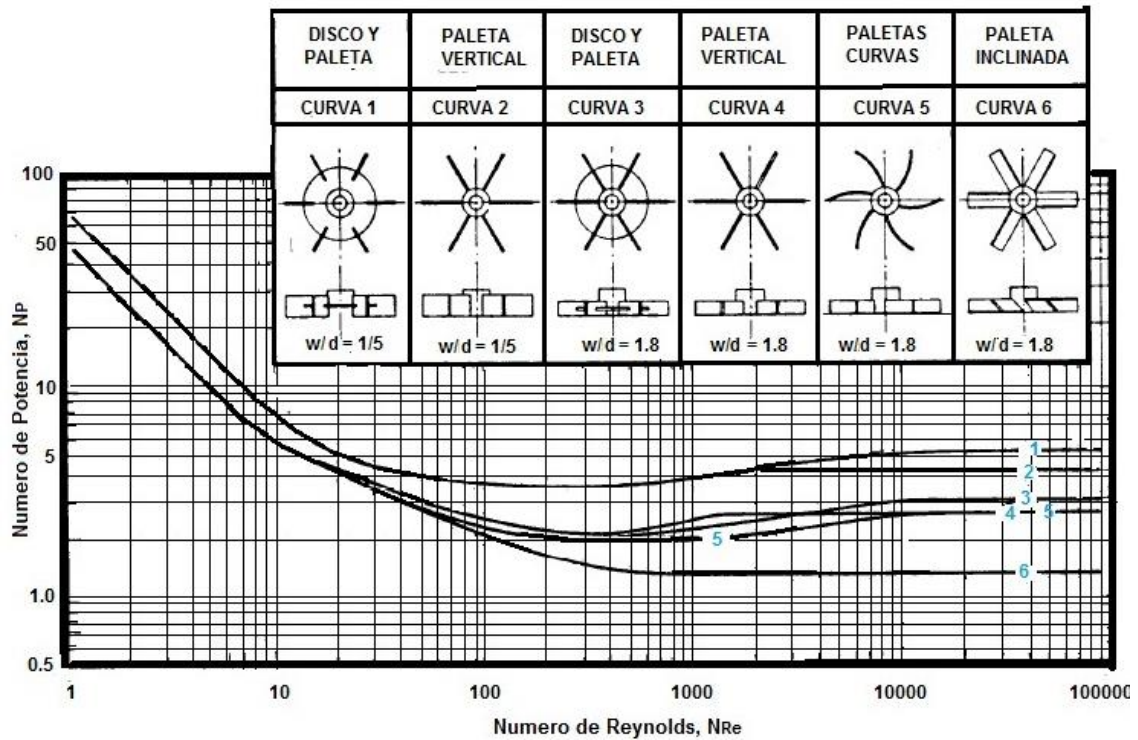


Figura N° 5.3 Numero de potencia vs número de Reynolds para algunos impulsores

Fuente: Bates, Fondy, and Corpstein, Ind. Eng. Chem. Process, 1963

Reemplazando datos en la ecuación de potencia se tiene:

$$N_p = 4.1$$

$$D_{\text{impulsor}} = 3\text{pies}/8 = 0.375 \text{ pies}$$

$$\text{Velocidad angular} = 620 \text{ rev/min} = 10.3 \text{ rev/seg}$$

$$\text{Densidad de la lechada} = 1062 \text{ Kg/m}^3 = 65.95 \text{ lb/pie}^3$$

$$P_{\text{requerida}} = 4.1 * [(10.3/\text{seg})^3 (0.375 \text{ pies})^5 (65.95 \text{ lb/pie}^3) / (32.2 \text{ pie/seg}^2)]$$

$$P_{\text{requerida}} = 68.05 \text{ pie-lb/seg}$$

Como: 1 HP = 550 pie-lb/seg

La potencia requerida será:

$$P_{\text{requerida}} = (68.05 \text{ pie-lb/seg}) (1 \text{ HP}/550 \text{ pie-lb/seg}) = 0.124 \text{ HP}$$

Considerando un 20% de exceso como medida de seguridad, la potencia de diseño será:

$$P_{\text{diseño}} = 1.20 (0.124 \text{ HP}) = 0.15 \text{ HP}$$

5.1.2. TANQUE DE MEZCLADO RAPIDO

El tiempo de retención será: 4min = 240 seg

Flujo de drenaje acido de mina (AMD) = 466.6 m³/día = 19.441 m³/h = 0.0054 m³/seg

Flujo lechada de cal = 0.0055 m³/seg

Flujo total = 0.0054 m³/seg + 0.0055 m³/seg = 0.011 m³/seg

El volumen del tanque será:

$$\text{Volumen tanque} = (0.011 \text{ m}^3/\text{seg}) (240 \text{ seg}) = 2.64 \text{ m}^3$$

El volumen de diseño tendrá un 5% de exceso como medida de seguridad, siendo el volumen de diseño:

$$\text{Volumen de diseño tanque} = 1.05 (2.64 \text{ m}^3) = 2.77 \text{ m}^3$$

Tomando una relación H/D = 1, para el tanque, las dimensiones del tanque serán:

$$2.77 \text{ m}^3 = \pi(D)^3/4$$

$$D = 1.52 \text{ m}$$

$$H = 1.52 \text{ m}$$

Una regla general para la potencia del motor del mezclador es tomar como base al factor 0.2 kW/m³ del volumen del tanque, ya considerando el factor de seguridad del motor, (EPA 1983).

Por consiguiente, la potencia requerida será:

$$P_{\text{requerida}} = (0.2 \text{ kW/m}^3) (2.77 \text{ m}^3) = (0.554 \text{ KW}) (1 \text{ HP}/0.745 \text{ KW}) = 0.74 \text{ HP}$$

5.1.3. TANQUE AIREADOR

5.1.3.1. Diseño del Sistema

El impulsor comúnmente empleado para la dispersión de gas es una turbina radial con seis paletas verticales. Para una relación altura de líquido, $h/D = 5/1$, un simple impulsor es adecuado. Cuando la relación $h/D = 1.8$ se requiere dos impulsores, aunque raramente se emplean más de dos impulsores.

La colocación de baffles es esencial, siendo común la colocación de cuatro baffles con un ancho igual a $1/12$ del diámetro del tanque, la separación de la pared del tanque es igual a $1/6$ del ancho del baffle.

La mejor posición para el ingreso del gas es por abajo y en el centro del impulsor inferior, comúnmente esto se efectúa por medio de una tubería abierta, aunque a menudo una dispersora ayuda.

Debido a que la potencia sin gaseado es significativamente mayor que la potencia para el gaseado, es deseable emplear un motor de dos velocidades para prevenir sobrecargas, la velocidad menor se para automáticamente cuando se interrumpe el suministro de gas, pero se necesita que continúe la rotación.

5.1.3.2. Potencia Mínima

Por debajo del ingreso de una potencia mínima, las burbujas de gas no se afectan lateralmente, aunque se mueven en forma ascendente debido a su flotabilidad natural; esta condición se denomina saturación con gas del impulsor.

Con mayores ingresos de potencia el gas se dispersa radialmente, las burbujas chocan contra las paredes y se rompen, dando como resultado una mejora en la transferencia de masa; una correlación de la potencia crítica de entrada se presenta en la Fig. 5.4.

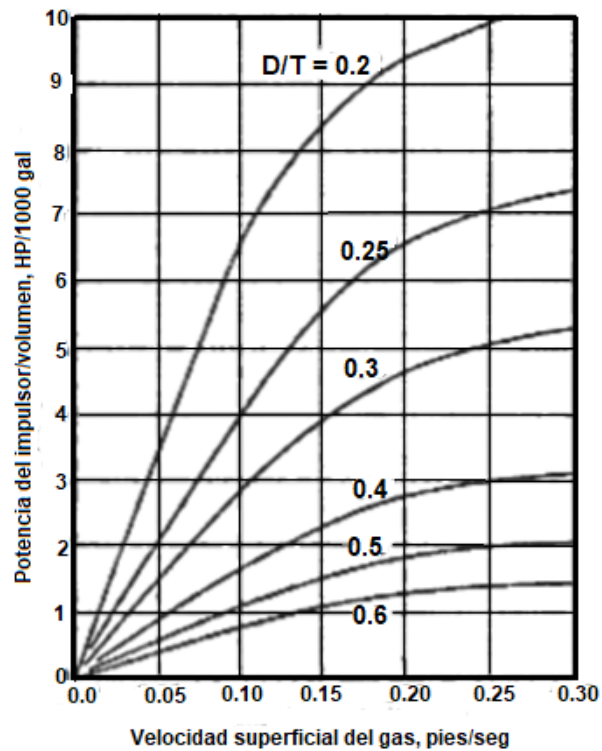


Figura N° 5.4. Potencia mínima requerida para impedir la saturación como una función de la velocidad superficial del gas y la relación de diámetros impulsor a tanque, d/D .

Fuente: Hicks and Gates, Chem. Eng., 1976.

5.1.3.3. Dispersores

Para ello se tiene en cuenta la mezcla de líquidas y suspensión de sólidos se puede realizar con un burbujeo mediante un gas inerte introducido de manera uniforme por el fondo del tanque.

Para una agitación suave la velocidad superficial del gas empleada es 1 pie/min; para una agitación más severa se emplea una de, aproximadamente, 4 pies/min.

Los datos a considerar son los siguientes:

Velocidad superficial del gas = 1 pie/min = 0.017 pies/seg

El flujo que recibe el aireador es el flujo inicial más el 5% de flujo de retorno, siendo el flujo total:

Flujo total de pulpa = 1.05 (0.011 m³/seg) = 0.0115 m³/seg

Tiempo de residencia = 14 min = 840 seg

El volumen del tanque se determina, considerando un factor de seguridad del 10%.

El cálculo del volumen del tanque es el siguiente:

$$\text{Volumen tanque} = 1.05 (840 \text{ seg}) (0.0115 \text{ m}^3/\text{seg}) = 10.6 \text{ m}^3$$

Si la relación diámetro/altura = 1.5/1, entonces las dimensiones del tanque son:

$$10.6 \text{ m}^3 = \pi(1.5 h)^2 (h)/4$$

$$h = 1.82 \text{ m}$$

$$D = 1.5 (1.82 \text{ m}) = 2.72 \text{ m}$$

El volumen útil del aireador es:

$$\text{Volumen útil aireador} = 10.6 \text{ m}^3/1.1 = 9.636 \text{ m}^3 = 9636 \text{ L} = 2546 \text{ gal}$$

Para calcular la potencia requerida por el aireador, se realiza el cálculo siguiente:

A partir de la Fig. 5.4, para una velocidad superficial del gas de 1 pie/min = 0.017 pie/seg y con una relación de diámetro impulsor a diámetro de tanque, D/T = 0.2,

HP/ 1000 gal = 0.7, por lo tanto:

$$0.7 \text{ HP} \rightarrow 1000 \text{ gal}$$

$$X \quad \rightarrow 2546 \text{ gal}$$

$$\text{Potencia} = 1.78 \text{ HP}$$

5.1.4. ESPESADOR

5.1.4.1. Tamaño del espesador

Primeramente, se debe tener la velocidad de sedimentación.

Para ello las pruebas de laboratorio indican que la velocidad de sedimentación fue de 3 min = 0.85 m/h, con un flujo de alimentación de 0.011 m³/seg = 0.66 m³/min lo que equivale a 39.6 m³/h.

Por consiguiente, el área del espesador será:

$$\text{Área espesador} = \text{Flujo/velocidad de sedimentación}$$

$$\text{Área espesador} = (39.6 \text{ m}^3/\text{h})/(0.85 \text{ m/h}) = 46.588 \text{ m}^2$$

Siendo entonces el diámetro:

$$D = (4 \times 46.588 \text{ m}^2/\pi)^{1/2} = 7.70 \text{ m}$$

Para determinar la altura del espesador se tiene la tabla 5.1 mostrada a continuación.

Tabla 5.1 Altura del espesador en función del diámetro

Diámetro espesador, m	Altura estándar, m
1.5 a 2.10	1.20
2.4 a 3.3	1.80
3.6 a 7.6	2.43
7.92 a 12.2	3.05

Fuente: Propia.

De acuerdo a los datos de la Tabla 5.1, se toma un rango de diámetros de 7.92 m a 12.2 m; por consiguiente, la altura del espesador será entonces:

Altura, $h = 3.05 \text{ m}$

Siendo el volumen del mismo:

$$\text{Volumen} = \pi (7.70 \text{ m})^2 (3.05 \text{ m})/4 = 142.02 \text{ m}^3$$

5.1.5. MUESTRA DEL FLOW SHEET DE LA PLANTA HDS

De acuerdo con los cálculos realizados según los datos de las pruebas realizadas se tiene el siguiente flowsheet de la figura 5.5; en la cual se representan todos los equipos utilizados para el tratamiento con lodos.

FLWSHEET TRATAMIENTO DE LODOS

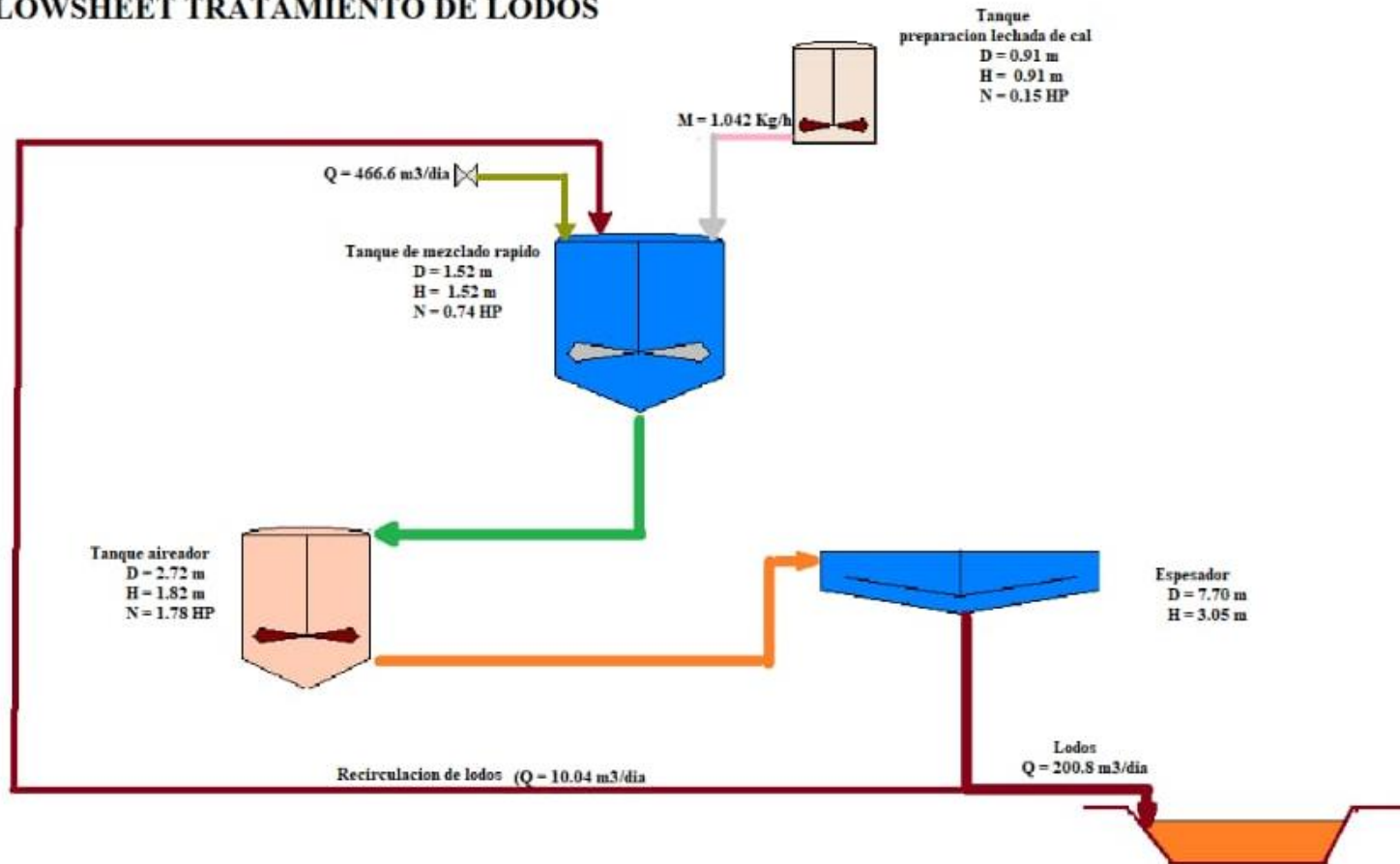


Figura N° 5.5 Flowsheet de planta de lodos de alta densidad

Fuente: Hidalgo, Delgado, 2016

De la figura 5.5 se puede indicar que el tanque de lechada de cal, sirve para preparar la cal que se adiciona con el fin de neutralizar el agua acida, que tiene un flujo volumétrico de 4 L/seg. Para el diseño del tanque se consideró un exceso como factor de seguridad de 35%, siendo el flujo de diseño 5.5 L/seg. Teniendo en consideración todos estos ítems, de calcularon las dimensiones del tanque:

Diametro, $D = 0.91$ m

Altura, $H = 0.91$ m

La potencia del motor se calculó considerando un factor de seguridad del 20%, siendo su valor de potencia = 0.15 HP

Para determinar la potencia se empleó el criterio de número de potencia el cual viene dado en función del número de Reynolds y del tipo del impulsor de agitación, según el nomograma proporcionado por las bibliografías de Bates, Fondy, y Corpstein, Ind. Eng. Chem. Process. Des. Dev. 2(4) 311 (1963).

En cuanto al tanque mezclador se determina teniendo en consideración el flujo del drenaje acido, el flujo de lechada de cal y el tiempo de residencia en el mismo. El flujo total al tanque mezclador (drenaje acido más lechada) es de $0.011 \text{ m}^3/\text{seg}$, siendo el tiempo de residencia de 4 min. Para el diseño se considera un factor de seguridad de 5%; siendo sus dimensiones:

Diámetro, $D = 1.52$ m

Altura, $H = 1.52$ m

Para calcular la potencia del tanque, se toma como base bibliográfica el factor $0.20 \text{ KW}/\text{m}^3$ (EPA 1983), siendo la potencia requerida de 0.74 HP

Por otro lado, el tanque aireador tiene dimensiones calculadas en función del flujo volumétrico de pulpa, $0.0115 \text{ m}^3/\text{seg}$, colocando un factor de seguridad del 5%. Las dimensiones así determinadas son las siguientes:

Diámetro, $D = 2.72$ m

Altura, $H = 1.82$ m

La potencia del agitador se calculó en función de la velocidad superficial del aire de 1 pie/min; con una relación diámetro del impulsor/diámetro del tanque = 0.20, empleando el nomograma de Hicks y Gates, Chem. Eng., 141-148 (19 July 1976); del cual se obtiene el valor de la potencia = 1.78 HP

Seguidamente para el cálculo del sedimentador se realiza en función del flujo volumétrico $0.011 \text{ m}^3/\text{seg}$ ($39.6 \text{ m}^3/\text{h}$) y con una velocidad de sedimentación de $3 \text{ min} = 0.85 \text{ m/h}$.

El área del sedimentador se calculó como parte del cociente entre el flujo volumétrico y la velocidad de sedimentación; lo que da un área de 46.588 m^2 , siendo el diámetro $D = 7.70 \text{ m}$

La altura del sedimentador se determinó según el rango de diámetros del espesador y los valores consignados en tabla proporcionada por fabricantes, la altura es de 3.05 m

Finalmente, el volumen del sedimentador calculado estará en función de sus dimensiones que contenga todos los flujos a ser tratados, lo cual es de 142.02 m^3 .

CONCLUSIONES

- Con la utilización de generación de lodos se reduce en 34,4% mejorándose la calidad del agua tratada lográndose alcanzarse niveles debajo de los Límites Máximos Permisibles establecidos en el D.S. 010-2010-MINAM; y el consumo de la cal (hidróxido de calcio) y floculante han disminuido en 5% menos respecto a la actual dosificación utilizada, siendo un claro indicador de la mejora del sistema de tratamiento propuesto.
- La neutralización convencional es una opción viable, pero el alto volumen de los lodos de baja densidad que se producen presenta desventaja con el proceso HDS; por ello el proceso de lodos de alta densidad ofrece ventajas como una producción de lodos de bajo volumen y alta densidad, costos económicos de operación, equipo y de materia prima (cal) disponibles.
- El diseño preliminar de la mejora del sistema de tratamiento propuesto en esta investigación, abarca la implementación de un sistema de aereación, optimización de los reactivos e insumos químicos, tanques de agitación, floculador y sedimentador; con lo cual se alcanzó obtener 0.34 mg/L en Mn, 0.28 mg/L en Fe, luego 0.26 mg/L en Zn, en 0.17 mg/L en Al y finalmente en 0.19 mg/L en Cu.
- Con las pruebas de laboratorio efectuadas dentro de la investigación se han determinado los parámetros óptimos de dosis de cal en forma de lechada fue de 285 ppm, y del floculante (tipo aniónico) de 0,45 ppm, con los cuales se ha determinado la velocidad óptima de sedimentación sea de 2,9 m/s, con tiempo de residencia de 2,5 h, reduciendo los volúmenes de lodos y la calidad del agua ácida tratada.
- Con la velocidad de oxidación de los sulfuros se determinó el tiempo de retención requerido para la oxidación del ion ferroso y con este dato se procedió al diseño del tanque de aireación.

SUGERENCIAS

1. Se sugiere Implementar la mejora del sistema de tratamiento propuesto para minimizar la generación de volúmenes de lodo y garantizar una buena calidad de agua ácida tratada; sin embargo, debe realizarse un estudio de ingeniería a detalle previo.
2. Es recomendable probar con floculantes de distinta densidad de carga ya que muchas veces la variación mineralógica en las pulpas de concentrados y relaves influyen en la performance del polímero aplicado como floculante.

BIBLIOGRAFIA

1. Teoría De La Sedimentación Por Ing. Luis E. Pérez Farrás Agosto 2005
2. Juberzay, C., & Gilceria, G. (11 De Noviembre De 2011). Slideshare. Obtenido De <https://es.slideshare.net/Guillermo150782/Coagulacion-Y-Loculacion>
3. Apha, Awwa, Wef. (1998). Standard Methods For The Examination Of Water And Wastewater. 20th Edition. P. 2-8:2-
4. Mc Cabe, L.; Smith, J. & Harriott, P. Sección 2, Mecánica De Fluidos. (Cuarta Ed.), Operaciones Unitarias En Ingeniería Química. Madrid, España: Edígrafos S.A
5. Instituto De Minería Y Medio Ambiente, Facultad De Ingeniería Geológica, Minera Y Metalúrgica. (2015). Análisis Y Caracterización Y Usos De Lodos Provenientes Del Túnel Pucará Y Bocaminas De Azalia. Lima, Perú.
6. Aduvire, O. and Aduvire, H. (2005) Aguas ácidas de mina: caracterización, mineralogía y microbiología. Ingeopres 141, pp. 52-62.
7. Aduvire, O., Escribano, M., García-Bermudez, P., López-Jimeno, C., Mataix, C. y Vaquero, I. (2006). Manual de construcción y restauración de escombreras. Ed. U. D. Proyectos (ETSIM-UPM). 633pp. ISBN: 84-96140-20-2.
8. Alpers, C. y Blowes, D. (1992). Environmental geochemistry of sulfide oxidation. National Meeting of the American Chemical Society. Washington, DC. 325-342.
9. APHA-AWWA-WPCF (2005), Standard methods for the examination de water and wastewater. APHA-AWWAWPCF, Washington D.C.
10. Bigham, J.M., Schwertmann, U., Carlson, L. y Murad, E. (1990). A poorly crystalized oxyhydroxysulfate of iron formed by bacterial oxidation of Fe(II) in AMD. *Geochimica Cosmochimica Acta*, 54, 2743-2754.
11. Aubé B., Lee D. (2015). The high density sludge (HDS) process and sulphate control. 10th International Conference on Acid Rock Drainage & IMWA Annual Conference
12. Bigham, J.M. y Nordstrom, D.K. (2000). Iron and aluminum hydroxysulfates from acid sulfate waters. En: Alpers, C.N., Jambor, J.L. y Nordstrom, D.K. (eds), Sulfate

- minerals: crystallography, geochemistry and environmental significance. *Reviews in Mineralogy & Geochemistry*, MSA, Virginia. USA. (40), 350-403.
13. Hammarstrom, J.M., Seal II, R., Meier, A. and Kornfeld, J. (2005) Secondary sulfate minerals associated with acid drainage in the Eastern US: recycling of metals and acidity in surficial environments. *Chemical Geology* 215, pp. 407-431.
 14. Bullen C. J. (2013). An investigation into the mechanisms controlling the formation of high density sludge. Thesis submitted to the University of Wales for the Doctor of Philosophy. Published by ProQuest LLC, USA.
 15. Jönsson, J., Jönsson, J. and Lövgren, L. (2006) Precipitation of secondary Fe(III) minerals from acid mine drainage. *Applied Geochemistry* 21, pp. 437-445.
 16. Camprubi A. (2003). Geoquímica de fluidos de los depósitos epitermales del sureste del Distrito de Temascaltepec Estado de México. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 20(2), 107-123.
 17. MEND. Mine Environment Neutral Drainage. (2005). List of Potential Information Requirements in Metal Leaching/Acid Rock Drainage Assessment and Mitigation Work. MEND Report 5.10E.
 18. Swedlund, P. and Webster, J. (2001). Cu and Zn ternary surface complex formation with SO₄ on ferrihydrite and schwertmannite. *Applied Geochemistry* 16, pp. 503-511
 19. Camprubi A., Albinson T. (2006). Depósitos epitermales en México: actualización de su conocimiento y reclasificación empírica. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*, LVIII (1), 27-81.
 20. Stumm, W. y Morgan, J. (1981). *Aquatic chemistry*. Wiley Interscience. 470pp.
 21. Walton, K. (1992). Microbiological and chemical characteristics of an stream draining a disused copper mine. *Environmental Pollution*, 76, 169-175.
 22. Environmental Protection Agency (1973). *Processes, Procedures and Methods to Control Pollution from Mining Activities*. EPA-430/9-73-011, Washington, D. C.
 23. Williams, T. y Smith, B. (2000). Hydrochemical characterization of acute acid mine drainage. *Environmental Geology*, 39 (4-5), 272-278.

24. Espinosa-Rodríguez, M. A.; Hidalgo-Millán, A.; Delgado-Delgado, R. Diseño de un sistema de tratamiento para el drenaje ácido de mina basado en el proceso de lodos de alta densidad (HDS); Ingeniería, vol. 20, núm. 2, 2016, pp. 64-75, Universidad Autónoma de Yucatán, Mérida, México
25. Nebgen J., Weatherman D., Valentine M., Shea E. (1976). Treatment of acid mine drainage by the alumina-limesoda process. Technology Series Report, EPA-600/2-76-206.
26. Haines G., Kostenbader P. (1970). High-density sludge process for treating acid mine drainage. Third Symposium on Coal Mine Drainage Research, Mellon Institute, Pittsburgh, Pennsylvania.
27. Moreira M., Lema J. (1995). Planta de tratamiento de aguas de mina: Optimización del funcionamiento y reducción del volumen de lodos. Revista de Ingeniería Química, 309, 129-133.
28. Espinosa M., Arteaga E., Zambrano R., González L. (2010). Cinética de oxidación de la pirita, subproducto ácido del drenaje de la mina la guitarra. Ingenierías, XIII (49), 63-69.
29. Kuyucak N., Lindvall M., Rufo J., Fernández A. (2012). Implementation of a high density sludge (HDS) treatment process at the Boliden Apirsa mine site. Congress Mine, Water & Environment IMWA, Sevilla, Spain.

ANEXOS 01

SIGNIFICADOS DEL APHA- AWWA-WPCF 2005

A.- SÓLIDOS TOTALES mg/l

El total de sólidos disueltos (a menudo abreviado como TDS, del inglés: Total Dissolved Solids) es una medida del contenido combinado de todas las sustancias inorgánicas y orgánicas contenidas en un líquido en forma molecular, ionizada o en forma de suspensión micro-granular (sol coloide).

B.- SÓLIDOS DISUELTOS TOTALES mg/l

El término sólidos disueltos totales (TDS) describe el peso total de los componentes sólidos (minerales, sales o metales) disueltos en el agua por unidad de volumen que se mide en miligramos por litro (mg/L) o partes por millón (ppm), menor a 1,5 micras.

C.- SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES mg/l

Los sólidos suspendidos totales o el residuo no filtrable de una muestra de agua natural o residual industrial o doméstica, se definen como la porción de sólidos retenidos por un filtro de fibra de vidrio (Whatman 036490 papel de filtro de fibra de vidrio 934-ah Hecho de 100% cristal de borosilicato, Químicamente inerte, Completamente libre de carpetas de anillas, con abertura de 1.5 micras) que posteriormente se seca a 103-105°C hasta peso constante.

D.- SÓLIDOS SEDIMENTABLES mg/l

Es la cantidad de material que sedimenta de una muestra en un período de tiempo. Pueden ser determinados y expresados en función de un volumen (mL/L) o de una masa (mg/L), mediante volumetría y gravimetría respectivamente.

ANEXOS 02

ANÁLISIS ESTADÍSTICO DE LA CAL, POLIMERO Y TIEMPO UTILIZADO PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS

DATOS EXPERIMENTALES

Cal (g)	Polímero (ml)	Tiempo	Recuperación
5	1.0	4	71.5
15	1.0	4	64.8
5	6.0	4	74.7
15	6.0	4	75.4
5	1.0	10	82.3
15	1.0	10	65.8
5	6.0	10	73.7
15	6.0	10	78.4
10	3.5	7	80.3
10	3.5	7	81.1
10	3.5	7	80.6

Análisis de Varianza

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Modelo	8	362.875	45.359	277.71	0.004
Lineal	3	103.015	34.338	210.23	0.005
Cal (g)	1	39.605	39.605	242.48	0.004
Polimero (ml)	1	39.605	39.605	242.48	0.004
Tiempo	1	23.805	23.805	145.74	0.007
Interacciones de 2 términos	3	118.455	39.485	241.74	0.004
Cal (g)*Polimero (ml)	1	102.245	102.245	625.99	0.002
Cal (g)*Tiempo	1	4.205	4.205	25.74	0.037
Polimero (ml)*Tiempo	1	12.005	12.005	73.50	0.013
Interacciones de 3 términos	1	23.805	23.805	145.74	0.007
Cal (g)*Polimero (ml)*Tiempo	1	23.805	23.805	145.74	0.007
Curvatura	1	117.600	117.600	720.00	0.001
Error	2	0.327	0.163		
Total	10	363.202			

Resumen del modelo

S	R-cuad.	R-cuad. (ajustado)	R-cuad. (pred)
0.404145	99.91%	99.55%	*

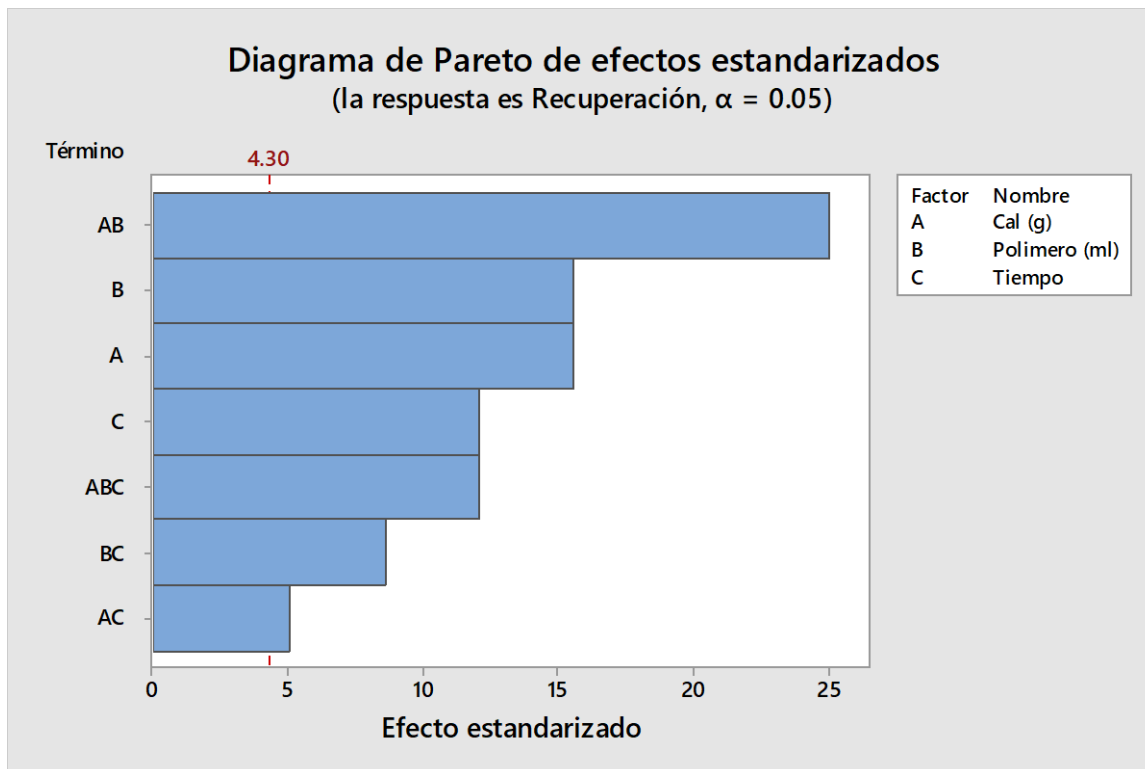
Coefficientes codificados

Término	Efecto	Coef	EE del coef.	Valor T	Valor p	VIF
Constante		73.325	0.143	513.17	0.000	
Cal (g)	-4.450	-2.225	0.143	-15.57	0.004	1.00
Polimero (ml)	4.450	2.225	0.143	15.57	0.004	1.00
Tiempo	3.450	1.725	0.143	12.07	0.007	1.00
Cal (g)*Polimero (ml)	7.150	3.575	0.143	25.02	0.002	1.00
Cal (g)*Tiempo	-1.450	-0.725	0.143	-5.07	0.037	1.00

Polimero (ml)*Tiempo	-2.450	-1.225	0.143	-8.57	0.013	1.00
Cal (g)*Polimero (ml)*Tiempo	3.450	1.725	0.143	12.07	0.007	1.00
Pt Ctral		7.342	0.274	26.83	0.001	1.00

Ecuación de regresión en unidades no codificadas

$$\begin{aligned}
 \text{Recuperación} = & 61.99 + 0.019 \text{ Cal (g)} + 2.393 \text{ Polimero (ml)} + 3.240 \text{ Tiempo} \\
 & - 0.0360 \text{ Cal (g)*Polimero (ml)} - 0.2093 \text{ Cal (g)*Tiempo} \\
 & - 0.6233 \text{ Polimero (ml)*Tiempo} \\
 & + 0.04600 \text{ Cal (g)*Polimero (ml)*Tiempo} \\
 & + 7.342 \text{ Pt Ctral}
 \end{aligned}$$



Según el diagrama de Pareto se aprecia que la interacción del tiempo, cal y polímero tienen significancia para el tratamiento de las aguas de drenaje de mina. Siendo de mayor interés la utilización de la cal y del polímero aniónico.

ANEXOS 03

EVALUACIÓN DE LA ESPONTANEIDAD DE LA REACCIÓN DE NEUTRALIZACIÓN DE ÁCIDO SULFÚRICO CON CARBONATO DE CALCIO

Para evaluar la espontaneidad de neutralización del ácido sulfúrico con la cal se observa en la Tabla N° 01, vista a continuación.

Tabla N° 01 Energía Libre de productos / reactivos de la reacción de neutralización

Productos / Reactivos	ΔG° (kJ / mol) a 25°C (298.15 K)
H ₂ SO _{4(l)}	-690.00
H ₂ SO _{4(ac)}	-744.53
CaCO _{3(s)}	-1128.80
CaSO _{4(s)}	-1321.80
H ₂ O _(l)	-237.20
CO _{2(g)}	-394.40

Fuente: Tablas de propiedades termodinámicas del archivero de la UNAM (La Universidad Nacional Autónoma de México), Facultad de Química.

a) Cálculo de la variación de la energía libre de Gibbs Estándar para la reacción:



$$\Delta G = \sum \Delta G (\text{Productos}) - \sum \Delta G (\text{Reactivos})$$

$$\Delta G = \{-1321.80 - 237.20 - 394.40\} - \{-690.00 - 1128.80\} \frac{\text{kJ}}{\text{mol}}$$

$$\Delta G = \{-1953.4\} - \{-1818.8\} \frac{\text{kJ}}{\text{mol}}$$

$$\Delta G = -134.6 \frac{\text{kJ}}{\text{mol}}$$

Ello para la reacción con ácido sulfúrico en estado líquido.

b) Ahora calculando para el acuoso será:

$$\Delta G = \{-1321.80 - 237.20 - 394.40\} - \{-744.53 - 1128.80\} \frac{\text{kJ}}{\text{mol}}$$

$$\Delta G = \{-1953.40\} - \{-1873.33\} \frac{\text{kJ}}{\text{mol}}$$

$$\Delta G = -80.07 \frac{\text{kJ}}{\text{mol}}$$

Ello para la reacción con ácido sulfúrico en estado acuoso.

Se observa que en ambas reacciones la energía libre resultante es negativa, por ende, las reacciones son espontáneas a 25°C.