

ESCUELA SUPERIOR POLITÉCNICA DEL LITORAL

Facultad de Ingeniería en Ciencias de la Tierra

Propuesta de tratamiento de drenaje ácido de mina aplicando sistemas pasivos en una mina subterránea ubicada en el Campo Minero Ponce Enríquez.

PROYECTO INTEGRADOR

Previo la obtención del Título de:

Ingeniero de Minas

Presentado por:

Danny Josué Torres Zambrano

GUAYAQUIL - ECUADOR

Año: 2022

DEDICATORIA

El presente proyecto lo dedico a mi querida madre, quien nunca se rindió conmigo y me apoyó hasta el final. Gracias por ser mi ejemplo a seguir y esto es para ti.

También va dedicado con mucho cariño para mi enamorada Gina Peña, quien fue y sigue siendo la mejor persona, apoyo y motor para seguir trabajando día a día. Esto va por ti.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a mis padres Narcisa Zambrano y Jorge Torres por haberme apoyado y aconsejado a largo de este camino, a mis hermanos Emely Torres y Kevin Torres por haber estado siempre conmigo en los malos y buenos momentos. A mi pareja Gina Peña por animarme cada día durante todo mi periodo de estudio. Quiero agradecer a mis profesores por haber influido en mi desarrollo laboral y personal. A la PhD. Priscila Valverde por su consejos y apoyo, por animarme a seguir adelante y mejorar, por ser una excelente profesional y haberme aportado todo su conocimiento. A la PhD. Samantha Jiménez por su sabiduría y paciencia en este proceso de investigación y desarrollo. Al Ing. Bolívar Holguín, Ing. Tyrone Borja, Ing. Adolfo Villaquiran e Ing. Abner Valdivieso por su solidaridad, amistad y haberme guiado durante los días de trabajo.

DECLARACIÓN EXPRESA

"Los derechos de titularidad y explotación, me corresponde conforme al reglamento de propiedad intelectual de la institución; *Danny Josué Torres Zambrano* y doy mi consentimiento para que la ESPOL realice la comunicación pública de la obra por cualquier medio con el fin de promover la consulta, difusión y uso público de la producción intelectual"



Danny Josué Torres Zambrano

EVALUADORES

PhD. Priscila Valverde
PROFESOR TUTOR

PhD. Elizabeth Peña
PROFESOR COTUTOR

PhD. Samantha Jiménez Oyola
PROFESOR DE LA MATERIA - TUTOR

RESUMEN

El campo minero Ponce Enríquez es uno de los campos mineros más importantes de Ecuador, donde una de las principales problemáticas medioambientales es la generación del drenaje ácido minero (DAM). Actualmente, la empresa minera objeto de estudio presenta efluentes mineros que no cumplen con lo establecido en la normativa ecuatoriana, por lo que surge la necesidad de implementar un sistema de tratamiento acorde a las necesidades de la operación minera. Por tal razón, el objetivo de este trabajo es proponer un sistema de tratamiento de DAM para que el efluente pueda ser descargado a los cuerpos hídricos superficiales sin generar una afectación ambiental. Para este propósito, se caracterizó el efluente minero y se seleccionó el tratamiento adecuado mediante; (i) campañas de muestreo; (ii) análisis de laboratorio; y (iii) trabajo de gabinete. Con base en los datos obtenidos y a las condiciones de la mina, se propuso dos tipos de tratamiento; un sistema pasivo que consiste en la implementación de un humedal anaerobio, y un sistema activo mediante el uso de un sedimentador de cal. Para el sistema pasivo se planteó el diseño de un humedal anaerobio con un área de 1300 m² y profundidad de 1.70 m, y consistió en una capa de sustrato (compost y aserrín) y en la parte inferior una cama de caliza. Además, el humedal incluye la siembra de las especies totora (*Schoenoplectus californicus*) y jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*) para la absorción de metales y metaloides. El sistema activo se estableció para depurar el agua mediante un sedimentador con 20 mL de lechada de cal a una concentración de 2.5% (25 gr hidróxido de calcio/ 1000 mL de agua), para así neutralizar el pH (de 2.9 a 7.3) y sedimentar los flóculos generados en el proceso. Los diseños de tratamiento propuestos pueden ser utilizados en un largo periodo y la remoción teórica de los contaminantes es del 85 % a 90 %. Este proyecto busca contribuir al cumplimiento de los objetivos de desarrollo sostenible N° 6 y N° 12, agua limpia y saneamiento mediante una producción y consumo responsable.

Palabras Clave: drenaje ácido, lechada de cal, humedal, remediación.

ABSTRACT

*The Ponce Enriquez mining area is one of the most important mining fields in Ecuador, where one of the main environmental problems is the generation of acid mine drainage (DAM). Currently, the mining company under study presents mining effluents that do not comply with the provisions of Ecuadorian regulations. In this line, there is a need to implement a treatment system according to the situation of the mining operation. For this reason, the objective of this work is to propose a DAM treatment system so that the effluent can be discharged to surface water bodies without generating an environmental affectation. For this purpose, the mining effluent was characterized, and the appropriate treatment was selected through; (i) sampling campaigns; (ii) laboratory analysis; and (iii) office work. Based on the data obtained and the conditions of the mine, two types of treatment were proposed; a passive system that consists of the implementation of an anaerobic wetland, and an active system using a lime settler. For the passive system, the design of an anaerobic wetland with an area of 1300 m² and a depth of 1.70 m was proposed, and it consisted of a layer of substrate (compost and sawdust) and a limestone bed at the bottom. In addition, the wetland includes the planting of the species totora (*Schoenoplectus californicus*) and water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) for the absorption of metals and metalloids. The active system was established to purify the water through a settler with 20 mL of milk of lime at a concentration of 2.5% (25 g calcium hydroxide/1000 mL of water), to neutralize the pH (from 2.9 to 7.3) and settle the flocs generated in the process. The proposed treatment designs can be used over a long period and the theoretical removal of pollutants is 85% to 90%. This project seeks to contribute to the fulfillment of sustainable development objectives No. 6 and No. 12, clean water and sanitation through responsible production and consumption.*

Keywords: *acid drainage, lime slurry, wetland, remediation.*

ÍNDICE GENERAL

EVALUADORES.....	6
RESUMEN.....	7
<i>ABSTRACT</i>	8
ÍNDICE GENERAL	9
ABREVIATURAS.....	12
SIMBOLOGÍA	13
ÍNDICE DE FIGURAS	14
ÍNDICE DE TABLAS.....	16
CAPÍTULO 1.....	17
1. Introducción	17
1.1 Descripción del problema.....	18
1.2 Justificación del problema.....	18
1.3 Objetivos.....	19
1.3.1 Objetivo General	19
1.3.2 Objetivos Específicos.....	19
1.4 Marco teórico	19
1.4.1 Generalidades de DAM.....	19
1.4.2 Tratamientos aplicables a los efluentes mineros.....	20
1.4.3 Tratamientos Activos	21
1.4.4 Tratamientos Pasivos.....	22
CAPÍTULO 2.....	25
2. Metodología	25
2.1 Zona de estudio	25
2.2 Campaña de muestreo.....	27
2.3 Análisis de Laboratorio.....	28
2.4 Procesamiento de información.....	29
2.5 Propuesta de diseño de tratamiento de DAM	29

2.5.1	Selección y diseño de sistema de tratamiento pasivo.....	29
2.5.2	Cálculo de caudal	30
2.5.3	Caracterización fisicoquímica del DAM nivel 270	31
2.5.4	Dimensionamiento de Humedal	31
2.5.5	Cálculo de cantidad de caliza requerida	32
2.5.6	Selección de sustrato para humedal	32
2.5.7	Selección de vegetación para el humedal.....	32
2.6	Utilización de hidróxido de calcio como elemento neutralizador.....	33
2.6.1	Caracterización fisicoquímica del DAM del nivel 280.....	33
2.6.2	Cálculo de caudal	33
2.6.3	Pruebas discontinuas de neutralización – precipitación.....	33
2.6.4	Diseño de sedimentador	34
CAPÍTULO 3.....		36
3.	Resultados.....	36
3.1	Caracterización temporal del agua – bocamina 280	36
3.2	Caracterización del agua en función del flujo – bocamina 280.....	39
3.3	Caracterización temporal del agua – bocamina 270	41
3.4	Caracterización del agua en función del flujo – bocamina 270.....	44
3.5	Diseño de unidad de tratamiento convencional - Sedimentador	46
3.5.1	Cálculo del Caudal.....	46
3.5.2	Curvas de neutralización	47
3.5.3	Curva de sedimentación	48
3.5.4	Cálculo de la velocidad de sedimentación	50
3.5.5	Diseño de sedimentador	50
3.6	Diseño del sistema de tratamiento pasivo	53
3.6.1	Dimensionamiento de humedal.....	54
	Sustrato para tratamiento.....	54
	Selección de vegetación	54

Diseño del humedal.....	55
CAPÍTULO 4.....	58
4. Conclusiones Y RECOMENDACIONES.....	58
4.1 CONCLUSIONES.....	58
4.2 Recomendaciones.....	59
ANEXOS.....	60
BIBLIOGRAFÍA.....	67

ABREVIATURAS

ESPOL	Escuela Superior Politécnica del Litoral
TULSMA	Texto Unificado de Legislación Secundaria del Ministerio del Ambiente
LMP	Límite máximo permisible
DAM	Drenaje Acido Minero
CE	Conductividad Eléctrica
Eh	Potencial de reducción
OD	Oxígeno Disuelto
ALD	Drenaje Anoxido Calizo
SAPS	Sistemas sucesivos de producción de alcalinidad

SIMBOLOGÍA

T	Temperatura
µm	Micra
mL	Mililitro
mg	Miligramo
cm	Centímetro
pH	Potencial de Hidrógeno
m	Metro
mV	Milivoltio
L	Litro
Cu	Cobre
Ni	Níquel
C	Carbono
Mn	Manganeso
P	Fósforo
Al	Aluminio
Fe	Hierro
SO ₄ ²⁻	Sulfatos

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1 Diseño de un humedal construido. Fuente: Lu et al. (2022)	23
Figura 1.2 Diseño de humedal construido compuesto. Fuente: Peralta et al. (2022)	23
Figura 1.3 Esquema de la sección transversal de un sistema ALD. Fuente: MACEDO A. H., (2014).....	24
Figura 2.1 Localización de la zona de estudio y ubicación del lugar de muestreo.....	25
Figura 2.2 Galerías principales de acceso a interior mina y puntos de muestreos	26
Figura 2.3 Perfil de la cota 280	27
Figura 2.4 Perfil de la cota 270	27
Figura 2.5 Toma de muestras en campo	28
Figura 2.6 Ensayos de neutralización y precipitación de la muestra	29
Figura 2.7 Diagrama de flujo para seleccionar el sistema o la combinación de sistemas para el tratamiento pasivo de drenajes ácidos de mina (Modificada de Skousen et al., 1994, 1998; Watzlaf e Hyman, 1995 y Hedin, 1997).....	30
Figura 3.1 Esquema de las labores mineras de la empresa de estudio, cota 280	36
Figura 3.2 Presenta la variación espacial de los parámetros muestreados en la cota 280 durante los días medidos.....	38
Figura 3.3 Presenta el promedio de los parámetros medidos en los puntos establecidos de la cota 280	40
Figura 3.4 Esquema de las labores mineras de la empresa de estudio.....	41
Figura 3.5 Presenta la variación espacial de los parámetros muestreados en la cota 270 durante los días medidos.....	43
Figura 3.6 Presenta el promedio de los parámetros medidos en los puntos establecidos de la cota 270	45
Figura 3.7 Concentraciones del coagulante	47
Figura 3.8 Curva comparativa de neutralización a diferentes concentraciones	48
Figura 3.9 Curva de Sedimentación de la muestra de 1000mL.....	49
Figura 3.10 Curva de periodo de detención y profundidad de sedimentador. Fuente: Teoría y Diseño de Control de los Procesos de Clarificación de Agua	50
Figura 3.11 Dimensiones del sedimentador	53
Figura 3.12 Dimensiones del humedal	56
Figura A.4.1 Curva de periodo de detención y profundidad de sedimentador. Fuente: Teoría y Diseño de Control de los Procesos de Clarificación de Agua	61

Figura A.4.2 Curva para el seleccionamiento de la Velocidad Horizontal. Fuente: Teoría y Diseño de Control de los Procesos de Clarificación de Agua	62
Figura A.4.3 Relación del diámetro de particular con velocidad de sedimentación	63
Figura A.4.4 Resultado de análisis realizado por el laboratorio acreditado Gruntec, Cota 270	64
Figura A.4.5 Resultado de análisis realizado por el laboratorio acreditado Gruntec, Cota 280	65

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 2.1 Reporte de Análisis. Fuente GRUNTEC 2021	31
Tabla 2.2 Dimensionamiento de la cama de caliza. Pearson y Mcdonnell 1998	32
Tabla 3.1 Datos de tiempo tomados in situ.....	46
Tabla 3.2 Datos de dimensión de cuneta	46
Tabla 3.3 Datos de sedimentación	49
Tabla 3.4 Dimensionamiento para sedimentador	52
Tabla 3.5 Metales Totales que superan el LMP, cota 280 y 270	53

CAPÍTULO 1

1. INTRODUCCIÓN

En Ecuador, la extracción del oro (Au) es una actividad importante para la economía nacional, los inicios de esta actividad se remontan a aproximadamente 3500 años A.C. (Larenas et al., 2017). De hecho, su desarrollo en el territorio nacional abarca tres etapas de la historia ecuatoriana precolombina, colonial y republicana (Mestanza-Ramón et al., 2022). La producción de oro en Ecuador se da a través de la extracción a nivel artesanal, de pequeña, de mediana y gran escala, predominando la minería artesanal y de pequeña escala (Mestanza-Ramón et al., 2021).

El drenaje ácido minero (DAM) es uno de los principales problemas medioambientales que surge a partir de la extracción del mineral (Hilson & van der Vorst, 2002). Los efluentes mineros ácidos, de acuerdo con su nivel de acidez, pueden ser considerados netamente ácidos y extremadamente ácidos. La causa principal de la formación del DAM es la oxidación acelerada de la pirita (FeS_2) y otros minerales sulfídicos. Esta oxidación ocurre debido a la exposición al agua y al oxígeno. Además, el DAM pueden provenir de las aguas de lavado y de los procesos de lixiviación de sulfuros metálicos, entre otros (Vendrell-Puigmitja et al., 2020).

El cantón Camilo Ponce Enríquez es una de las zonas mineras de oro más importantes del Ecuador. En este cantón operan aproximadamente 18 empresas mineras (Morán-Jumbo, 2017) y se encuentran registradas 57 áreas mineras artesanales, 42 concesiones de pequeña minería, 3 concesiones de gran minería y 5 concesiones en régimen general (Mestanza-Ramón, C et al., 2022). El DAM es uno de los principales problemas a los que se enfrenta la industria minera en el campo minero Ponce Enríquez, debido a que estas aguas proceden de las minas activas y, en su mayoría, de las abandonadas, así como de los residuos mineros, por lo que ha sido necesario a lo largo del tiempo analizar sus impactos e implementar sistema de tratamiento, que en muchos casos han resultado ineficientes. Diversos estudios han informado sobre el alto grado de contaminación de los ríos del sector, debido principalmente al DAM y la gestión inadecuada de los residuos mineros (Carling et al., 2013; Tarras-Wahlberg, 2002). En este contexto, este proyecto tiene como finalidad proponer un sistema de tratamiento de DAM que permita a las empresas mineras cumplir con los criterios de calidad para descargas de efluentes.

1.1 Descripción del problema

La minería ha sido declarada como uno de los sectores estratégicos del Ecuador, a pesar de ello es una de las actividades antrópicas que más impactos negativos provoca sobre el medio ambiente cuando no se realiza de manera adecuada. Ponce Enríquez es uno de cantones donde se ha evidenciado los efectos del DAM sobre el medio ambiente (Burbano & López, 2022). Entre las afectaciones se encuentra la contaminación de los afluentes del río Gala, deteriorando la calidad del agua, lo que provoca alteraciones en la biodiversidad y problemas de salud a los residentes de las comunidades aledañas a los efluentes que usan las aguas para consumo, agricultura, ganadería, entre otros (Escobar, 2021). En la empresa minera objeto de estudio se retira el material rocoso para llegar al mineral de interés, en este proceso la roca entra en contacto con el agua y con el oxígeno, generando así el DAM. Estas aguas quedan cargadas con metales pesados y/o elementos potencialmente tóxicos que son dañinos para el medio ambiente y la salud humana. A pesar de la importancia del tratamiento del DAM proveniente de las labores subterráneas, la empresa minera objeto de estudio no cuenta con un sistema de tratamiento eficaz, lo que ocasiona altas concentraciones de elementos potencialmente tóxicos, incumpliendo lo establecido en la normativa ecuatoriana para descargas. Por lo tanto, es imprescindible contar con un sistema de tratamiento que permita la reducción de la concentración de los contaminantes del agua para mantener así las concentraciones por debajo de los límites permisibles y garantizar la calidad de los recursos hídricos en los entornos mineros.

1.2 Justificación del problema

Los efluentes mineros presentan características ácidas y poseen metales o metaloides en concentraciones muy elevadas, por lo tanto, existe la obligación de implementar sistemas de tratamiento que permitan eliminar la carga contaminante del efluente, previo a su reutilización o descarga a los cuerpos hídricos. Actualmente, la empresa no cuenta con un sistema de tratamiento que garantice la calidad de los efluentes acorde a lo establecido en la normativa (TULSMA). En este contexto, el presente proyecto se enfoca en la propuesta de un sistema de tratamiento de bajo costo y fácil operación que permita a la empresa minera cumplir con los estándares de la calidad ambiental establecidos en la normativa ecuatoriana.

La importancia del estudio del DAM y la propuesta de sistemas de remediación radica la mitigación de los efectos negativos generados por el DAM. La implementación de

sistemas pasivos como la construcción de humedales no genera gastos mayores a largo plazo, y reduce metales en forma pasiva hasta alcanzar los límites permisibles del acuerdo ministerial TULSMA. En el punto de vista social, la aplicación de estrategias de remediación cuida el entorno de las comunidades aledañas y reduce el riesgo de contraer enfermedades producto del contacto con contaminantes, además favorece el crecimiento sostenible de la zona. Esta es una tecnología eco amigable y muy eficiente que permite el tratamiento de las aguas ácidas, tanto a pequeña escala como en la mediana y gran minería.

1.3 Objetivos

1.3.1 Objetivo General

Proponer un sistema de tratamiento de drenaje ácido de mina (DAM), mediante la caracterización fisicoquímica del DAM, de cara al cumplimiento de la normativa aplicable para descargas de efluentes a cuerpos hídricos superficiales.

1.3.2 Objetivos Específicos

- Caracterizar el DAM mediante el muestreo de parámetros fisicoquímicos, para el análisis e identificación del sistema de tratamiento más idóneo.
- Identificar las variables y parámetros necesarios para el diseño y dimensionamiento de un humedal como sistema de tratamiento pasivo de DAM.
- Proponer un sistema de dosificación de calcita aplicado a la remoción de partículas en suspensión y metales pesados, como complemento del tratamiento pasivo.

1.4 Marco teórico

1.4.1 Generalidades de DAM

Las labores mineras, principalmente en minería metálica, pueden ser potencialmente generadores de DAM, dado que al estar en contacto con el material sulfuroso (ej. pirita) y oxígeno, producen la acidificación de las aguas de mina, esta tiende a contaminarse y volverse tóxica, y con la ayuda de bacterias que catalizan y aceleran el proceso (Ordoñez, 1999).

Las características generales del DAM incluyen una alta acidez ($\text{pH} < 3$), y altas concentraciones de sulfato y metales (principalmente hierro, aluminio, zinc y otros metales pesados). Una vez que se genera el DAM, resulta difícil controlar el proceso; esto da lugar a una grave contaminación ambiental que requiere, en algunos casos,

elevados costos de tratamiento. En la Tabla 1 se presentan las principales características y el impacto ambiental que puede generar el DAM.

Tabla 1.1 Características principales del impacto del DAM (Zevallos Santivañez, 2016).

Propiedad	Especies Químicas	Concentración (rangos en solución)	Impacto Ambiental
Acidez	H ⁺	pH<4.5	Pérdida de bicarbonato para los organismos fotosintéticos; degradación y muerte de animales y plantas; reducción en la calidad del agua potable; movilización de iones metálicos; corrosión de estructuras hechas por el hombre.
Precipitación de hierro	Fe ³⁺ , Fe ²⁺ , Fe (OH) ₃ (S)	100 a 1000 mg/l	Decoloración y turbidez en la recepción de agua a medida que aumenta el pH y las sales férricas precipitan, asfixia de los organismos bentónicos y la obstrucción de branquias de los peces, reducción de la luz que penetra en la columna de agua, incrustación de hierro en las estructuras hechas por el hombre
Metales pesados y metaloides disueltos	Cu, Pb, Zn, Cd, Co, Ni, Hg, As, Sb	0.01 a 1000 mg/l	Degradación y muerte de animales y plantas, bioacumulación, reducción en la calidad de agua potable, contaminación de sólidos y sedimentos
SDT	Ca, Mg, K, Na, Fe, AL, Si, Mn.	100 a más de 10000 mg/l	Reducción de la calidad del agua potable, reducción en la calidad de agua en reserva, incrustación de SDT en las estructuras hechas por el hombre en forma de sal. Contaminación de sólidos y sedimentos.

1.4.2 Tratamientos aplicables a los efluentes mineros

Hoy en día, existen varios métodos para el tratamiento de DAM, se los categoriza como tratamientos pasivos y activos. Las técnicas de tratamiento activo como el uso de bacterias reductoras de sulfato de neutralización, precipitación selectiva, ósmosis inversa y adsorción constituyen sistemas de alto presupuesto y un tiempo de aplicación corto. Por otra parte, los métodos pasivos como el uso de humedales, inyección de sustrato orgánico, barreras reactivas permeables, fitorremediación y reactivos pasivos bioquímicos, son basados en el uso de los recursos naturales del medio como soporte fundamental para el tratamiento, los cuales son sistemas ecoeficientes y rentables, pero de largo periodo de remediación (Gamion & Horna, 2021).

Convencionalmente, el tratamiento del DAM se realiza con método pasivos, ya sea en instalaciones que se encuentran operativas o en áreas con pasivos ambientales mineros.

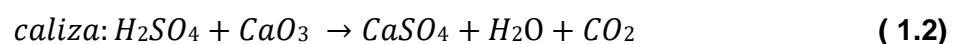
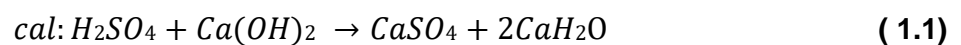
El uso de los métodos pasivos se debe a su bajo coste de construcción, mantenimiento y fácil operación.

1.4.3 Tratamientos Activos

El tratamiento activo se refiere a la adición de reactivos químicos (Choque Gonza, 2020). Se fundamentan en el procesamiento químico del DAM que puede involucrar la adición de reactivos químicos alcalinos para precipitar metales u otras técnicas como la adsorción, intercambio iónico y tecnologías de membrana (Kefeni et al., 2017). Entre los reactivos neutralizantes alcalinos que se suelen usar se encuentra la cal (óxido de calcio), la cal apagada, el carbonato cálcico, el hidróxido sódico, el bicarbonato sódico, el óxido de magnesio y el hidróxido de magnesio (Palma Huillca, 2018). Actualmente, se está experimentando con procesos de desalinización usando el boro-calcio (ABC en inglés) que ha permitido neutralizar, remover y recuperar los metales mediante un tratamiento de los lodos generados siendo esta agua reutilizada (Keller et al., 2018).

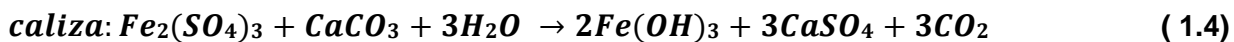
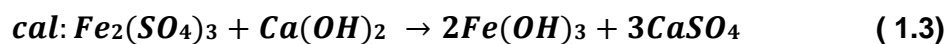
Es importante considerar que los métodos de tratamiento convencionales o activos de aguas ácidas tienen un coste elevado, por lo que no pueden ser mantenidos por un período prolongado una vez finalizada la vida de la mina. Teniendo en cuenta que el problema de las aguas ácidas puede perdurar, según las estimaciones de Younger (1997), varios cientos de años.

Uno de los tratamientos activos es el convencional o método químico, este consta en la neutralización de las aguas ácidas donde, mediante una lechada de cal, se sube el pH hasta valores en torno a 10, con lo que se forman hidróxidos de hierro y manganeso. A mayor detalle se presenta las ecuaciones de la neutralización del ácido con una base:



Este proceso requiere de oxidación del hierro ferroso o férrico, es necesario que el agua se airee (ej. pasar a los tanques de aireación), donde se consigue la oxidación del hierro ferroso y el manganeso.

Para completar un buen tratamiento se requiere la precipitación de los hidróxidos de hierro (ecuación 1.3 y 1.4), para esto se adicionan floculantes que ayudan a la sedimentación de los materiales en suspensión. La separación de los insolubles se realiza en decantadores, con ayuda de floculantes. La concentración de metales pesados se reduce por precipitación de hidróxidos al incrementarse el pH.



1.4.4 Tratamientos Pasivos

En la última década se han investigado diversos métodos de tratamiento pasivo y se ha comprobado que dan buenos resultados en la neutralización del pH y en la eliminación de metales pesados. Además, requieren poco mantenimiento y su bajo coste puede ser asumido durante largos períodos de tiempo (20 a 40 años) una vez clausurada la instalación minera (Watzlaf, 1997). Los métodos de tratamiento pasivos que más se emplean son los humedales artificiales (aerobios o anaerobios), sistemas de producción de alcalinidad, drenajes anóxicos calizos (ALD) y cuando el problema se presenta en subterráneo, las barreras reactivas permeables. El propósito de todos estos sistemas es la supresión de la acidez, la eliminación de los sólidos de suspensión y precipitación de metales pesados. Entonces estos actúan de manera que cambien las condiciones de potencial redox (Eh) y pH de tal forma que se favorezca la formación de especies insolubles que precipiten y retengan la carga contaminante (López et al., 2002). A continuación, se presentan los sistemas de tratamiento pasivo más empleados en la industria minera para el tratamiento del DAM.

1.4.4.1 Humedales

Los humedales construidos para el tratamiento de DAM pueden ser principalmente aeróbicos o anaeróbicos. Los humedales aeróbicos son estanques poco profundos (< 30 cm), con o sin vegetación de humedal, que sirven principalmente para ralentizar el agua afluyente y permitir la oxidación de metales, la hidrólisis y la sedimentación de partículas. A menudo se utilizan deflectores desviadores de flujo para ayudar a reducir los caudales. Puede utilizarse piedra caliza para facilitar la neutralización, pero los humedales aeróbicos suelen utilizarse como etapa final de tratamiento de "pulido" antes de verter el agua a los cauces receptores (Mays & Edwards, 2001). Por el contrario, los humedales anaeróbicos, a veces denominados "biorreactores", son relativamente profundos (>30 cm) con un sustrato de tierra, turba de musgo, compost de hongos, aserrín, paja/estiércol u otro material orgánico a base de carbono, generalmente cubiertos o mezclado con piedra caliza (J. G. Skousen et al., 2019).

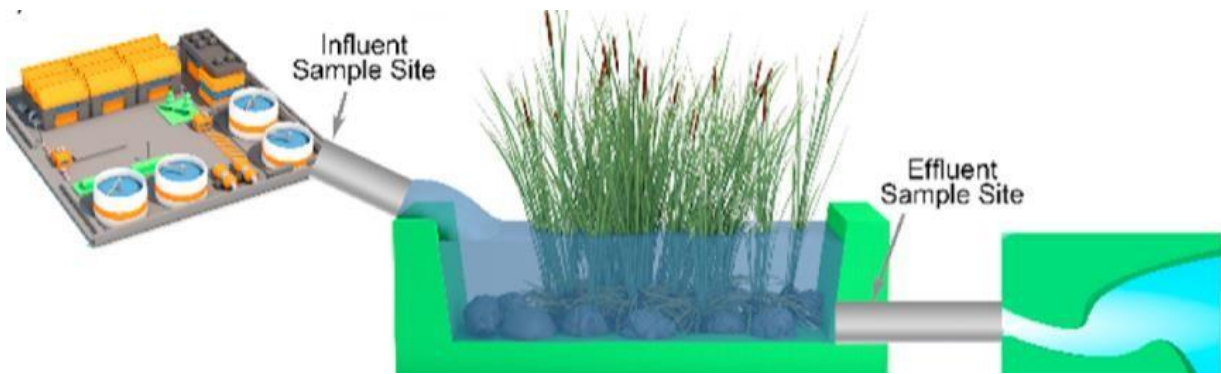


Figura 1.1 Diseño de un humedal construido. Fuente: Lu et al. (2022)

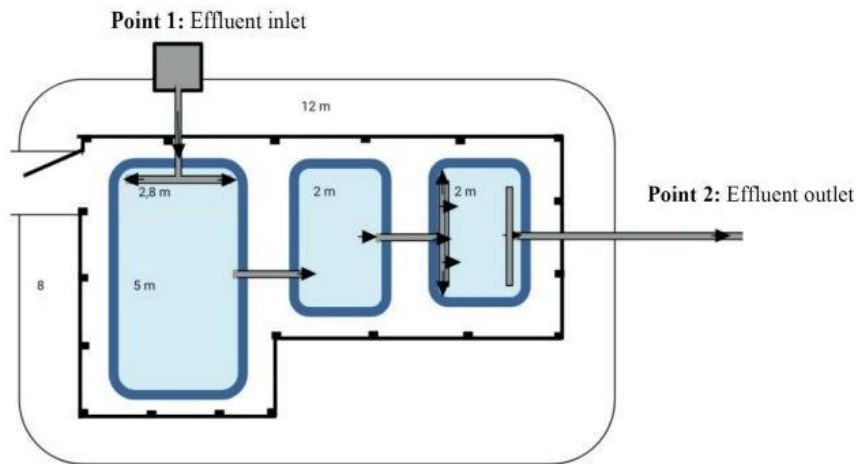


Figura 1.2 Diseño de humedal construido compuesto. Fuente: Peralta et al. (2022)

1.4.4.2 Drenajes Anóxicos de Piedra Caliza (ALD)

Para generar alcalinidad, los drenajes anóxicos de piedra caliza (ALD) necesitan de un sistema semicerrado en donde el efluente atraviesa un lecho de cal con el menor OD posible (Turner y McCoy, 1990). Cuando la caliza se entierra, se cubre y se disuelve, el aumento de la presión parcial de (CO_2) conduce a una disolución adicional de la caliza y a la alcalinidad. El éxito del tratamiento depende de que el Fe esté en el estado de oxidación ferroso (Fe_{2+}) porque el hierro ferroso no forma un precipitado de hidróxido en soluciones casi neutras. Cualquier hierro férrico (Fe_{3+}) introducido o producido precipitará en las superficies de piedra caliza y obstruirá el sistema. Los precipitados de hidróxido de aluminio y yeso ($CaSO_4$) también son preocupantes. Aunque Hedin et al. (2013) evaluaron un ALD que durante 18 años funcionó de manera correcta sin mantenimiento alguno, debido a la dificultad de excluir el oxígeno y el aluminio en la mayoría de las situaciones, es muy probable que se obstruyan, como explican Nairn et al., (1991) y Watzlaf et al., (2000), por lo que puede ser necesario sustituir el sistema de tratamiento.

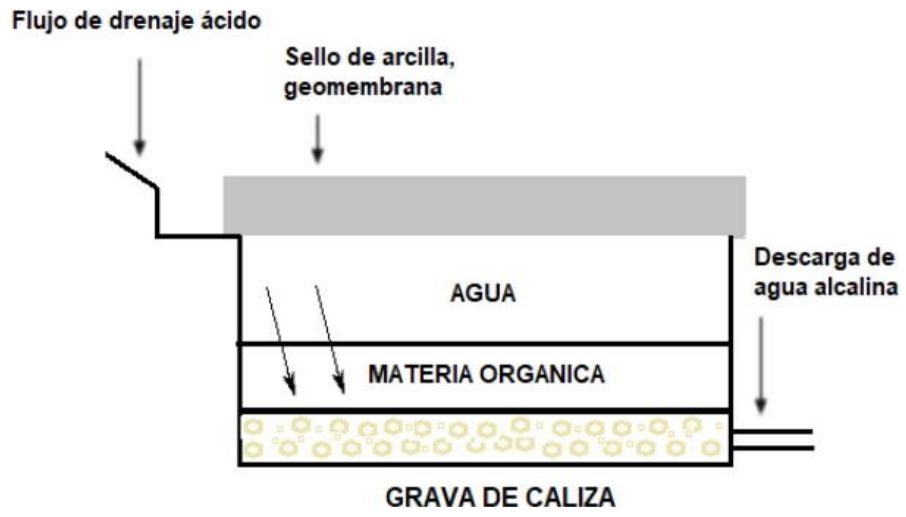


Figura 1.3 Esquema de la sección transversal de un sistema ALD. Fuente: MACEDO A. H., (2014)

CAPÍTULO 2

2. METODOLOGÍA

2.1 Zona de estudio

El estudio fue realizado al suroeste del país, en la parte occidental de la provincia de Azuay, en una empresa minera ubicada en el cantón Camilo Ponce Enríquez (Fig. 2.1). Esta empresa cuenta con múltiples operadoras mineras dentro de sus concesiones, las cuales se encargan de extraer oro mediante el método de corte y relleno ascendente para luego procesar el mineral por medio de la separación granulométrica, usando la molienda. Posteriormente, se usa el método de flotación para separar completamente el Au, y que finalmente se pueda comercializar.

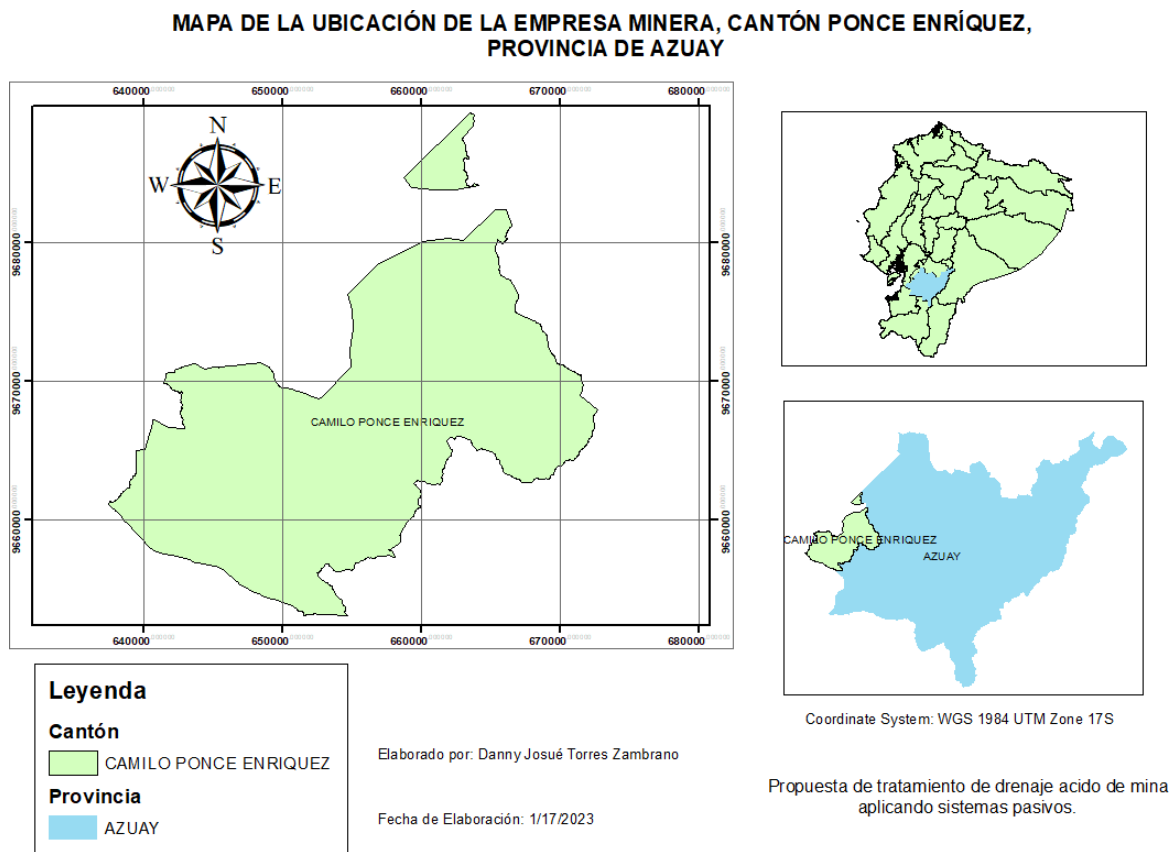


Figura 2.1 Localización de la zona de estudio y ubicación del lugar de muestreo

La operadora tiene diferentes sectores de trabajo dentro de mina. Las secciones de las galerías mineras de las cotas 270 y 280 fueron las zonas de interés, donde se registraron 16 puntos de control del DAM (Fig. 2.2).

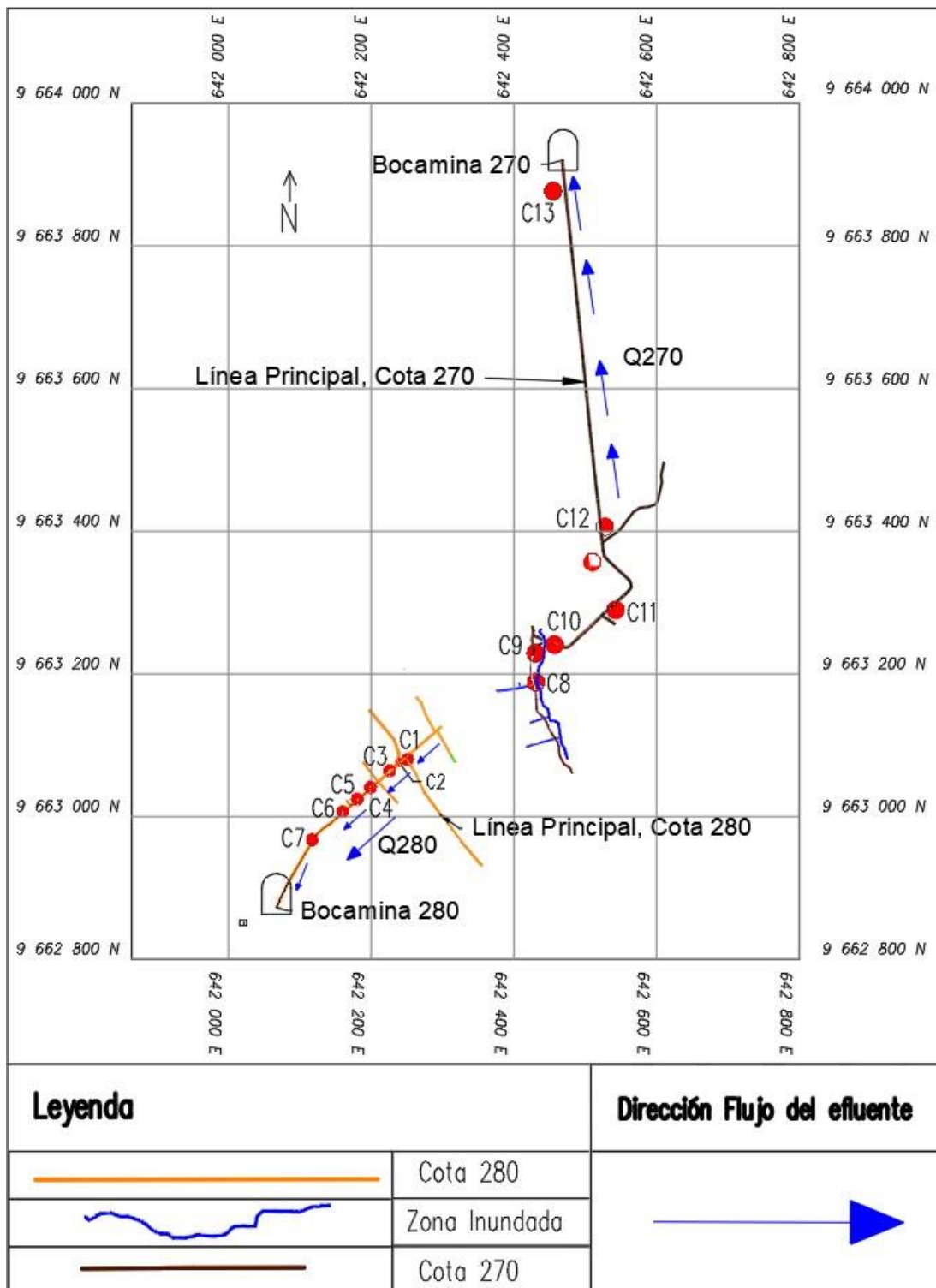


Figura 2.2 Galerías principales de acceso a interior mina y puntos de muestreos

En las Figuras 2.3 y 2.4 se presentan las cotas 280 y 270, respectivamente, donde se presenta el perfil de las obras subterráneas y los puntos de muestreos registrados en esa zona.

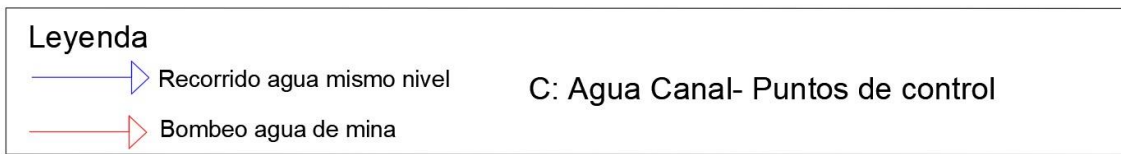
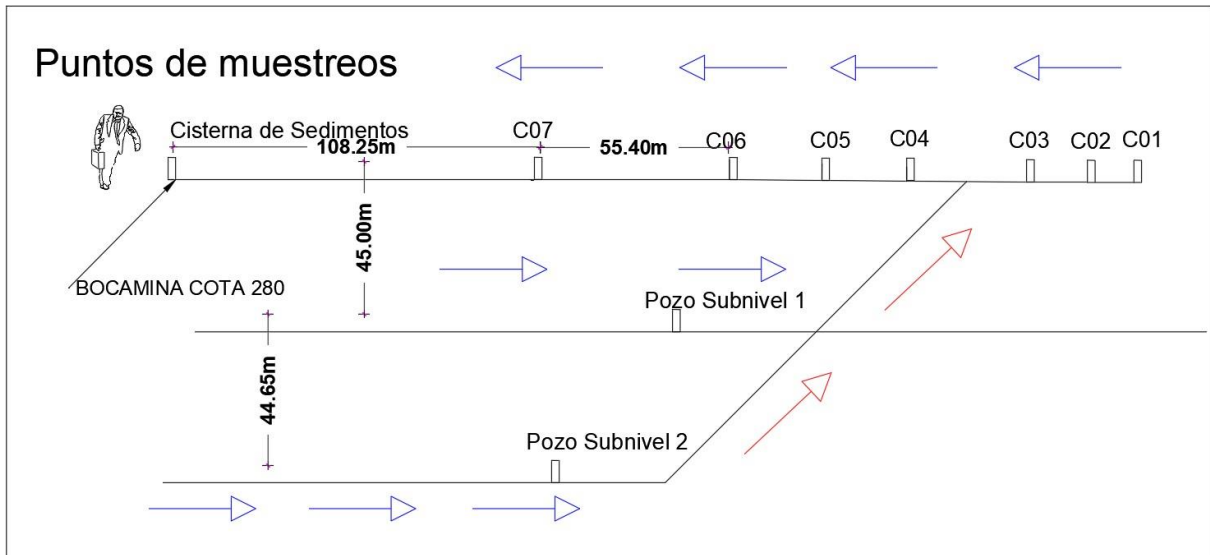


Figura 2.3 Perfil de la cota 280

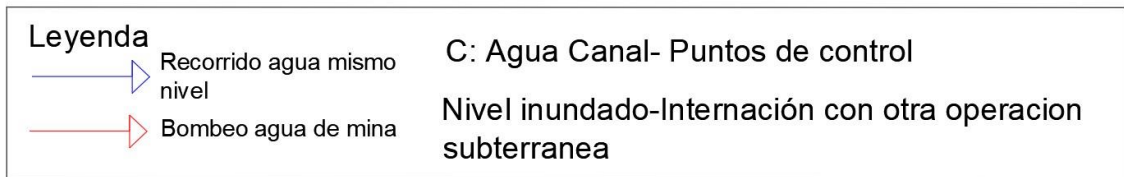
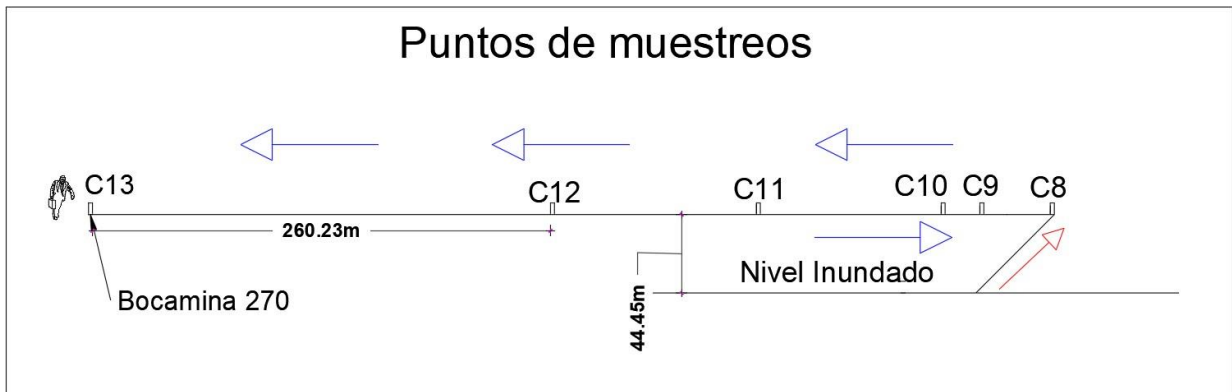


Figura 2.4 Perfil de la cota 270

2.2 Campaña de muestreo

Se realizó la inspección en campo en los puntos donde la empresa tiene las descargas de agua al interior de la mina, para identificar la composición fisicoquímica del DAM y en base al análisis del muestreo, seleccionar el tratamiento adecuado. Para el desarrollo de

este proyecto se realizaron tomas de muestras en el campamento durante 20 días (Fig. 2.5).

Se caracterizó los parámetros inestables; potencial hidrógeno (pH), potencial redox (Eh), conductividad eléctrica (CE), presión (P) y oxígeno disuelto (OD), mediante el uso de una sonda multiparamétrica (HACH) en los puntos más importantes dentro de la mina, como en los pozos de recolección de agua, cuyo efluente es bombeado a la superficie para su posterior evacuación de las labores subterráneas.



Figura 2.5 Toma de muestras en campo

2.3 Análisis de Laboratorio

Se realizaron ensayos de laboratorio como se observa en la Fig. 2.6. Durante 10 días se midió la concentración necesaria de Hidróxido de Calcio ($CaOH_2$) para neutralizar el pH del agua de la mina. El experimento consistió en usar agua de mina envasada y mediante la lechada de cal a diferentes concentraciones se neutralizó la muestra y se encontró la concentración óptima de cal para la neutralización de la acidez. Luego, se realizó el ensayo de sedimentación en base a dicha concentración, para así tomar mediciones del tiempo que tardó en sedimentar. Este procedimiento se explica en detalle en la sección 2.6.3.



Figura 2.6 Ensayos de neutralización y precipitación de la muestra

2.4 Procesamiento de información

Una vez finalizados los análisis de laboratorio en las muestras preservadas durante los ensayos, se registró la información en el programa Excel. Los mismos datos se utilizaron para graficar las curvas de neutralización y sedimentación para obtener un mejor análisis de cómo se comporta el agua de mina en reacción al concentrado de cal. Además, con los datos de la gráfica de sedimentación se realizaron los cálculos para determinar las dimensiones de una cisterna que sirva como sedimentador de los lodos.

2.5 Propuesta de diseño de tratamiento de DAM

Luego de la caracterización de los puntos establecidos, se procedió a realizar los cálculos para esquematizar el diseño del humedal y los parámetros de dosificación de calcita. Se establecieron dos diseños para la solución debido a que la mina posee dos bocaminas en la cota 270 y en la cota 280, de las cuales fluye el DAM.

2.5.1 Selección y diseño de sistema de tratamiento pasivo

Existe un análisis generado a partir de la combinación de varias propuestas dadas por Skousen et.al. (1994 y 1998), Watzlaf e Hyman (1995) y Hedin (1997). El análisis permite seleccionar el tratamiento pasivo en función de las características del agua. Con base en los datos de pH, OD, concentración de metales pesados, entre otros parámetros medidos in situ, fue viable elegir entre varios diseños para remediación de DAM. En la

Fig. 2.7 se presenta el diagrama conceptual empleado para la elección de sistema de tratamiento óptimo aplicable al caso de la cota 270.

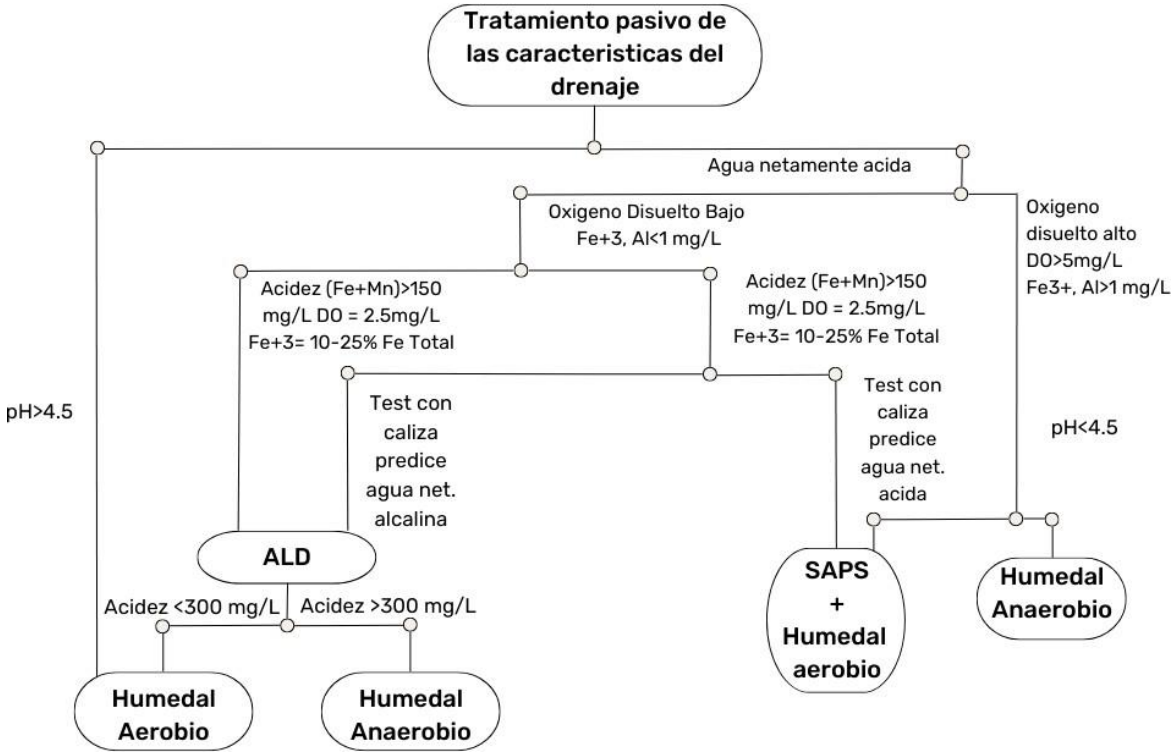


Figura 2.7 Diagrama de flujo para seleccionar el sistema o la combinación de sistemas para el tratamiento pasivo de drenajes ácidos de mina (Modificada de Skousen et al., 1994, 1998; Watzlaf e Hyman, 1995 y Hedin, 1997)

2.5.2 Cálculo de caudal

Para el dimensionamiento del humedal fue necesario conocer el caudal de ingreso en el sistema, debido a que es muy importante conocer el tiempo de retención para plantear sus dimensiones. Para el cálculo del caudal se utilizó el método más común, que es el de aforo volumétrico. Este método es muy práctico y útil para medir pequeños caudales (cañería, surcos de riego, drenajes, etc.). Se llenó con agua un recipiente de capacidad de 21L, se hizo uso de un balde para así determinar con un cronómetro el tiempo que tardó en llenarse. Se realizó esta experimentación tres veces y se determinó el caudal dividiendo el volumen de agua por el tiempo transcurrido (ecuación 2.1).

$$Q = \frac{V}{t} \tag{2.1}$$

Q= Caudal

V= Volumen

t= Tiempo transcurrido

2.5.3 Caracterización fisicoquímica del DAM nivel 270

En el sector del nivel 270 se registraron 6 puntos de muestreo, en los cuales se recopiló información sobre los parámetros más importantes, entre los que se encuentran temperatura, pH, OD, CE, presión y Eh. Adicionalmente, se empleó información disponible proporcionada por la empresa, con información de análisis realizado por la empresa GRUNTEC (Table 2.1).

Tabla 2.1 Reporte de Análisis. Fuente GRUNTEC 2021

Parámetro		Concentración (mg/L)	Limite Max Permissible
Aluminio	Al	64	5
Arsénico	As	0.0098	0.1
Bario	Ba	0.015	2
Boro	Br	0.06	2
Cadmio	Cd	0.013	0.02
Cobalto	Co	0.39	0.5
Cobre	Cu	2.3	1
Estaño	Sn	<0.001	5
Fósforo	P	<0.1	10
Hierro	Fe	33	10
Manganeso	Mn	3.3	2
Mercurio	Hg	<0.0002	0.005
Níquel	Ni	0.61	2
Plata	Ag	<0.0002	0.1
Plomo	Pb	0.02	0.2
Selenio	Se	0.004	0.1
Zinc	Zn	2.8	5

Análisis en ICP-MS aplicando el método interno de la empresa MM-AG/S-39, adaptado del método de referencia EPA 6020 B.

2.5.4 Dimensionamiento de Humedal

En base a la carga metálica se define el cálculo para el área mínima para el tratamiento en un humedal (ecuación. 2.2). La realización del cálculo se basó en la concentración de hierro como dato de partida, el cual se presenta en la Tabla 2.1. De igual manera, se necesitó del caudal medido. Además, se aplicó un coeficiente de 1.44 que representa el factor de conversión de minutos a días y de miligramos a gramos.

$$Carga\ metálica\ Fe\ \left(\frac{g}{dia}\right) = 1.44 * Cm * Q \quad (2.2)$$

Para continuar el proceso se introdujo la carga metálica previamente calculada

$$\text{Area humedal } m^2 = \text{Carga metalica de Fe}(\text{gr} * \text{dia}) / 20\text{g} * m^{-2} * \text{dia} \quad (2.3)$$

2.5.5 Cálculo de cantidad de caliza requerida

Para calcular dimensiones de un humedal con base en el caudal se tiene de referencia los estudios de Pearson y McDonnell (1998), que han establecido el cálculo de la cantidad o cama de caliza necesaria (Tabla 2.2).

Tabla 2.2 Dimensionamiento de la cama de caliza. Pearson y McDonnell 1998

Caudal GPM	Longitud(ft)	Ancho(ft)	Profundidad de caliza(ft)
100	67	10	3
200	134	20	3
300	268	30	3

La profundidad de cama de caliza es una variable sin relevancia para los cálculos, ya que es estándar en todos los casos. Sin embargo, su longitud y ancho varían respecto al caudal.

2.5.6 Selección de sustrato para humedal

Según Rodríguez et al. (2008), los sustratos en los humedales construidos incluyen suelo, arena, grava, roca. Algunos sedimentos y restos de vegetación se acumulan en el humedal debido a la baja velocidad del agua y a la alta productividad típica de estos sistemas. El sustrato, sedimentos y los restos de vegetación en estos sistemas son importantes para varias razones. Esta lámina de sustrato debe ser superior a 30 cm y estar entre los valores de 30 y 60 cm respectivamente, el cual debe estar formado en un 90% de compost, aserrín y estiércol de vaca, etc. La finalidad del sustrato orgánico es eliminar el oxígeno disuelto, reducir el Fe^{3+} a Fe^{2+} , y generar alcalinidad mediante procesos químicos o con intervención de microorganismos.

2.5.7 Selección de vegetación para el humedal

Estudios realizados por Rojas y Suyon (2019), demuestran la eficiencia de la remoción de la especie jacinto de agua, dado que tiene un 60% de eficiencia en la remoción de metales pesados. De igual manera, Bustamante (2021) indica que la especie totora es considerada como una planta hiper acumuladora, debido a que el factor de bioacumulación fue mayor a 10 para el Fe y Mn en todas las muestras evaluadas, lo que indica una alta remoción de los contaminantes en el efluente y su evidente remediación luego de estar en el humedal.

2.6 Utilización de hidróxido de calcio como elemento neutralizador

2.6.1 Caracterización fisicoquímica del DAM del nivel 280

Para el nivel 280 se registraron 10 puntos de muestreo, de los cuales se recopilaron los parámetros; temperatura, pH, OD, CE, P y Eh.

2.6.2 Cálculo de caudal

Para este caso, donde las tuberías se encuentran debajo del nivel en el que el efluente transita y existen canales de agua en forma de riachuelo, no fue posible aplicar el método del aforo volumétrico, por lo que se aplicó el método del flotador y sección transversal. Este es un método simple para medir flujos pequeños a grandes. Este método debe usarse en aguas tranquilas, clima despejado y poco o nada de viento. Para esto, se ubicó un flotador al inicio del tramo a medir para tomar el tiempo que demora en atravesar la longitud previamente medida y así, del cociente del espacio y el tiempo obtener la velocidad. Para obtener el caudal se multiplica por la sección transversal media del tramo. El proceso fue repetido tres veces para obtener un promedio de todas las mediciones. Para el cálculo del caudal se empleó las ecuaciones 2.4, 2.5 y 2.6.

$$\textit{Seccion Transversal} = \textit{Profundidad} \times \textit{Ancho} \quad (2.4)$$

$$\textit{Velocidad de Flotador} = \textit{Tiempo de recorrido} \times \textit{Longitud de tramo} \quad (2.5)$$

$$\textit{Caudal} = \textit{Seccion Transversal} \times \textit{Velocidad de Flotador} \quad (2.6)$$

2.6.3 Pruebas discontinuas de neutralización – precipitación

Para conocer la cantidad de calcita que se debe dosificar para la neutralización de los efluentes, se realizó ensayos de laboratorio de neutralización-precipitación. El procedimiento consistió en la agitación mecánica de una muestra de 1000 mL añadiendo 10, 25, 50 y 100 g de cal (CaO) para estimar el mejor dato en términos de eficiencia y menor gasto de recursos de reactivo en dosificación hasta la estabilización del pH. Para realizar las curvas de neutralización es necesario utilizar una sustancia química que actúa como coagulante, en este estudio se usó el $Ca(OH)_2$ conocido también como lechada. El objetivo de este ensayo fue determinar la concentración y volumen de lechada que neutralizará el agua ácida de la mina con el menor consumo y volumen de reactivo.

2.6.4 Diseño de sedimentador

Debido a la presencia de lodos en el proceso de neutralización y precipitación, en forma de hidróxido de hierro, fue necesario diseñar un tanque de decantación, por lo que se necesitó conocer los parámetros de decantabilidad del precipitado. Las características de la lechada de cal se obtuvieron a través del ensayo de curva de sedimentación, la cual es necesaria para el dimensionamiento del sedimentador, para esto se midió las características de precipitación de la muestra tras agregar la solución de hidróxido de calcio. Mediante ensayos de laboratorio se midió el tiempo que tardó en decantar dichas partículas y la distancia que recorrió, se usa la siguiente ecuación 2.7 para obtener la velocidad de sedimentación.

$$\text{Velocidad de Sedimentacion} = \frac{\text{Promedio de Distancia en Descenso}}{\text{Tiempo Promedio}} \quad (2.7)$$

Con la velocidad obtenida se pudo obtener el área superficial del sedimentador como se presenta a continuación:

$$V_{sc} = \frac{Q}{A} \quad (2.8)$$

Despejando se obtiene:

$$A = \frac{Q}{V_{sc}} \quad (2.9)$$

V_{sc} = Velocidad de sedimentación crítica

Q= Caudal de efluente

A= Área de sedimentador

A continuación, se obtendrá la velocidad horizontal de recorrido del agua en el sedimentador, la cual se puede seleccionar mediante la Fig.A.2 en la sección de anexos, pero para mayor precisión en el resultado se puede utilizar la ecuación 2.10, que siempre debe permanecer en igualdad.

$$\frac{L}{H} = \frac{Vh}{Vs} \quad (2.10)$$

L= Longitud del sedimentador

H= ancho del sedimentador

Vh= Velocidad horizontal

Vs= Velocidad de sedimentación

Para la dosificación del coagulante de hidróxido de calcio, se deberá generar una recámara a 0.7 o 1 m de la pared del sedimentador, la cual deberá tener una pantalla difusora con n cantidad de orificios. En esta obtención de los orificios se usa la ecuación 2.11, en el cual la Velocidad de orificio (V_o) no deberá ser mayor a 0.15 m/s para no crear perturbaciones en la zona de sedimentación. Se tiene que:

$$A_o = \frac{Q}{V_o} \quad (2.11)$$

V_o = Velocidad de orificio

A_o = Área total de orificios

Q = Caudal para el diseño

Primero se debe determinar el área de cada orificio (A_o) se usa la Fig.A.3 de Anexos en donde se obtiene el diámetro del orificio y luego se obtiene su área mediante la ecuación 2.12. Luego para obtener la cantidad de orificios se emplea la ecuación 2.13 y se utiliza el dato obtenido para A_o .

$$\text{Área Circulo} = \pi * r^2 \quad (2.12)$$

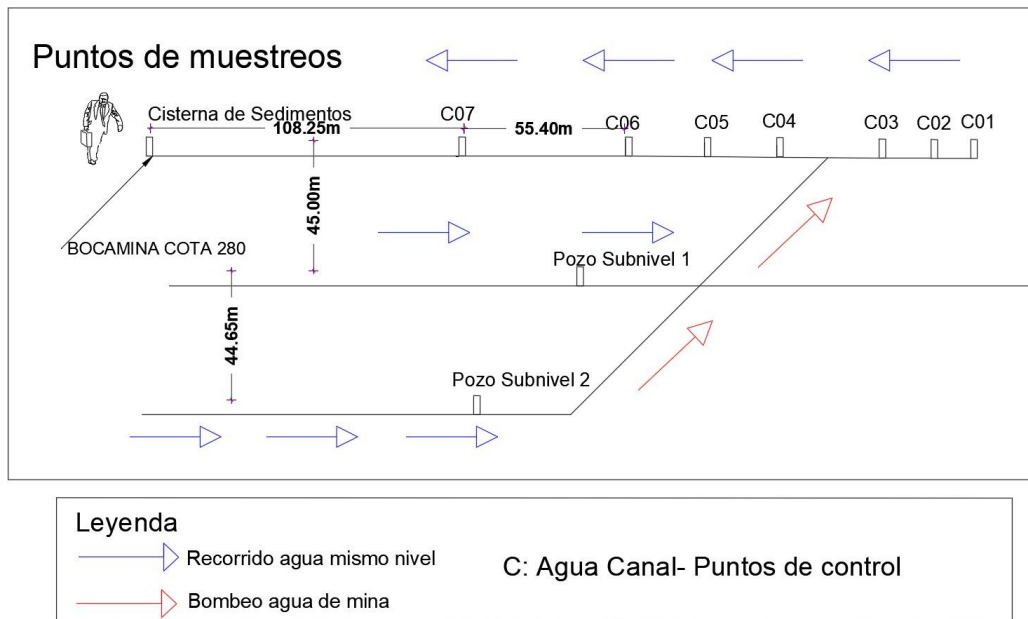
$$n = \frac{A_o}{a_o} \quad (2.13)$$

CAPÍTULO 3

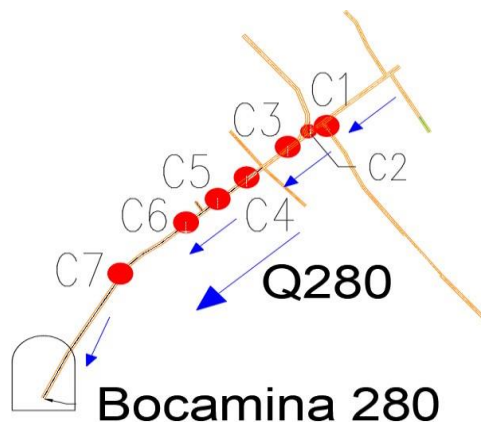
3. RESULTADOS

3.1 Caracterización temporal del agua – bocamina 280

La Fig. 3.1 presenta el esquema de las labores mineras de la empresa de estudio, cota 280.



A) Vista de perfil de la cota 280



B) Vista en planta de la cota 280

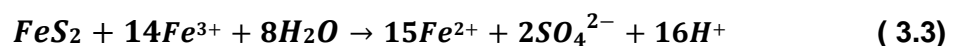
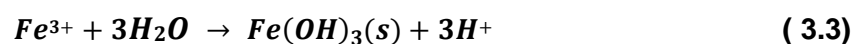
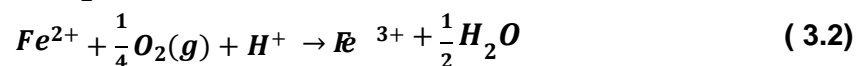
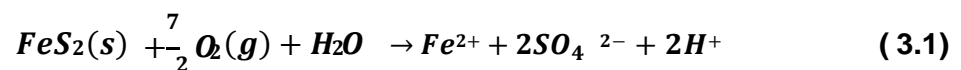
Figura 3.1 Esquema de las labores mineras de la empresa de estudio, cota 280

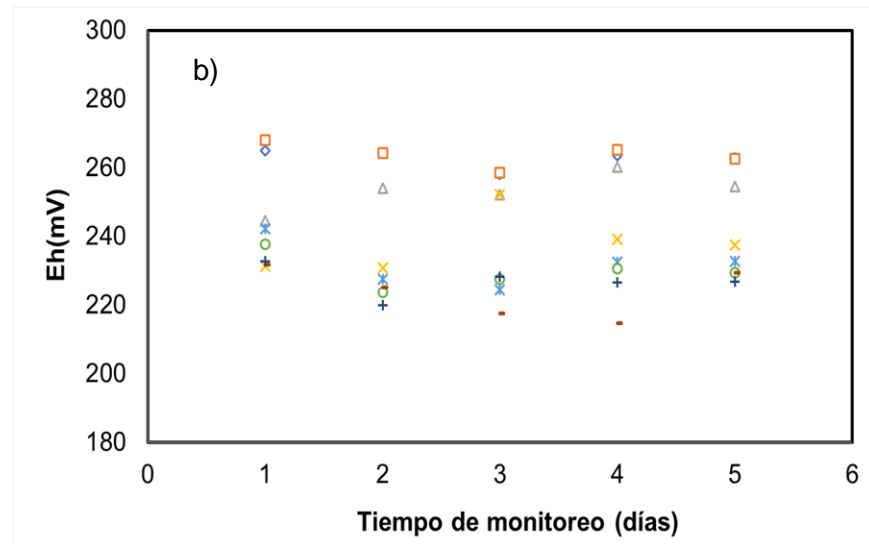
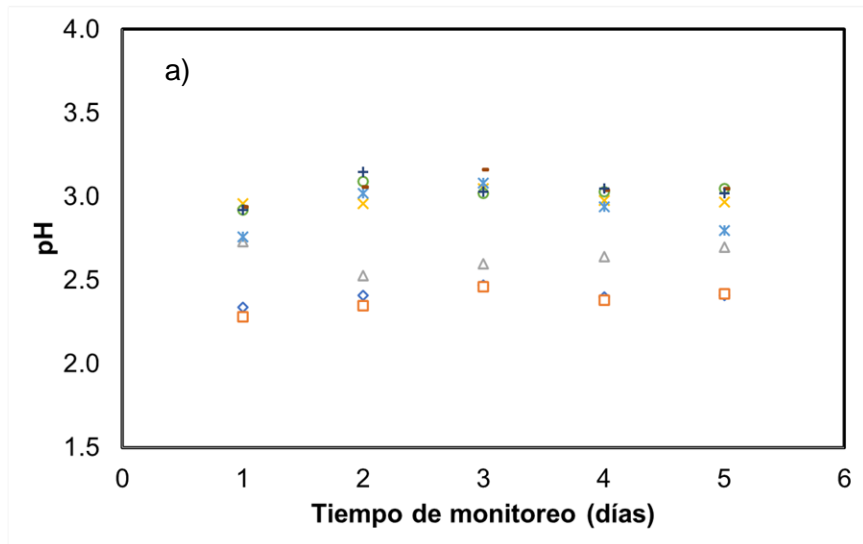
En la Fig. 3.2, se presentan los resultados de pH y potencial redox (Eh) del agua muestreada en la cota 280 del área de estudio. Se observa en la Fig. 3.2 (a), que el pH promedio del agua varió en un rango de 2.28 a 3.16, interpretándose como ácida. Un estudio (Appleton et al., 2001) reporta resultados del río siete, que es la cuenca hidrográfica del sector, siendo similares a los del presente estudio, por ejemplo, los rangos de pH varían de 3 a 3.9.

Estos resultados se corroboran con el Eh del agua mostrado en la Fig. 3.2 (b), donde se observa una variación del Eh entre 258 a 265 mV. Las aguas ácidas provenientes del DAM con un pH comprendido entre 2 y 4 contienen una alta concentración de metales disueltos (López Pamo et al., 2002). Por otro lado, los datos de Eh corroboran que a mayor potencial redox es más fácil que se generen bacterias que permitan la acidificación del efluente, lo que resulta en el descenso del pH (Cheng et al., 2009).

En la Fig. 3.2 (c), se observa la conductividad eléctrica, donde el promedio de este parámetro es de $2026 \pm 138 \mu\text{S}/\text{cm}$. El punto que presenta mayor conductividad es el C3 con un valor de $2720 \mu\text{S}/\text{cm}$ y el punto C2 con una CE de $2450 \mu\text{S}/\text{cm}$. En puntos donde el pH es relativamente menor se puede observar que su CE es mayor, como es el caso de los puntos mencionados, debido a que existe mas concentracion de sulfuros en esta zona y por ende al reaccionar con el agua y el oxigeno generan mas iones disueltos lo que se puede corroborar en el alto valor de CE (Fernando et al., 2018).

En la Fig. 3.2 (d) se puede constatar una elevada concentración de oxígeno en el agua de mina, parámetro que varía entre 7.3 y 8.6 mg/L. El estudio realizado por (J. Skousen et al., 2017) reporta reacciones que son afectadas por el contenido de oxígeno en el agua. Por ejemplo, reacciones de oxidación, hidrólisis y de precipitación que comienzan con la oxidación de minerales de sulfuro metálico, el cual conlleva al proceso de conversión de acidez de la fase sólida a su fase de solución (protones disueltos y metales).





- ◇ C1
- C2
- △ C3
- × C6
- × C5
- C6
- C7
- + AC

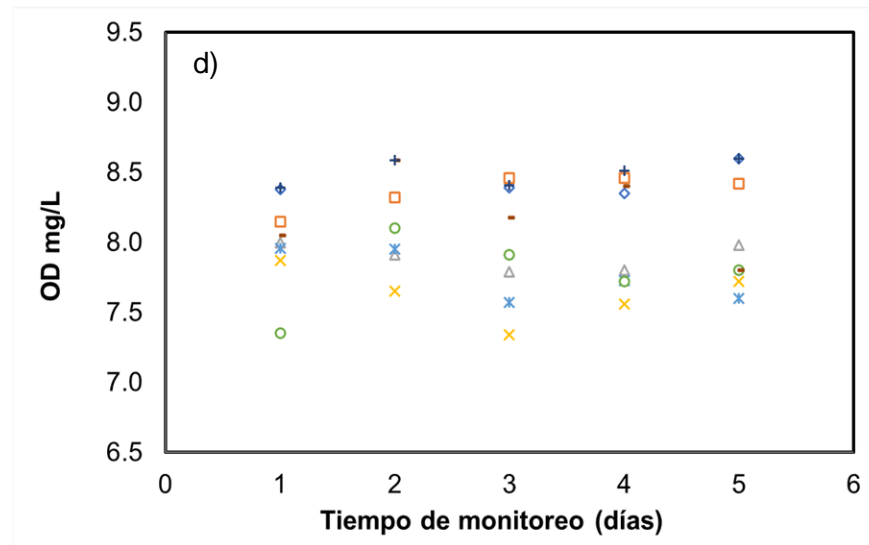
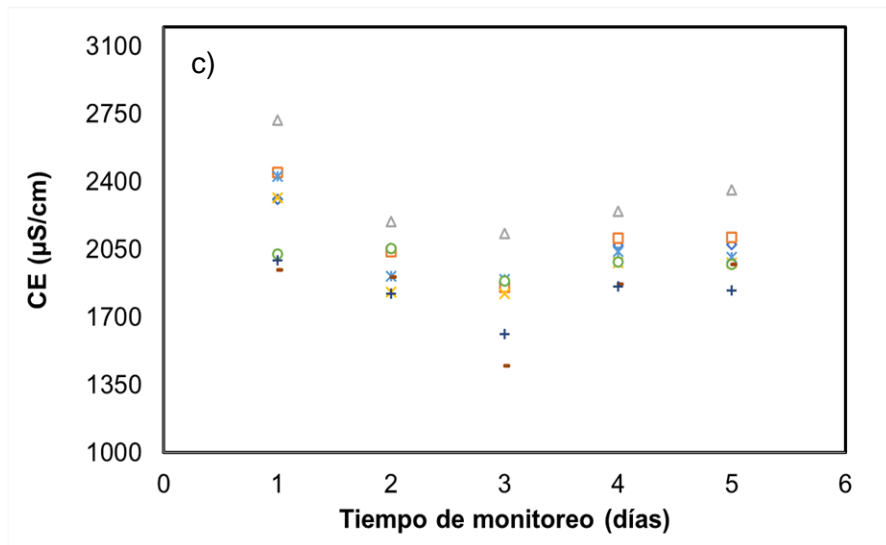


Figura 3.2 Variación espacial de los parámetros muestreados en la cota 280 durante los días medidos.

3.2 Caracterización del agua en función del flujo – bocamina 280

En la Fig. 3.3 (a), se observa el pH promedio del agua que fluye en los diferentes subniveles de la mina. El agua del S2 (subnivel 2), que es el punto más profundo de la mina, con un desnivel de 100 metros entre este y la línea principal, posee un pH de 7.14. A partir del segundo punto de monitoreo, el agua se mezcla con el flujo del S1 (subnivel 1), donde el pH disminuye a 2.75 debido a que esta zona es rica en sulfuros metálicos expuestos a procesos de oxidación. El agua asciende por bombeo hasta la cota de superficie fluyendo directo hacia la bocamina. Existe una variación de 2.3 a 3.1 de pH del efluente hasta el reservorio que funciona como cisterna.

El Eh que fue medido en el S2 se tiene un promedio de 2.7 ± 0.09 mV. Subiendo al S1 que es el siguiente nivel como se presentó en la Fig.2.3, el Eh aumentó desde el valor 2.7 hasta un valor de 264 mV. Este último corresponde a un alto valor de Eh, los valores altos de este parámetro facilitan la generación de bacterias para la aceleración del proceso de acidificación del agua, esto debido a la oxidación de los sulfuros presentes en la mena. (Rodríguez et al.,2010)

Los valores de CE se presentan en la Fig. 3.3 (b). El promedio de la CE en el subnivel S2 fue de 5610 uS/cm y a partir de la mezcla del agua que ocurre en el S1 varía entre 1827 a 2260 uS/cm. A partir de ese punto se presenta con poca variación (2100-1880 uS/cm) hasta su destino final que es la cisterna. Un valor alto de CE es indicativo de un alto contenido de iones disueltos en el agua. Debido a la disminución de CE del agua del subnivel S2 hasta la CE medida en la cisterna, podría existir algún proceso de dilución debido a la mezcla de agua con una más fresca.

Con respecto al oxígeno disuelto (OD), en el punto S2 hay menos OD disponible porque se encuentra a una mayor profundidad (100 m) y en menos contacto con la atmósfera. Lo contrario ocurre cuando el agua está en el punto S1, que es una cota más alta y próxima a la galería principal. Después del punto C1, que se ubica en la línea principal, se pudo constatar que el oxígeno disponible fue de 8.31 mg/L en promedio al estar al mismo nivel que la superficie, y este llega a su pico más alto (8.59 mg/L) cuando el efluente se encuentra en la parte exterior de la mina como se muestra en la Fig. 3.3 (c).

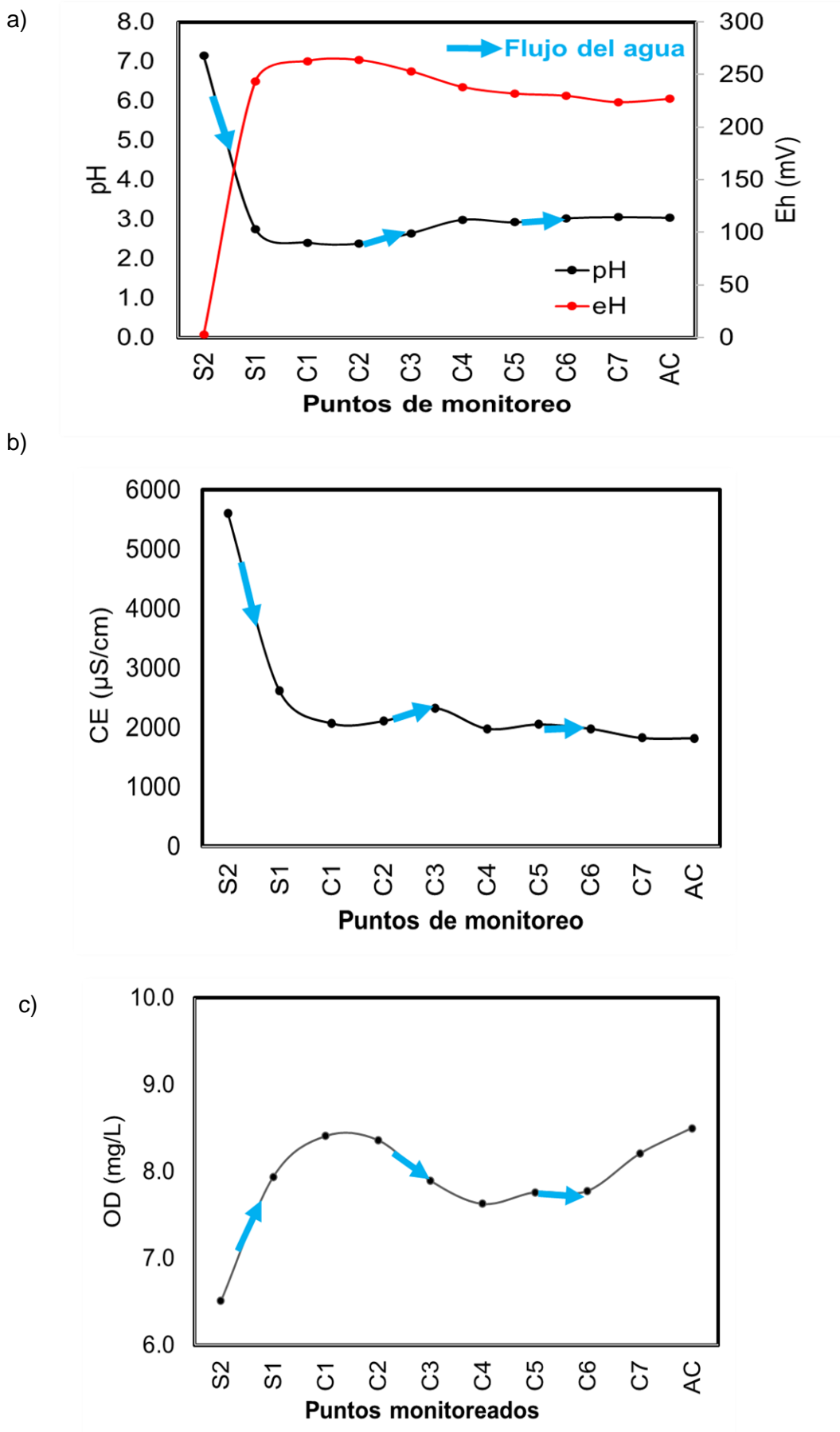
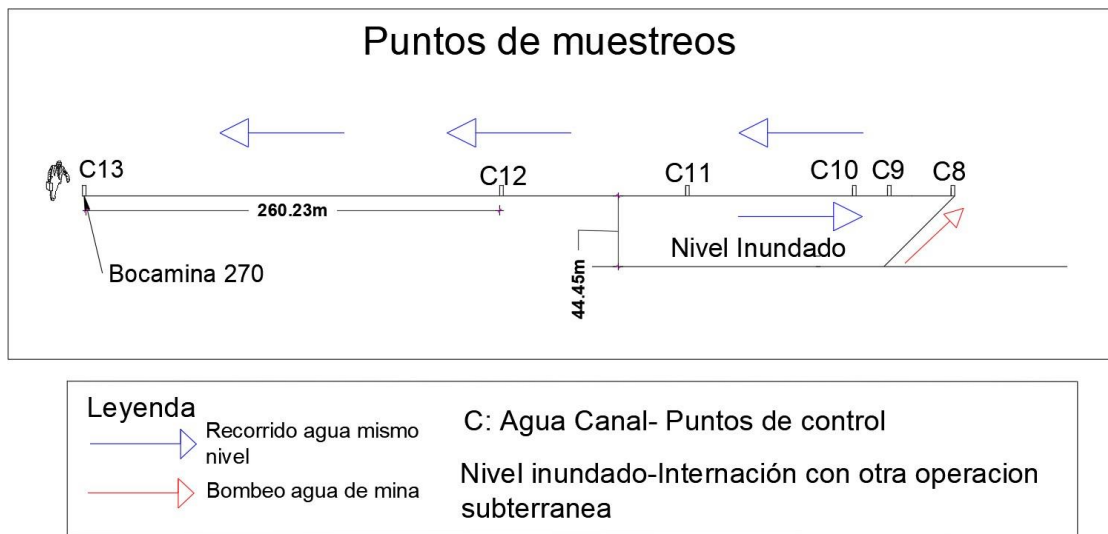


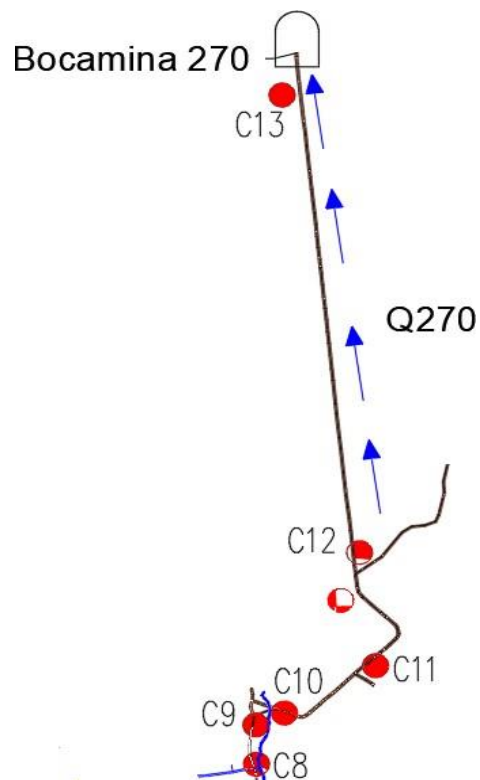
Figura 3.3 Promedio de los parámetros medidos en los puntos establecidos de la cota 280.

3.3 Caracterización temporal del agua – bocamina 270

La Fig. 3.4 presenta el esquema de las labores mineras de la empresa de estudio para la cota 270.



A) Vista perfil de la cota 270



B) Vista en planta de la cota 270

Figura 3.4 Esquema de las labores mineras de la empresa de estudio

En la Fig. 3.5 se presentan los resultados de pH y Eh del agua muestreado en la cota 270 del área de estudio. Durante los días muestreados el promedio del pH estuvo en un rango de 3.2 y 4 como se observa en la Fig. 3.5 (a), lo cual se considera agua extremadamente ácida. Se constató en la Fig. 3.5 (b) que el Eh corrobora el comportamiento ácido del agua, teniendo un promedio de 192 mV que hace posible la generación de bacterias que permitan la acidificación del efluente. Al igual que la cota 280 el agua es ácida por la presencia de sulfuros y oxígeno que están en contacto con el agua de la mina. Como se presenta en la Fig. 3.3 (d) los parámetros de OD está en el rango de 5.42- 7.82 mg/L, el valor obtenido en el punto C8 fue tomado de una zona inundada dentro de mina, debido a problemas de internación con otra empresa, lo cual puede influir a que su valor sea de carácter bajo comparado con el resto de los puntos. En la Fig. 3.5 (c) se presenta la conductividad eléctrica, obteniendo un promedio de 1186 $\mu\text{S}/\text{cm}$ indicando que existe una cantidad moderada de iones totales en la muestra.

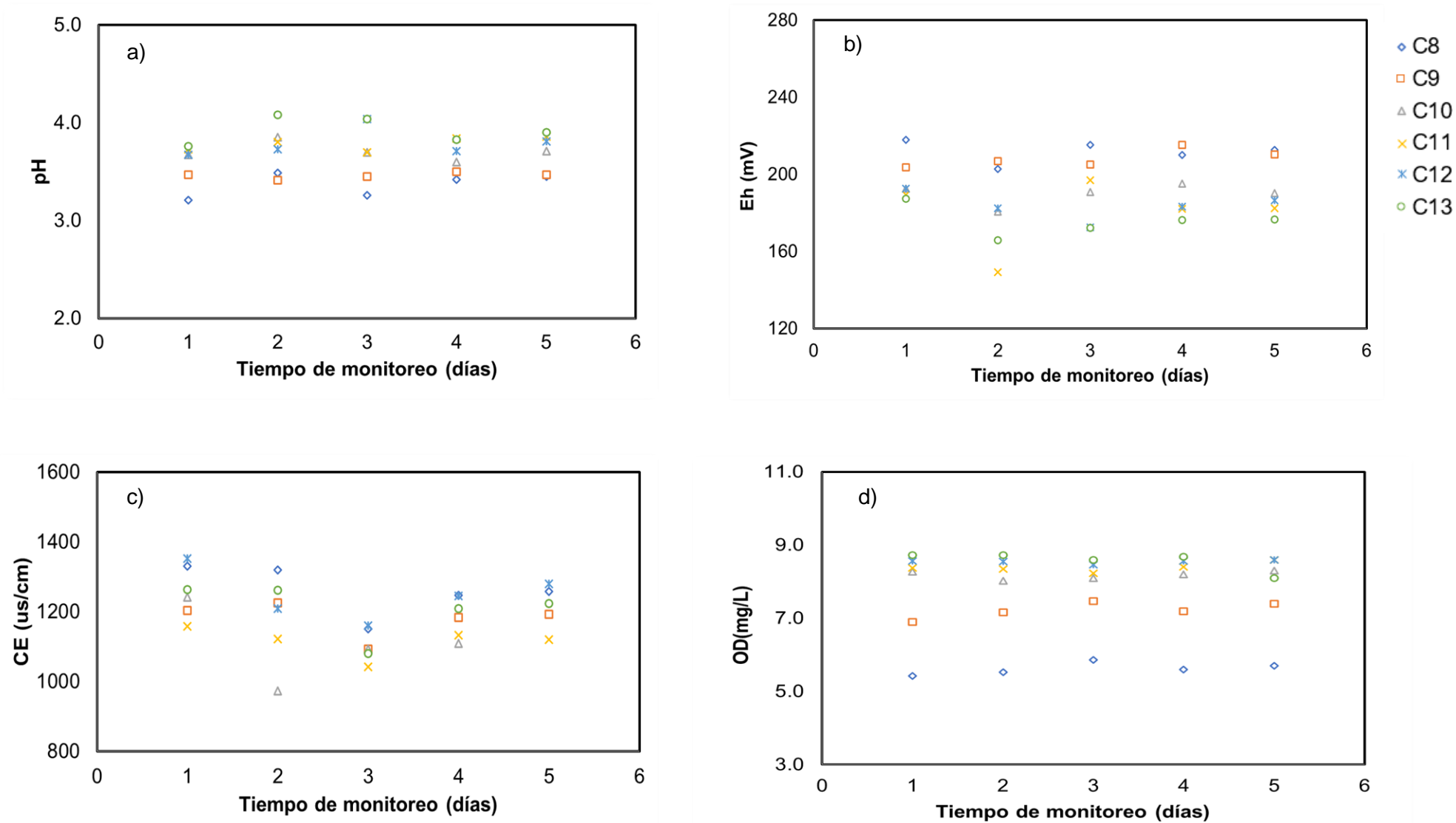


Figura 3.5 Variación espacial de los parámetros muestreados en la cota 270 durante los días medidos.

3.4 Caracterización del agua en función del flujo – bocamina 270

En la Fig. 3.6 (a) se observa como el pH más bajo (cota 270) se encuentra en el punto más lejano de la bocamina y en el transcurso del trayecto va aumentando el pH, esto debido a que en sus paredes presenta señales de material calcáreo, lo cual al estar en contacto con el efluente minero lo va neutralizando y aumento el pH. Por otro lado, el Eh va en descenso desde el punto C8 (211 mV) al punto C13 (175 mV), según (Cheng et al., 2009) esto corrobora que a mayor potencial redox es más fácil que se generen bacterias que permitan la acidificación del efluente, lo que resulta en el descenso del pH.

El punto de control inicial C8 en la Fig. 3,6(b), presenta un alto valor de CE (1261 $\mu\text{S}/\text{cm}$) debido a que son aguas estancadas por problemas de internación con operaciones mineras aledañas. El comportamiento de la CE a medida que avanza el efluente tiene una desviación estándar de 67.04, teniendo un valor de 1207 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en el último punto de control (C13). En cantidades altas de pH, la CE entre electrones es baja porque hay poca presencia de iones metálicos y a medida que desciende el pH, el CE también se eleva, porque se producen más iones metálicos que están acidificando el agua (Fernando et al., 2018).

Con respecto al OD, debido a que el punto C8 se encuentra a mayor distancia de la bocamina (314 m) y en menos contacto con la atmósfera, posee menos OD disponible(5.6mg/L). A medida que se aproxima a la salida de la galería ocurre lo contrario y el efluente en el punto C13 tiene mayor disponibilidad al oxígeno (8.6 mg/L), como se muestra en la Fig. 3.6 (c).

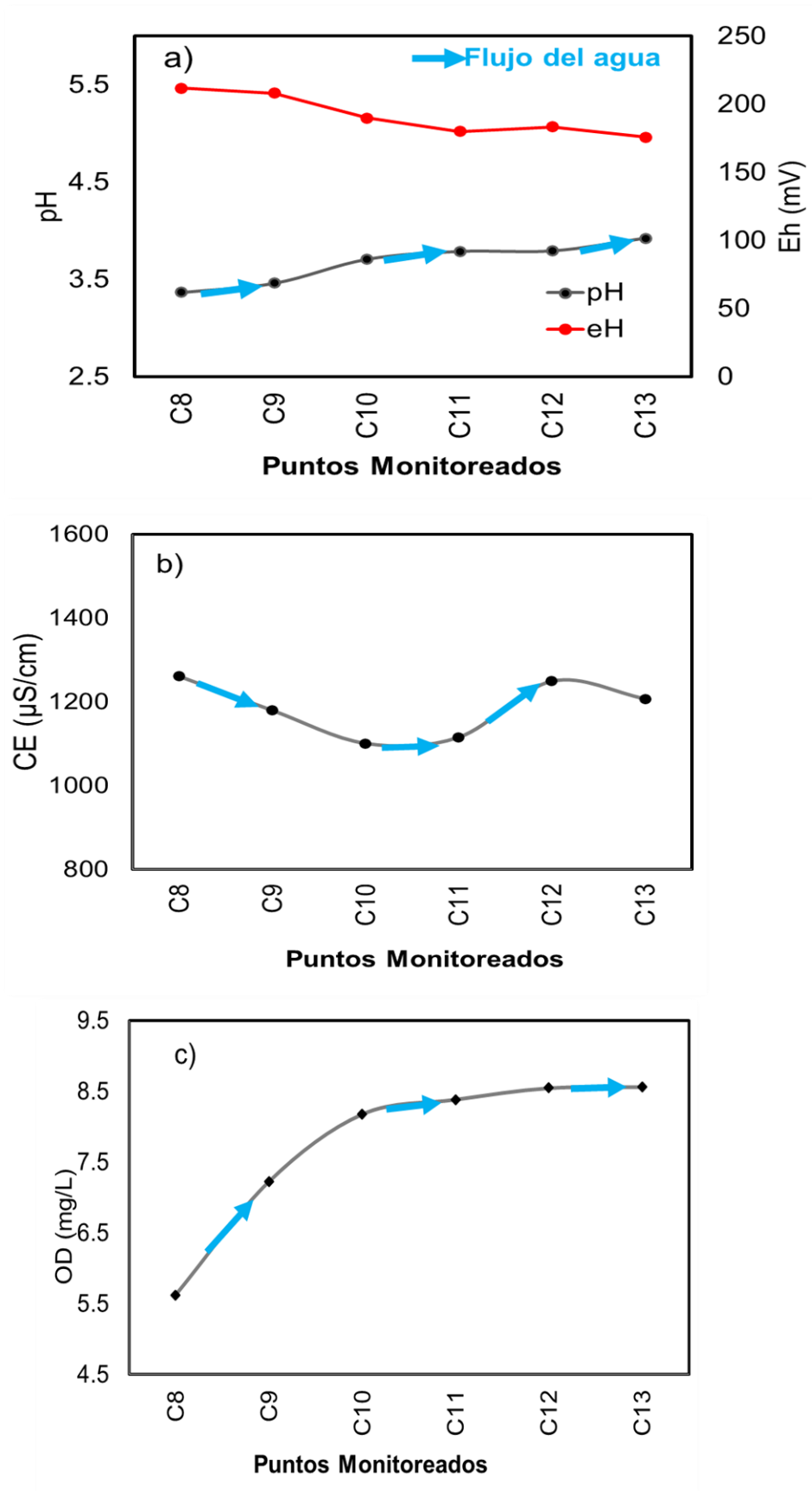


Figura 3.6 Presenta el promedio de los parámetros medidos en los puntos establecidos de la cota 270.

3.5 Diseño de unidad de tratamiento convencional - Sedimentador

3.5.1 Cálculo del Caudal

Para el dimensionamiento del sedimentador se necesitó calcular el caudal que ingresara a este, dado que es un parámetro fundamental para su diseño, el dato es usado para calcular las dimensiones y la dosificación mediante un sistema de difusión. Se realizó la medición del caudal in situ, utilizando el método de sección rectangular, es decir tomar el tiempo que demora en recorrer un flotador una sección de canal medida, como se explica en la sección 2.6.

Mediante la toma y procesamiento de datos se realizaron los respectivos cálculos para obtener el caudal. En la Tabla 3.1 se presenta los tiempos que tardó el objeto flotador en recorrer la sección del efluente en la cuneta y en la Tabla 3.2 se presenta la dimensiones de la sección transversal y largo de la cuneta.

Tabla 3.1 Datos de tiempo tomados in situ

Tiempos (s)	
1	43.00
2	51.83
3	43.85
promedio	46.23

Tabla 3.2 Datos de dimensión de cuneta

Largo (m)	Ancho (m)
5.10	0.65
Profundidad (m)	
1	0.04
2	0.02
3	0.02
4	0.01
Promedio	0.02

Con los datos de la profundidad media y el ancho de la sección transversal mediante la ecuación 2.4, se obtiene el área de la sección transversal de 0.014 m^2 . Para el cálculo de la velocidad se aplicó la ecuación 2.5 y como resultado se obtuvo 0.11 m/s . El caudal finalmente se obtuvo de la ecuación 2.6, obteniendo $0.00154 \text{ m}^3/\text{s}$ que realizando la conversión dio como resultado 92.51 L/min .

3.5.2 Curvas de neutralización

3.5.2.1 Preparación de lechada

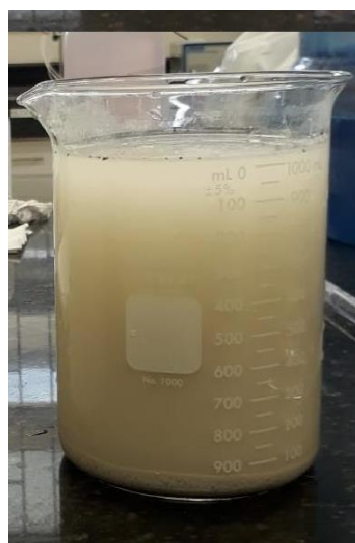
La lechada de cal es un fluido que está compuesto por una suspensión de hidróxido cálcico en agua, conformado de la mezcla de cal hidratada y agua. Se realizaron 4 diferentes concentraciones de lechada de cal de 1%, 2.5%, 5% y 10%, para escoger la proporción óptima y no desperdiciar reactivo ya que es costoso para los procesos de neutralización de la mina.



A) Concentración 1%



B) Concentración 2.5%



C) Concentración 5%



D) Concentración 10%

Figura 3.7 Concentraciones del coagulante

Los resultados del ensayo de las curvas de neutralización se muestran en la Fig. 3.8, donde el agua puede ser neutralizada a diferentes volúmenes y concentraciones de lechada. Por ejemplo, con un porcentaje de lechada del 1% se obtuvo un pH de 7.3 adicionando 50 mL de lechada. Con una concentración de lechada del 2.5% se alcanza la neutralización con 20 mL de lechada y un pH de 7.6. La concentración de 5% de

lechada alcanza la neutralización con 16 mL de lechada y un pH de 7.1. Finalmente, la concentración de 10% neutraliza el efluente minero con 14 mL y un pH de 7.5.

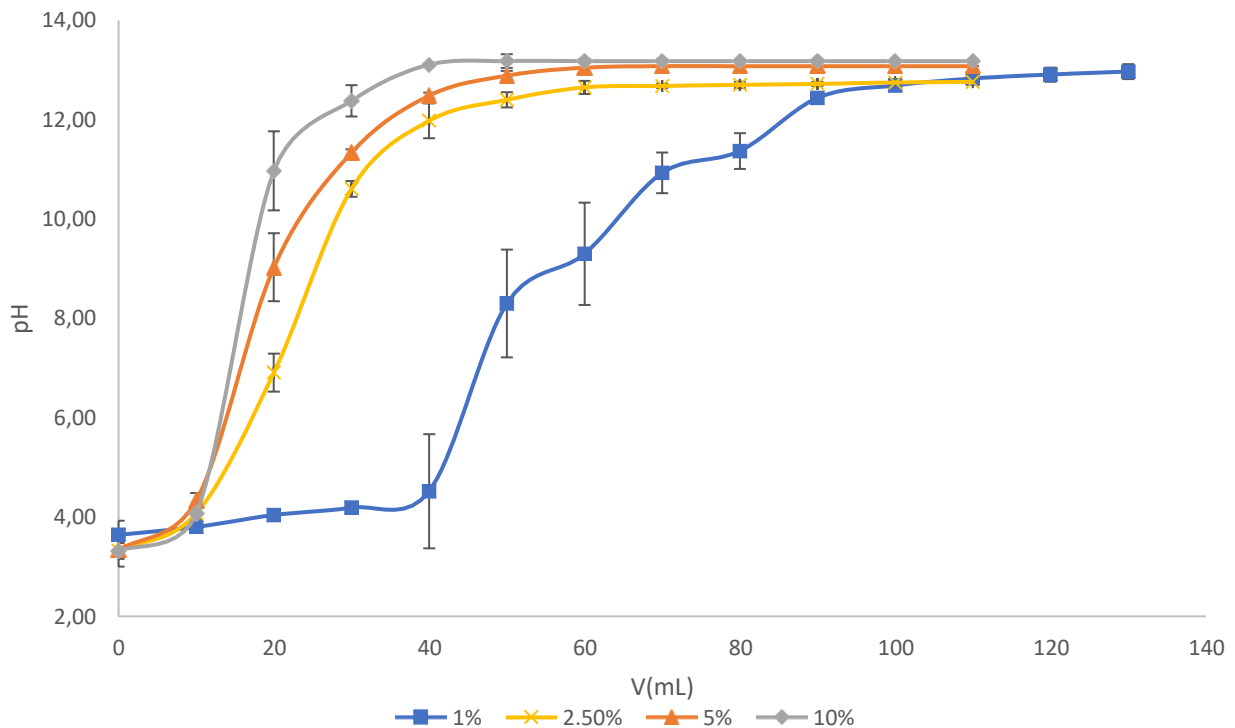


Figura 3.8 Curva comparativa de neutralización a diferentes concentraciones

Se determinó que las concentraciones del 10% y 5% neutralizan la muestra del DAM con poco volumen de lechada de 14 mL y 16 mL respectivamente. Sin embargo, desperdicia reactivo por la saturación de la solución de lechada sedimentándose fácilmente el $\text{Ca}(\text{OH})_2$. Utilizar estas concentraciones de lechada en la práctica representaría la incorporación de agitadores mecánicos que mantengan homogénea esta solución, aumentando los costos operativos. En los escenarios de la concentración de lechada del 1 y 2.5% se necesita mayor volumen para alcanza la neutralización con un bajo desperdicio de reactivo. Por este motivo se escogió la concentración de lechada del 2.5% debido a su bajo consumo de lechada de 20 mL.

3.5.3 Curva de sedimentación

En la Fig. 3.9 se presenta la curva de sedimentación de una muestra de 1 L de agua de la cota 280 en la que se agregó la lechada de cal con la concentración del 2.5% previamente seleccionada como la adecuada en este caso de estudio. Para cada ensayo se realizaron repeticiones para asegurar repetibilidad. El tiempo de sedimentación final fue de 480 s, obtenido un pH de 7.4.

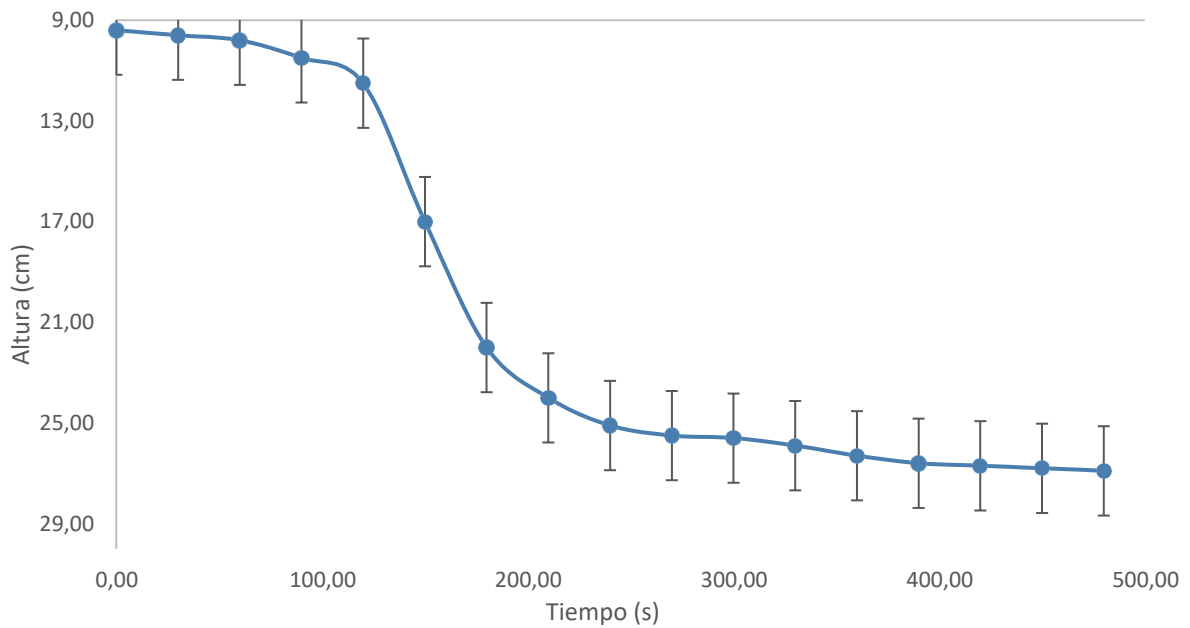


Figura 3.9 Curva de Sedimentación de la muestra de 1000mL

A continuación, se presenta los datos de sedimentación en la Tabla 3.3 en donde se obtuvo 1.02 cm como distancia promedio recorrida para la sedimentación de partículas del ensayo.

Tabla 3.3 Datos de sedimentación

Altura (cm)	Medición de descenso (cm)	Distancia descendida cada 30 s (cm)	t (s)
9.40	0.00	0.00	0
9.70	0.30	0.30	30
9.80	0.40	0.10	60
11.00	1.60	1.20	90
13.00	3.60	2.00	120
19.00	9.60	6.00	150
23.00	13.60	4.00	180
24.00	14.60	1.00	210
25.00	15.60	1.00	240
25.50	16.10	0.50	270
25.80	16.40	0.30	300
26.10	16.70	0.30	330
26.50	17.10	0.40	360
26.60	17.20	0.10	390
26.70	17.30	0.10	420
26.70	17.30	0.00	450
26.70	17.30	0.00	480
	Promedio	1.02 cm	

3.5.4 Cálculo de la velocidad de sedimentación

En base a los ensayos de la curva de sedimentación se obtuvo la velocidad con la que sedimentan los flóculos generados, en la Tabla 3.3 se presentó los datos obtenidos para realizar los cálculos mencionados:

$$\text{Velocidad de Sedimentación} = \frac{1.02 \text{ cm}}{30 \text{ s}} = 0.034 \frac{\text{cm}}{\text{s}}$$

$$\text{Velocidad de Sedimentación} = 31.67 \frac{\text{m}}{\text{día}}$$

De la misma forma se obtienen los datos de velocidad en diferentes repeticiones de ensayo, con lo cual se obtiene un promedio de velocidad de sedimentación de 31.67 m/día. Seguido, mediante la Fig. 3.10 se obtuvieron dos parámetros que son importantes para el diseño del sedimentador, en este caso son el período de sedimentación y la profundidad del sedimentador. Se obtiene 31.67 m/día mediante la ecuación 2.7, pero para asegurar el diseño y eficiencia del sedimentador se toma la curva de 35 m/día para dimensionar. Teniendo así un periodo de detención de 2.4 h y una profundidad de 3.5 m.

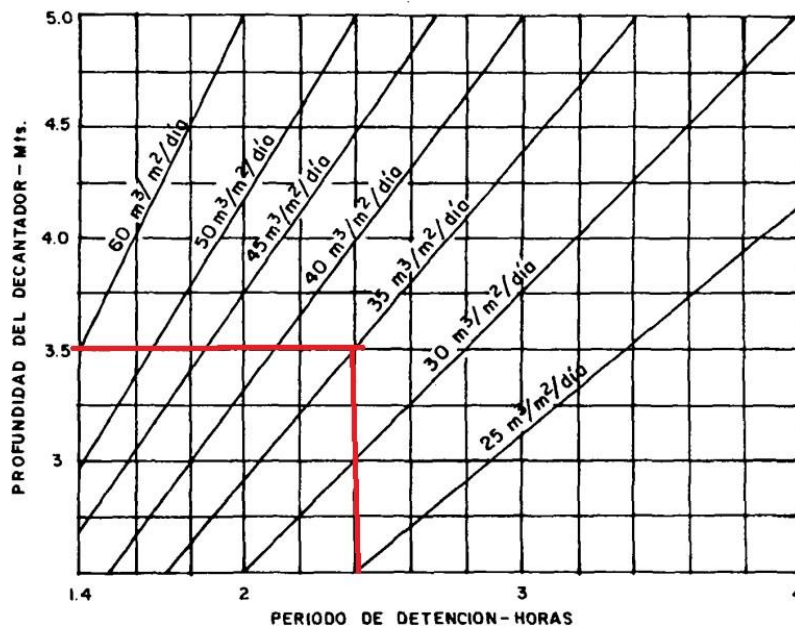


Figura 3.10 Curva de periodo de detención y profundidad de sedimentador. Fuente: Teoría y Diseño de Control de los Procesos de Clarificación de Agua

3.5.5 Diseño de sedimentador

Se escogió un sedimentador de forma rectangular debido a que ofrece mejores resultados en comparativa con la forma circular en función de su longitud ya que la proporción de sedimento removido es en base al área del sedimentador, entonces la

velocidad horizontal (V_h) que se genera a lo largo ayuda a la floculación de los sólidos suspendidos dentro del decantador, promoviendo la colisión entre ellos y así aumenta la remoción de las partículas, por otra parte debido a la V_h arrastra y suspende las partículas lo cual mejora la sedimentación. Para un óptimo rendimiento se sabe que las dimensiones de largo y ancho deben tener una relación de 1-5 o 1-4, respectivamente, para este caso de estudio se aplicó la relación 1-5 debido a la moderada carga superficial por consiguiente se necesita una mayor longitud para la depuración del agua (Valencia Arboleda, 1973). Con base en los datos de caudal previamente calculado de $133.21 \text{ m}^3/\text{día}$, más la velocidad de sedimentación de 35 m/día , se obtuvo un área de:

$$A = \frac{133.21 \text{ m}^3/\text{día}}{35 \text{ m/día}} = 3.81 \text{ m}^2$$

En base al área y la relación previamente tomada de 1-5, se obtuvieron las dimensiones del sedimentador:

$$L/a = 5$$

$$L = 5a$$

$$\text{Área} = L * a$$

$$\text{Área} = 5a * a = 5a^2$$

$$a = \sqrt{\frac{\text{Área}}{5}} = \sqrt{\frac{3.81}{5}} = 0.87 \text{ m}$$

$$L = 5 * 0.87 = 4.36 \text{ m}$$

Siendo así el ancho de 0.87 m y el largo de 4.36 m . Para efectos prácticos las dimensiones se establecen en 1.0 de ancho y 5.0 m de largo. Mediante la ecuación 2.7 se pudo encontrar la velocidad horizontal que indicará que velocidad debe tener el efluente en el sedimentador.

$$V_h = 5 * 0.035 \frac{\text{cm}}{\text{s}}$$

$$V_h = 0.17 \frac{\text{cm}}{\text{s}}$$

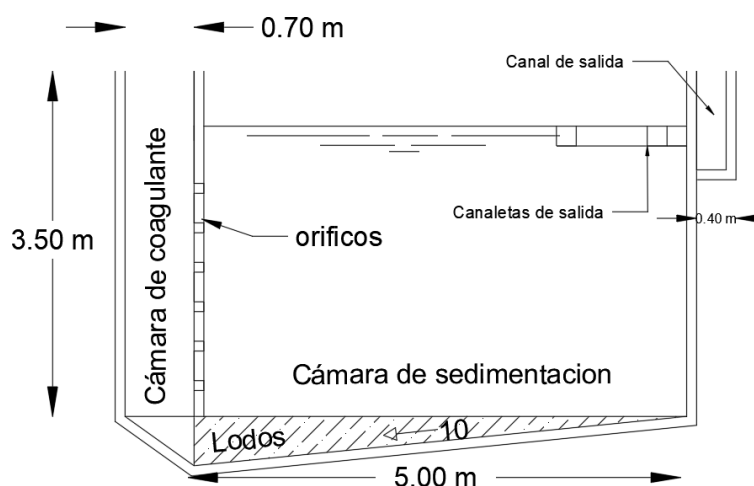
Se debe incluir en el diseño dos unidades en paralelo por efectos de mantenimiento o avería de una de las dos. El periodo operacional debe ser de 24 h por día y el fondo de la unidad debe tener una pendiente entre el 5% y 10% , para facilidad de sedimentación en deslizamiento. A continuación, se presenta la Tabla 3.4 con los datos de las

dimensiones para el sedimentador luego de ser calculadas con las ecuaciones (2.7, 2.8, 2.9, 2.10, 2.11, 2.12) mostradas en la sección 2.6.

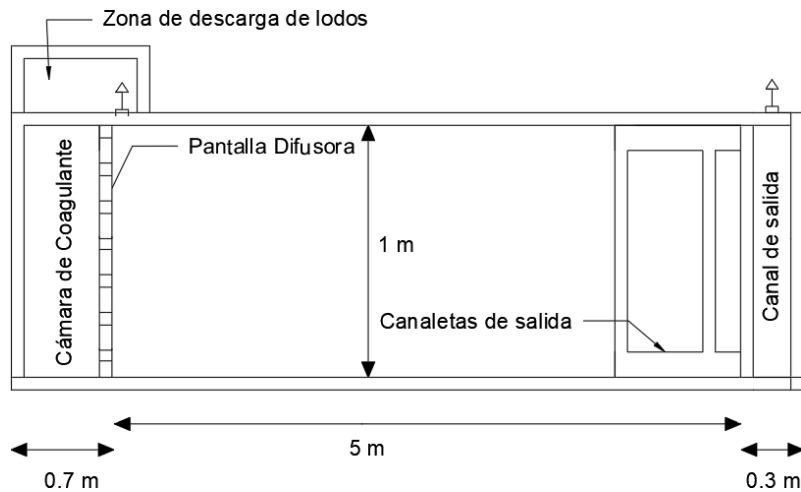
Tabla 3.4 Dimensionamiento para sedimentador

V_{sc} Calculada	(cm/s)	0.034
V_{sc} Calculada	(m/día)	31.67
V_{sc} Elegida	(m/día)	35
Periodo de Detención	(h)	2.4
Profundidad	(m)	3.5
Área de Sedimentador	(m ²)	3.81
Ancho	(m)	1
Largo	(m)	5
V_h	(m/s)	0.17
Tiempo Operacional	(h)	24
Rampa de sedimentador		10%
A_o	(m ²)	0.01
Área de Orificio	(m ²)	1.99×10^{-5}
Numero de orificios		50

En la Fig.3.11 se presentan las dimensiones del sedimentador, el ingreso del efluente al tanque sedimentador será a través de una tubería acostada encima de las paredes laterales y dirigido a la cámara de sedimentación. Luego a través de la pared difusora que separa la cámara del coagulante de la de sedimentación, entrará la lechada de cal que servirá como coagulante para neutralizar y reducir la concentración de metales y sedimentar los lodos, además se agregó una rampa con 10% de pendiente para facilidad de los sedimentos a llegar a la cámara de lodos, que es el compartimiento que recolecta los lodos generados para poder ser gestionados correctamente. Asimismo, el efluente que fue depurado avanza hasta las canaletas de salida que conectan la cámara de sedimentación con el canal de salida. Finalmente, el efluente sale del sedimentador.



A) Vista lateral



B) Vista en planta

Figura 3.11 Dimensiones del sedimentador

3.6 Diseño del sistema de tratamiento pasivo

Los resultados de los análisis químicos realizados por la empresa minera muestran que las concentraciones de Fe, Al, As, Cu y Mn; exceden el Límite Máximo Permisible (LMP) de la normativa ecuatoriana (Tabla 3.5). A pesar de que, el sistema de tratamiento activo resuelve el problema del pH ácido del agua, estos resultados de concentraciones de metales pesados indican que es necesario implementar un sistema de tratamiento pasivo como un humedal con la capacidad de remover estos elementos contaminantes del agua. Es importante recalcar que la concentración de Fe es un parámetro fundamental para realizar el dimensionamiento del sistema de tratamiento pasivo.

Tabla 3.5 Metales Totales que superan el LMP, cota 280 y 270

	Elemento		Concentración (mg/L)	Límite Max Permisible* (mg/L)
Cota 270	Aluminio	Al	55	5
	Arsénico	As	1.1	0.1
	Cobre	Cu	2.4	1
	Hierro	Fe	76	10
	Manganeso	Mn	9.6	2
Cota 280	Aluminio	Al	64	5
	Cobre	Cu	2.3	1
	Hierro	Fe	33	10
	Manganeso	Mn	3.3	2

3.6.1 Dimensionamiento de humedal

Utilizando la expresión de Cálculo del Área mínima obtenido de (López Pamo et al., 2002), se procedió a realizar el cálculo para determinar la cantidad de hierro a remover por día, obteniendo un valor de 10,124.294 g/día.

$$\text{Carga Metalica Fe } \left(\frac{g}{\text{dia}}\right) = 1.44 * 76 * 236.85$$

$$\text{Carga Metalica Fe } \left(\frac{g}{\text{dia}}\right) = 10,124.294$$

El dato ya calculado se introduce en la ecuación que proporciona el área mínima necesaria para poder realizar la remoción del metal en mención (Fe), de lo que se obtuvo lo siguiente:

$$\text{Area Minima de Humedal } (m^2) = \frac{10,124.294(g*dia)}{20g*m^{-2}*dia}$$

$$\text{Area Minima de Humedal } (m^2) = 1,295.14 m^2$$

El área final calculada de manera teórica es 1,295.14 m², por lo que por razones de diseño se aproximó a 1,300 m². Con el área calculada se estableció las dimensiones de longitud y el ancho del humedal, siendo de 36.05 m x 36.05 m.

Sustrato para tratamiento

Para el sustrato del humedal se planteó el uso de gravas, aserrín, compost y estiércol de vaca y una cama de caliza para mantener una buena filtración en el tiempo de retención del efluente en el humedal. Se estableció una lámina de sustrato de 0.49 m por ser un efluente de condiciones extremadamente ácidas y debajo de esta la cama se colocará 0.91 m de caliza.

Selección de vegetación

Durante el recorrido en la campaña de muestreo se observó que en los alrededores de la zona de estudio crece la especie totora (*Schoenoplectus californicus*) y jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*), dadas que estas poseen cualidades de fitorremediación se seleccionaron para formar parte del diseño del humedal.

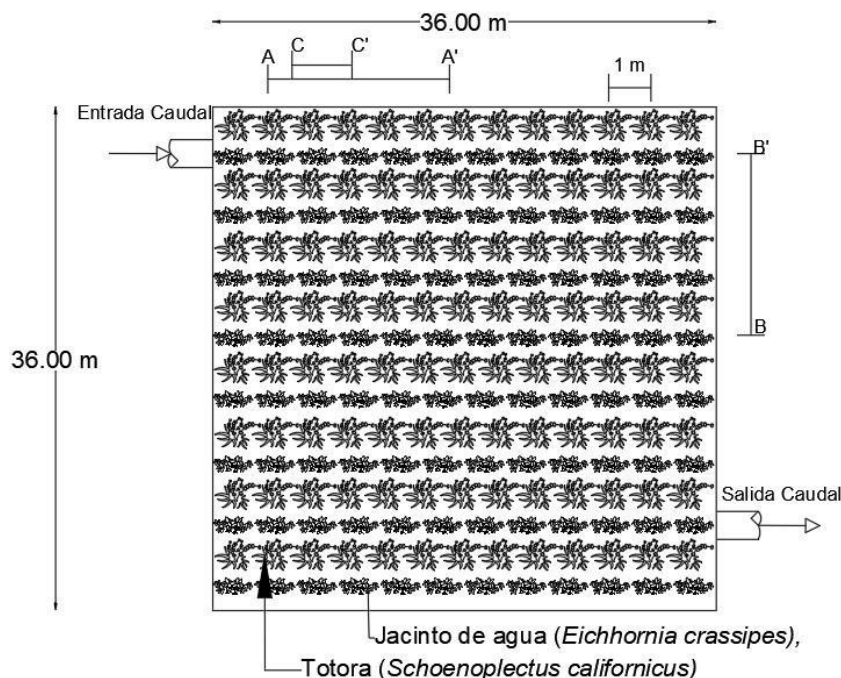
Se planteó para las especies una separación de 1 m entre sus rizomas para mayor remoción de metales y neutralización del pH. Cada fila alterna entre especies (Fila 1

Totora, Fila 2 Jacinto de agua, Fila 3 Totora, así sucesivamente), teniendo por fila 35 especies y por columna 18 especies de una planta seleccionada, dando como resultado 648 totoras y 648 jacintos de agua.

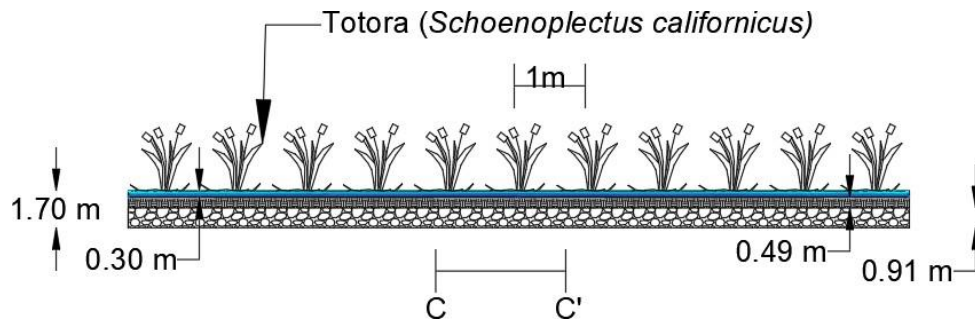
Diseño del humedal

En la Fig.3.12 se presenta el diseño del humedal con sus dimensiones y las especificaciones respecto a la ubicación de las especies. La entrada de agua está por encima de la capa de agua y la profundidad de la salida de agua es de 1.6 m.

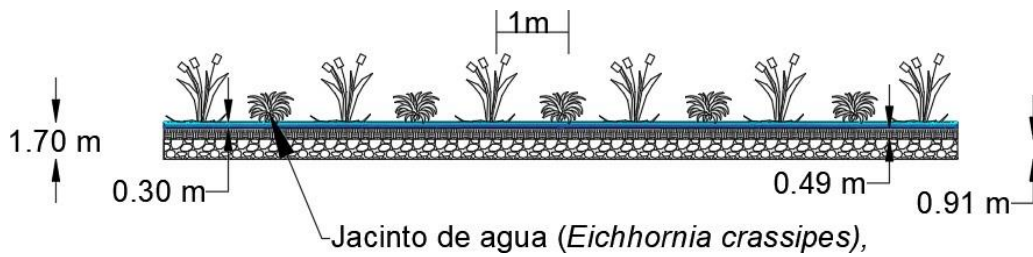
El objetivo de los sustratos orgánicos es eliminar el oxígeno disuelto mediante procesos químicos o bajo la intervención de microorganismos, reducir el Fe^{3+} a Fe^{2+} y generar alcalinidad. La característica de la vegetación emergente del humedal se desarrolla sobre todo el sustrato, lo que ayuda a estabilizarlo y proporcionar materia orgánica adicional. Estos sistemas operan bajo inundación permanente, con un poco de agua fluyendo horizontalmente a través del sustrato orgánico. En él se desarrollan bacterias anaerobias sulfuro-reductoras (*Desulfovibrio* y *Desulfomaculum*), capaces de utilizar sus reacciones con materia orgánica sustrato (CH_2O) y sulfatos disueltos en agua intersticial como fuente de energía para su metabolismo. (López Pamo et al., 2002).



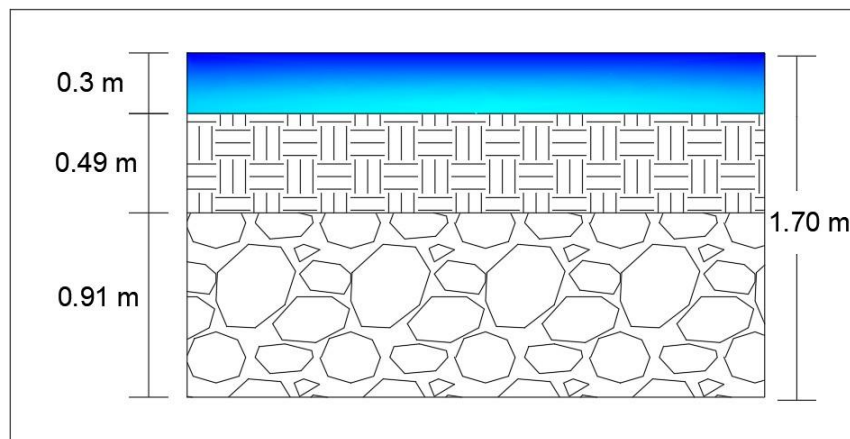
A) Viste en planta del humedal



B) Vista corte A-A'



C) Vista corte B-B'



Leyenda

Capa de agua	Sustrato	Caliza

D) Vista corte C-C'

Figura 3.12 Dimensiones del humedal

El tiempo de retención hidráulico (TRH) se lo calcula utilizando la ecuación (2.10), y para esto primero se encontró el volumen y caudal del sistema del humedal, el cual se tiene a continuación:

$$V = A * h * p$$

$$V = 1295.14 * 0.3 * 1$$

$$V = 388.542 \text{ m}^3$$

$$Q_{media} = \frac{V}{t}$$

$$t = \frac{V}{Q_{media}}$$

$$t = \frac{388.542 \text{ m}^3}{131.21 \text{ m}^3/\text{días}} = 2.963 \text{ días} \approx 3 \text{ días TRH}$$

CAPÍTULO 4

4. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

4.1 CONCLUSIONES

Con base en la caracterización fisicoquímica realizada en la zona de estudio situada en el cantón Camilo Ponce Enríquez, se verificó que el efluente de la mina es de carácter ácido, presenta una alta concentración de OD y una CE baja, lo que permite que se generen las bacterias que acidifican el agua. Se realizó una propuesta de tratamiento pasivo y activo para controlar el DAM y minimizar las posibles afectaciones para los recursos naturales y la población, de manera que los efluentes cumplan con la normativa aplicable de descargas a cuerpos hídricos superficiales.

Se caracterizó los efluentes provenientes de las labores mineras de la empresa de estudio, esto permitió determinar, mediante la propuesta dada por Skousen et.al. (1994 y 1998), el método para el tratamiento del DAM más idóneo teniendo en cuenta las condiciones del efluente. Debido al valor de parámetros como el OD ($> 5\text{mg/L}$), la concentración de Fe^+ ($> 1\text{mg/L}$) y el pH (< 4.5) se escogió el humedal anaeróbico como el sistema más adecuado para el caso de estudio.

Para el análisis y desarrollo del diseño del humedal se identificaron y obtuvieron los caudales de ingreso al sistema, la carga metálica del Fe^+ y los parámetros fisicoquímicos del efluente medidos in situ, además se utilizaron los datos proporcionados por la empresa mediante el laboratorio GRUNTEC. Para obtener una remoción de 20gr/m^2 al día de la carga metálica del Fe, se calculó un humedal de dimensiones de 36 m de ancho y 36m de largo, con un tiempo de retención de 24h y un caudal de salida de $26.82\text{m}^3/\text{h}$. Para una mejor remoción se planteó un sustrato combinado de compost, aserrín y una cama de caliza, dando un total de 1.70 m de profundidad del humedal.

Se propuso un sistema de dosificación de cal a través de un sedimentador con dimensiones de 3.5 m de profundidad, 1 m de ancho y 5 m de largo, el cual mediante una recámara de 0.7 m de largo que contiene al coagulante (Hidróxido de calcio), distribuirá la lechada de cal a través de una pantalla difusora para una mejor mezcla entre el coagulante y el DAM y así tener una sedimentación de los flóculos, el cual podrá ser retirado para su correcta gestión.

4.2 Recomendaciones.

De acuerdo con la situación actual de la empresa minera, se recomienda aplicar los sistemas de tratamiento pasivo y activo propuestos, de cara al cumplimiento de la normativa aplicable de descargas de efluentes a cuerpos hídricos superficiales, ayudando así a preservar el medio ambiente y la salud humana.

Se recomienda darle seguimiento continuamente al área en el que se encontrará ubicado el humedal, ya que como se pudo identificar existen variables y parámetros como la temperatura y condiciones climáticas (precipitación) que pueden desequilibrar el sistema.

Finalmente, se recomienda considerar que los lodos extraídos del sedimentador dan paso a otro tema de investigación, el cual permitirá evaluar para que sirven estos lodos y cómo se les puede dar un uso, además de determinar si contienen algún valor económico para ser comercializado. Caso contrario, se debe establecer un plan de manejo de los lodos con alta carga contaminante.

ANEXOS

ANEXO A

Figura A.4.1 Curva de periodo de detención y profundidad de sedimentador. Fuente: Teoría y Diseño de Control de los Procesos de Clarificación de Agua

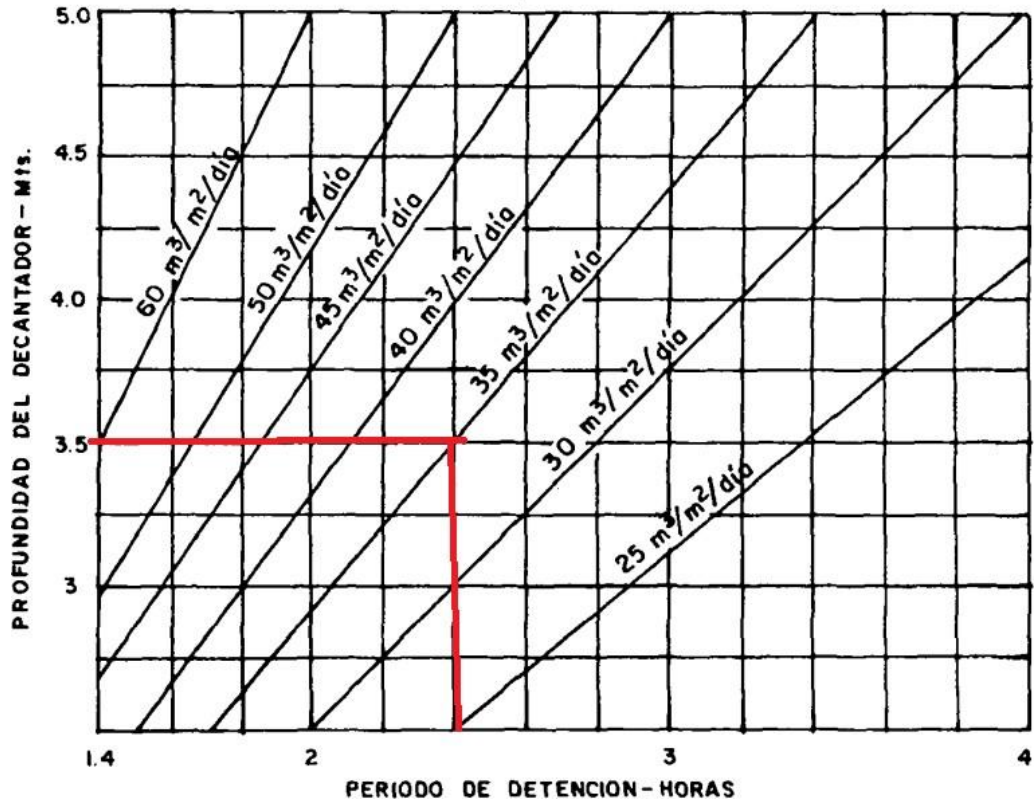


Figura A.4.2 Curva para el seleccionamiento de la Velocidad Horizontal. Fuente: Teoría y Diseño de Control de los Procesos de Clarificación de Agua

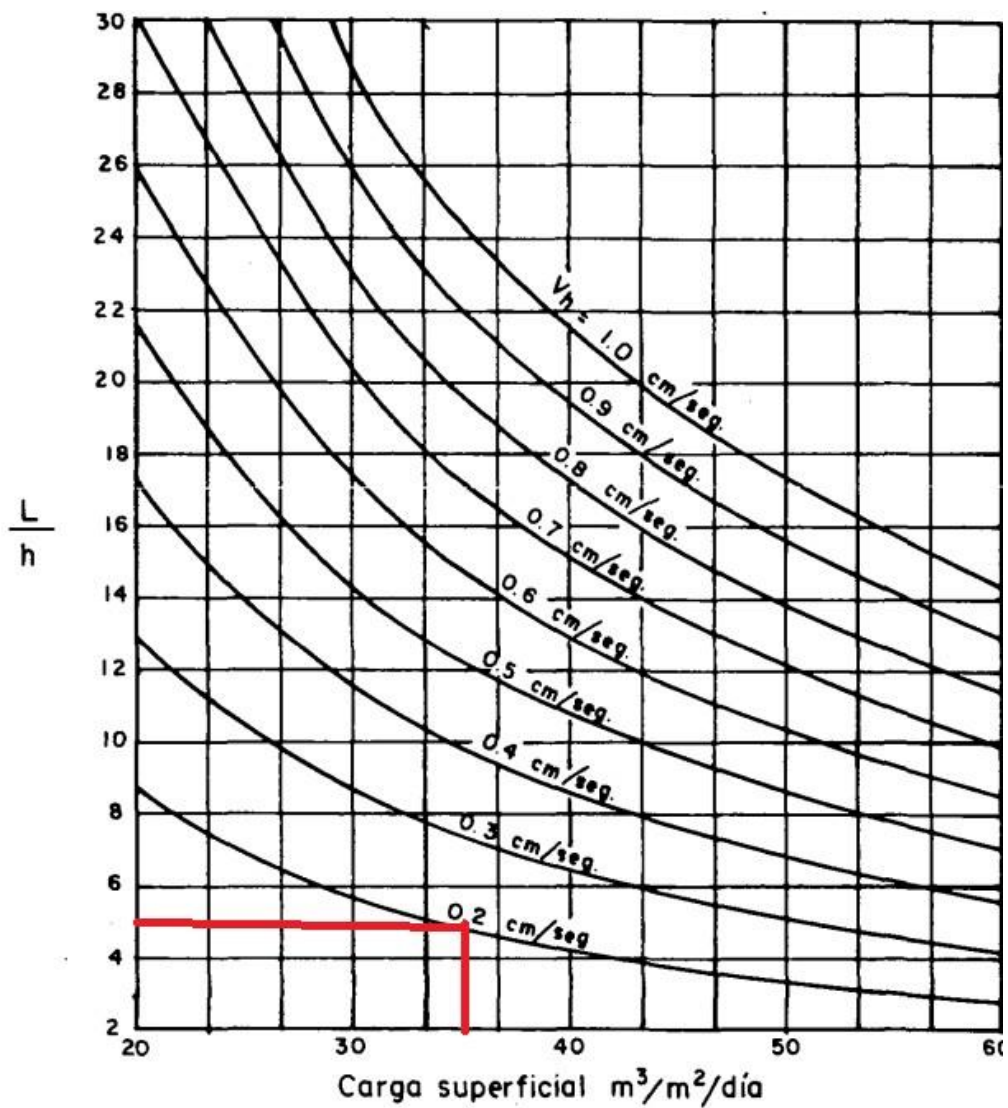


Figura A.4.3 Relación del diámetro de partícula con velocidad de sedimentación

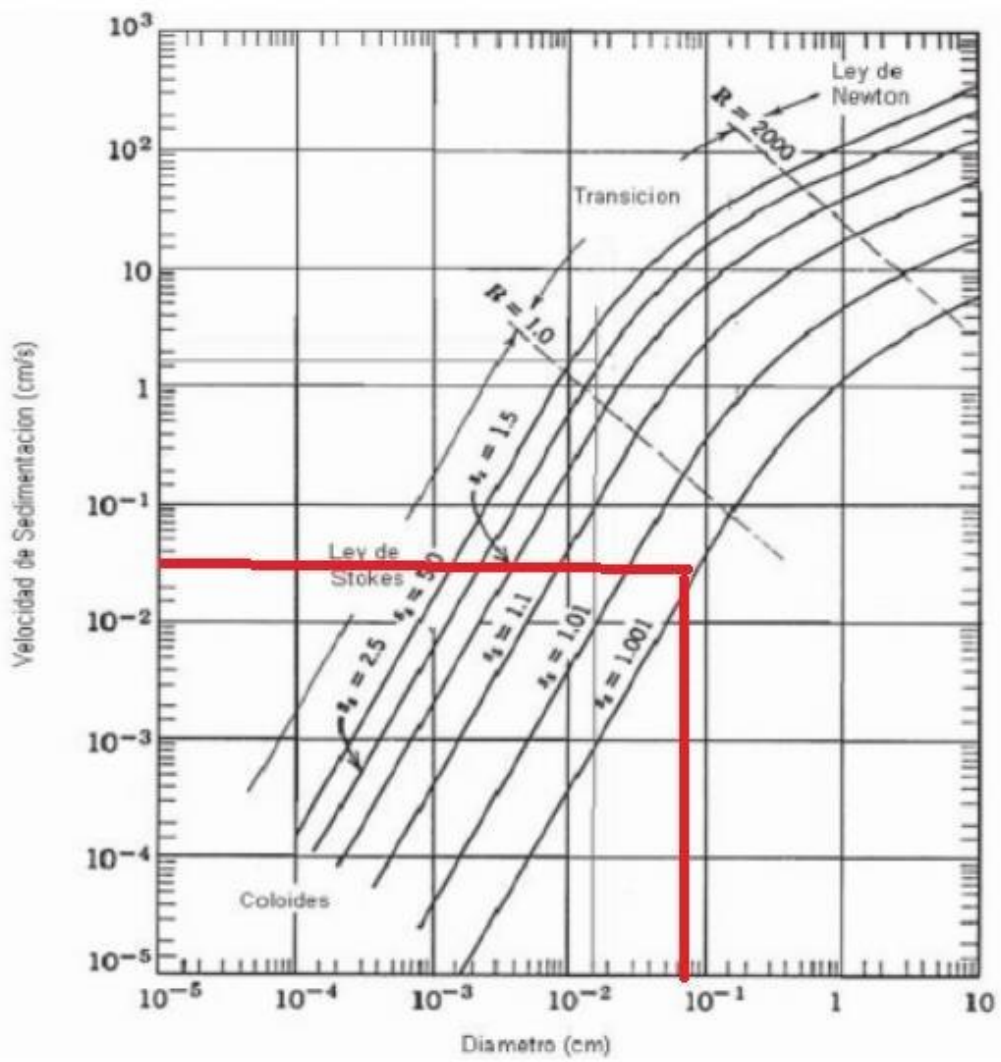


Figura A.4.4 Resultado de análisis realizado por el laboratorio acreditado Gruntec, Cota

270



REPORTE DE ANÁLISIS

Cliente:



Atn:

Proyecto:

Muestra Recibida:

Tipo de Muestra:

Análisis Completado:

Número reporte Gruntec:

Fecha de Emisión:

Identificación de la muestra:	JE-DM-270 (Cisterna de sedimentación - clarificación desagüe de mina)	Limite Máximo Permisible Tabla 9 Anexo 1, Acuerdo Ministerial 097-A, TULSMA ²³	Método Adaptado de Referencia / Método Interno
Coordenadas UTM WGS 84 Zona 17S	X 642224 Y 9663553		
Fecha de Muestreo:	12-oct-21		
No. Reporte Gruntec:	2110264-AG002		
Parámetros de campo:			
pH ^(1,2,3)	4.0	6 - 9	SM 4500 H / MM-AG/S-01
Parámetros realizados en el Laboratorio			
Físico Químico:			
Sólidos Suspendidos Totales mg/l ^{(1,2) *}	1268 ⁽¹⁾	130	SM 2540 D / MM-AG-05
Sólidos Totales Gravimétricos mg/l ^{(1,2) *}	4628 ⁽¹⁾	1600	SM 2540 B / MM-AG-06
Aniones y No Metales:			
Nitrato mg/l ^{(1,2) *}	366 ⁽²⁾	N/A	EPA 300.1 / MM-AG-37
Sulfato mg/l ^{(1,2) *}	2041 ⁽²⁾	1000	EPA 300.1 / MM-AG-37
Sulfuro mg/l ^{(1,2) *}	<0.013 ⁽¹⁾	0.5	EPA 376.2 / MM-AG-33
Parámetros Orgánicos:			
Aceites y Grasas mg/l ^{(1,2) *}	<0.3	30.0	EPA 1664 / MM-AG/S-32
Demanda Bioquímica de Oxígeno mg/l ^{(1,2) *}	<2	100	SM 5210 B,D / MM-AG-19
Demanda Química de Oxígeno mg/l ^{(1,2) *}	13 ⁽¹⁾	200	SM 5220 D / MM-AG-18
Hidrocarburos totales de petróleo (C8-C40) mg/l ^{(1,2) *}	<0.3	20.0	EPA 8015 D / MM-AG-23
Metales totales:			
Aluminio mg/l ^{(1,2) *}	55 ^(2) p)	5.0	EPA 6020 B / MM-AG/S-39
Arsénico mg/l ^{(1,2) *}	1.1 ^(2) p)	0.1	EPA 6020 B / MM-AG/S-39
Bario mg/l ^{(1,2) *}	0.014 ^(2) p)	2.0	EPA 6020 B / MM-AG/S-39
Boro mg/l ^{(1,2) *}	<0.04 ^(2) p)	2.0	EPA 6020 B / MM-AG/S-39
Cadmio mg/l ^{(1,2) *}	0.018 ^(2) p)	0.02	EPA 6020 B / MM-AG/S-39
Cobalto mg/l ^{(1,2) *}	0.33 ^(2) p)	0.5	EPA 6020 B / MM-AG/S-39
Cobre mg/l ^{(1,2) *}	2.4 ^(2) p)	1.0	EPA 6020 B / MM-AG/S-39
Estaño mg/l ^{(1,2) *}	<0.001 ^(2) p)	5.0	EPA 6020 B / MM-AG/S-39
Fósforo mg/l ^{(1,2) *}	<0.1 ^(2) p)	10.0	EPA 6020 B / MM-AG/S-39
Hierro mg/l ^{(1,2) *}	76 ^(2) p)	10.0	EPA 6020 B / MM-AG/S-39
Manganeso mg/l ^{(1,2) *}	9.6 ^(2) p)	2.0	EPA 6020 B / MM-AG/S-39
Mercurio mg/l ^{(1,2) *}	<0.0002 ^(2) p)	0.005	EPA 6020 B / MM-AG/S-39
Níquel mg/l ^{(1,2) *}	0.44 ^(2) p)	2.0	EPA 6020 B / MM-AG/S-39

Figura A.4.5 Resultado de análisis realizado por el laboratorio acreditado Gruntec, Cota



REPORTE DE ANÁLISIS

Cliente:



Atn:

Proyecto:

Muestra Recibida:

Tipo de Muestra:

Análisis Completado:

Número reporte Gruntec:

Fecha de Emisión:

Identificación de la muestra:	SJ-DM-280 (Cisterna de sedimentación - clarificación desagué de mina)	Limite Máximo Permisible Tabla 9 Anexo 1, Acuerdo Ministerial 097-A, TULSMA ⁽⁴⁾	Método Adaptado de Referencia / Método Interno
Coordenadas UTM WGS 84 Zona 17S	X 641775 Y 9662506		
Fecha de Muestreo:	13-oct-21		
No. Reporte Gruntec:	2110270-AG003		
Parámetros de campo:			
pH ^(1,2,3)	2.6	6 - 9	SM 4500 H / MM-AG/S-01
Parámetros realizados en el Laboratorio			
Físico Químico:			
Sólidos Suspendedos Totales mg/l ^{(1,2)*}	39 ⁽¹⁾	130	SM 2540 D / MM-AG-05
Sólidos Totales Gravimétricos mg/l ^{(1,2)*}	3936 ⁽¹⁾	1600	SM 2540 B / MM-AG-06
Aniones y No Metales:			
Nitrato mg/l ^{(1,2)*}	1246 ⁽²⁾	N/A	EPA 300.1 / MM-AG-37
Sulfato mg/l ^{(1,2)*}	1901 ⁽²⁾	1000	EPA 300.1 / MM-AG-37
Sulfuro mg/l ^{(1,2)*}	<0.013 ⁽¹⁾	0.5	EPA 376.2 / MM-AG-33
Parámetros Orgánicos:			
Aceites y Grasas mg/l ^{(1,2)*}	<0.3	30.0	EPA 1664 / MM-AG/S-32
Demanda Bioquímica de Oxígeno mg/l ^{(1,2)*}	<2	100	SM 5210 B.D / MM-AG-19
Demanda Química de Oxígeno mg/l ^{(1,2)*}	<5 ⁽¹⁾	200	SM 5220 D / MM-AG-18
Hidrocarburos totales de petróleo (C8-C40) mg/l ^{(1,2)*}	<0.3	20.0	EPA 8015 D / MM-AG-23
Metales totales:			
Aluminio mg/l ^{(1,2)*}	64 ^{(4) (4)}	5.0	EPA 6020 B / MM-AG/S-39
Arsénico mg/l ^{(1,2)*}	0.0098 ^{(4) (4)}	0.1	EPA 6020 B / MM-AG/S-39
Bario mg/l ^{(1,2)*}	0.015 ^{(4) (4)}	2.0	EPA 6020 B / MM-AG/S-39
Boro mg/l ^{(1,2)*}	0.06 ^{(4) (4)}	2.0	EPA 6020 B / MM-AG/S-39
Cadmio mg/l ^{(1,2)*}	0.013 ^{(4) (4)}	0.02	EPA 6020 B / MM-AG/S-39
Cobalto mg/l ^{(1,2)*}	0.39 ^{(4) (4)}	0.5	EPA 6020 B / MM-AG/S-39
Cobre mg/l ^{(1,2)*}	2.3 ^{(4) (4)}	1.0	EPA 6020 B / MM-AG/S-39
Estaño mg/l ^{(1,2)*}	<0.001 ^{(4) (4)}	5.0	EPA 6020 B / MM-AG/S-39
Fósforo mg/l ^{(1,2)*}	<0.1 ^{(4) (4)}	10.0	EPA 6020 B / MM-AG/S-39
Hierro mg/l ^{(1,2)*}	33 ^{(4) (4)}	10.0	EPA 6020 B / MM-AG/S-39
Manganeso mg/l ^{(1,2)*}	3.3 ^{(4) (4)}	2.0	EPA 6020 B / MM-AG/S-39
Mercurio mg/l ^{(1,2)*}	<0.0002 ^{(4) (4)}	0.005	EPA 6020 B / MM-AG/S-39
Níquel mg/l ^{(1,2)*}	0.61 ^{(4) (4)}	2.0	EPA 6020 B / MM-AG/S-39

Figura A 4.6 Balance iónico realizado con las concentraciones de iones mayoritarios obtenidos en el Laboratorio de Sanitaria de ESPOL. Punto de muestreo AC-03

MUESTRA	Ca	Dureza total								
	(mg/L CaCO ₃)									
AC-03	1040	1630								
	Ca ²⁺	Mg ²⁺	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	K ⁺	Na ⁺	HCO ₃ ⁻	
	(mg/L)									
	416.0	143.4	3660.0	0.4	80.0	0.025	4.0	1071.0	52.0	
	(mEq/L)									
	Ca ²⁺	Mg ²⁺	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	K ⁺	Na ⁺	HCO ₃ ⁻	
	20.800	11.800	76.250	0.011	1.290	0.001	0.102	46.769	0.852	
Método de medición	Titulación con reactivos HACH		Espectrofotometría HACH en equipo DR 3900					Potenciometría (electrodo multiparamétrica)		Titulación con ácido sulfúrico
Suma aniones	Suma cationes									
78.405	79.47									
error del balance iónico	0.7									
Volumen consumido para calcio	Volumen consumido para dureza total									
10.4	16.3									
Volumen de muestra a titular										
10										
			Volumen de muestra para Alcalinidad por bicarbonatos (mL)	consumido de la titulación para alcalinidad por bicarbonatos (mL)						
			50	2.6						

Figura A 4.7 Balance iónico realizado con las concentraciones de iones mayoritarios obtenidos en el Laboratorio de Sanitaria de ESPOL. Punto de muestreo AC-08

MUESTRA	Ca	Dureza total									
	(mg/L CaCO ₃)										
AC-08	920	1210									
	Ca ²⁺	Mg ²⁺	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	K ⁺	Na ⁺	HCO ₃ ⁻	CO ₃ ⁻	
	(mg/L)										
	368.0	70.5	1800.0	1.1	44.0	0.007	6.0	410.0	30.0	20.0	
	(mEq/L)										
	Ca ²⁺	Mg ²⁺	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	K ⁺	Na ⁺	HCO ₃ ⁻	CO ₃ ⁻	
	18.400	5.800	37.500	0.031	0.710	0.000	0.153	17.904	0.492	0.67	
Método de medición	Titulación con reactivos HACH		Espectrofotometría HACH en equipo DR 3900					Potenciometría (electrodo multiparamétrica)		Titulación con ácido sulfúrico	Titulación con ácido sulfúrico
Suma aniones	Suma cationes										
39.399	42.26										
error del balance iónico	3.5										
Volumen consumido para calcio	Volumen consumido para dureza total										
9.2	12.1										
Volumen de muestra a titular											
10											
			Volumen de muestra para Alcalinidad por bicarbonatos (mL)	Volumen consumido de la titulación para alcalinidad por bicarbonatos (mL)	Volumen de muestra para Alcalinidad por carbonatos (mL)	Volumen consumido de la titulación para alcalinidad por carbonatos (mL)					
			50	1.5	50	1					

BIBLIOGRAFÍA

- Appleton, J. D., Williams, T. M., Orbea, H., & Carrasco, M. (2001). Fluvial contamination associated with artisanal gold mining in the Ponce Enríquez, Portovelo-Zaruma and Nambija areas, Ecuador. *Water, Air, and Soil Pollution*, 131(1–4), 19–39. <https://doi.org/10.1023/A:1011965430757>
- Carling, G. T., Diaz, X., Ponce, M., Perez, L., Nasimba, L., Pazmino, E., Rudd, A., Merugu, S., Fernandez, D. P., Gale, B. K., & Johnson, W. P. (2013). Particulate and Dissolved Trace Element Concentrations in Three Southern Ecuador Rivers Impacted by Artisanal Gold Mining. *Water, Air, & Soil Pollution*, 224(2), 1415. <https://doi.org/10.1007/s11270-012-1415-y>
- Cheng, H., Hu, Y., Luo, J., Xu, B., & Zhao, J. (2009). Geochemical processes controlling fate and transport of arsenic in acid mine drainage (AMD) and natural systems. *Journal of Hazardous Materials*, 165(1–3), 13–26. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.10.070>
- Fernando, W. A. M., Ilankoon, I. M. S. K., Syed, T. H., & Yellishetty, M. (2018). Challenges and opportunities in the removal of sulphate ions in contaminated mine water: A review. *Minerals Engineering*, 117, 74–90. <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2017.12.004>
- Hilson, G., & van der Vorst, R. (2002). Technology, Managerial, and Policy Initiatives for Improving Environmental Performance in Small-Scale Gold Mining Industry. *Environmental Management*, 30(6), 764–777. <https://doi.org/10.1007/s00267-002-2728-1>
- Hyman, D. y Watzlaf, G. 1995. Mine drainage characterization for the successful design and evaluation of passive treatment systems. 17th Annual National Association of Abandone
- Larenas, D., Fierro, V., & Fierro, C. (2017). *Minería a Gran Escala: Una Nueva Industria para Ecuador*. Polémika. <https://revistas.usfq.edu.ec/index.php/polemika/article/view/956>
- López Pamo, E., Aduvire, O., & Baretino, D. (2002). Tratamientos pasivos de drenajes ácidos de mina: Estado actual y perspectivas de futuro. *Boletín Geológico y Minero*, 113(1), 3–21. https://www.igme.es/Boletin/2002/113_1_2002/4-ARTICULO TRATAMIENTOS.pdf
- Lu, Q., Li, Q., An, Y., Duan, X., Zhao, R., Zhao, D., & An, S. (2022). Evaluation of constructed wetland systems toward naturalization of the elemental composition and microbial community in wastewater treatment plant effluent. *Journal of Cleaner Production*, 376, 134117. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.134117>
- Mestanza-Ramón, C., D’Orio, G., & Straface, S. (2021). Gold mining in Ecuador: Innovative recommendations for the management and remediation of mercury-contaminated waters. *Green World Journal*, 4(2), 11. <https://doi.org/10.53313/gwj42028>
- Mestanza-Ramón, C., Ordoñez-Alcivar, R., Arguello-Guadalupe, C., Carrera-Silva, K., D’Orio, G., & Straface, S. (2022). History, Socioeconomic Problems and Environmental Impacts of Gold Mining in the Andean Region of Ecuador. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19(3), 1190. <https://doi.org/10.3390/ijerph19031190>
- Peralta, I., Cardozo, C., Nakayama, H., Ávalos, C., Benítez, G., Elkhilili, R., Ayala, J., Arenas, R., & Samudio-Oggero, A. (2022). Evaluation of a Wetland Constructed with *Typha domingensis* Pers., for the Recovery of Contaminated Water from Hospital Effluents. *Journal of Ecological Engineering*, 23(9), 136–145. <https://doi.org/10.12911/22998993/151781>
- Skousen, J. G., Ziemkiewicz, P. F., & McDonald, L. M. (2019). Acid mine drainage formation, control and treatment: Approaches and strategies. *Extractive Industries and Society*, 6(1), 241–249. <https://doi.org/10.1016/j.exis.2018.09.008>

- Skousen, J., Zipper, C. E., Rose, A., Ziemkiewicz, P. F., Nairn, R., McDonald, L. M., & Kleinmann, R. L. (2017). Review of Passive Systems for Acid Mine Drainage Treatment. *Mine Water and the Environment*, 36(1), 133–153. <https://doi.org/10.1007/s10230-016-0417-1>
- Tarras-Wahlberg, N. H. (2002). Environmental management of small-scale and artisanal mining: the Portovelo-Zaruma goldmining area , southern Ecuador. *Journal of Environmental Management*, 165–179. <https://doi.org/10.1006/jema.2002>
- Valencia Arboleda, J. (1973). *Teoría, diseño y control de los procesos de clarificación del agua* (13th ed.). SANITARIA, CENTRO PANAMERICANO DE INGENIERÍA “CEPIS”, Y CIENCIAS DEL AMBIENTE.
- Vendrell-Puigmitja, L., Abril, M., Proia, L., Espinosa Angona, C., Ricart, M., Oatley-Radcliffe, D. L., Williams, P. M., Zanain, M., & Llenas, L. (2020). Assessing the effects of metal mining effluents on freshwater ecosystems using biofilm as an ecological indicator: Comparison between nanofiltration and nanofiltration with electrocoagulation treatment technologies. *Ecological Indicators*, 113(October 2019), 106213. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106213>