



UNIVERSIDAD
PRIVADA
DEL NORTE

FACULTAD DE INGENIERIA

CARRERA DE INGENIERIA AMBIENTAL

“FILTRO SUSTRATO PARA RETENCIÓN DE HIERRO Y NEUTRALIZACIÓN DE pH, SOBRE DRENAJE ÁCIDO DE UN PASIVO AMBIENTAL MINERO”

Tesis para optar el título profesional de:

Ingeniero Ambiental

Autores:

Bach. Elizabeth Gladys Sandoval Carranza

Bach. Alberto Rubén Quispe Yeckle

Asesor:

Mg. Juan Carlos Flores Cerna

Cajamarca – Perú

2019

DEDICATORIA

A Dios, nuestro padre todopoderoso.

A mi madre Teresa y mi padre Wilder quien con sus consejos y su apoyo incondicional me encaminaron en esta vida para lograr mis metas personales y profesionales.

A mis hermanos Manuel, Miguel y Abigail que son parte de mi vida.

A Dios por guiarme y darme sabiduría para afrontar situaciones difíciles.

A mis amados padres Juan e Ines por darme la vida y enseñarme a luchar día a día para salir adelante.

A mi amado hijo Josué y mi esposa Yabeli por ser ellos mi fuente de motivación e inspiración.

AGRADECIMIENTO

A mis docentes de la Escuela Académico Profesional de Ingeniería Ambiental de la Universidad Privada del Norte por las experiencias y conocimientos que me brindaron durante mi formación académica – profesional.

Así mismo es de mi especial consideración agradecer a Ing. Mg. Juan Carlos Flores Cerna, por la orientación, paciencia, confianza y compartir sus conocimientos para que el presente trabajo sea realidad.

A la escuela de Ingeniería de Materiales de la Universidad Nacional de Trujillo, y al Ing. Ricardo Neira Casana, por su apoyo, amistad y confianza para el desarrollo experimental del presente trabajo.

TABLA DE CONTENIDOS

DEDICATORIA	i
AGRADECIMIENTO	ii
ÍNDICE DE TABLAS	iv
ÍNDICE DE FIGURAS	v
ÍNDICE DE ECUACIONES	vii
RESUMEN	1
CAPÍTULO I INTRODUCCIÓN	2
1.1. Realidad problemática	2
1.2. Formulación del problema	35
1.3. Objetivos	35
1.3.1. Objetivo general	35
1.3.2. Objetivos específicos	35
1.4. Hipótesis	36
1.4.1. Hipótesis general	36
1.4.2. Hipótesis específicas	36
CAPÍTULO II. METODOLOGÍA	37
2. 1. Tipo de investigación	37
2. 2. Materiales, instrumentos y métodos	37
2. 3. Procedimiento	39
CAPÍTULO III RESULTADOS	46
CAPÍTULO IV: DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES	53
4.1. Discusión	53
4.2. Conclusiones	69
REFERENCIAS	71

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Clasificación de los drenajes ácidos de mina	21
Tabla 2. Datos promedio de la variación de concentración iónica (Fe, Cu y Pb), sólidos totales, conductividad y pH de solución drenaje ácido de mina tratada mediante (<i>Phragmites australis</i>).	46
Tabla 3. Datos promedio de la variación de concentración iónica (Fe, Cu y Pb), sólidos totales, conductividad y pH de solución drenaje ácido de mina tratada mediante (<i>Schoenoplectus californicus</i>).	46
Tabla 4. Análisis de varianza para un diseño bifactorial del tiempo de residencia y su efecto en la concentración catiónica inicial (Fe).	47
Tabla 5. Análisis de varianza para un diseño bifactorial del tiempo de residencia y su efecto en la concentración catiónica inicial (Cu).	48
Tabla 6. Análisis de varianza para un diseño bifactorial del tiempo de residencia y su efecto en la concentración catiónica inicial (Pb).	49
Tabla 7. Análisis de varianza para un diseño bifactorial del tiempo de residencia y su efecto en la concentración catiónica inicial de la conductividad.	50
Tabla 8. Análisis de varianza para un diseño bifactorial del tiempo de residencia y su efecto en la concentración catiónica inicial del pH.	52
Tabla 9. Porcentajes de remoción de cationes, disminución de la conductividad del drenaje ácido de mina y porcentaje de incremento de pH de drenaje ácido de mina tratada	65
Tabla 10. Cálculos del análisis de varianza (ANOVA) para Fe ²⁺ (mg/L)	77
Tabla 11. Cálculos del análisis de varianza (ANOVA) para Cu ²⁺ (mg/L)	78
Tabla 12. Cálculos del análisis de varianza (ANOVA) para Pb ²⁺ (mg/L)	79
Tabla 13. Cálculos del análisis de varianza (ANOVA) para conductividad (μS/cm)	80
Tabla 14. Cálculos del análisis de varianza (ANOVA) para pH	81
Tabla 15. Límites máximos permisibles para la descarga de efluentes líquidos de actividades minero metalúrgicas	82

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Aguas ácidas generadas por drenaje ácido de mina.	22
Figura 2. Formaciones de aguas ácidas de mina	24
Figura 3. Etapas en la formación de aguas ácidas	25
Figura 4. Esquema representativo del procedimiento experimental.	39
Figura 5. Preparación de sustrato	40
Figura 6. Diseño para el contenedor del sustrato.	41
Figura 7. Trasplante de plantas acuáticas para filtros sustratos.	42
Figura 8. Adaptación de las plantas después de 7 días.	42
Figura 9. Drenaje ácido de mina.	43
Figura 10. Extracción de muestras de drenaje ácido de mina.	43
Figura 11. Llenado de los depósitos con drenaje ácido de mina.	44
Figura 12. Extracción de muestras de drenaje ácido de mina tratada.	45
Figura 13. Datos promedio de la variación de concentración iónica de hierro, de solución drenaje ácido de mina tratada mediante (<i>Phragmites Australis</i>).	53
Figura 14. Datos promedio de la variación de concentración iónica de cobre, de solución drenaje ácido de mina tratada mediante (<i>Phragmites Australis</i>).	54
Figura 15. Datos promedio de la variación de concentración iónica de plomo, de solución drenaje ácido de mina tratada mediante (<i>Phragmites Australis</i>).	55
Figura 16. Datos promedio de la variación de sólidos totales del drenaje ácido de mina tratada mediante (<i>Phragmites Australis</i>).	56
Figura 17. Datos promedio de la variación de conductividad del drenaje ácido de mina tratada mediante (<i>Phragmites Australis</i>).	57
Figura 18. Datos promedio de la variación de pH de solución drenaje ácido de mina tratada mediante (<i>Phragmites Australis</i>).	58
Figura 19. Datos promedio de la variación de concentración iónica de hierro, de solución drenaje ácido de mina tratada mediante (<i>Schoenoplectus californicus</i>).	59
Figura 20. Datos promedio de la variación de concentración iónica de cobre, de solución drenaje ácido de mina tratada mediante (<i>Schoenoplectus Californicus</i>).	60
Figura 21. Datos promedio de la variación de concentración iónica de plomo, de solución drenaje ácido de mina tratada mediante (<i>Schoenoplectus Californicus</i>).	61

Figura 22. Datos promedio de la variación de sólidos totales del drenaje ácido de mina tratada mediante (<i>Schoenoplectus californicus</i>).	62
Figura 23. Datos promedio de la variación de conductividad del drenaje ácido de mina tratada mediante (<i>Schoenoplectus californicus</i>).	63
Figura 24. Datos promedio de la variación de pH del drenaje ácido de mina tratada mediante (<i>Schoenoplectus californicus</i>).	64
Figura 25. Velocidad de remoción catiónica de drenaje ácido de mina tratada mediante (<i>Phragmites australis</i>). (% de remoción/día)	66
Figura 26. Velocidad de remoción catiónica de drenaje ácido de mina tratada mediante (<i>Schoenoplectus californicus</i>). (% de remoción/día).	66
Figura 27. Comparación de los valores de iones de hierro de los filtros sustratos y los LMP.	68

ÍNDICE DE ECUACIONES

Ecuación 1. $ST = A - B1000V$	32
Ecuación 2. $H_0: \mu_1 = \mu_2 \cdot \cdot \cdot \mu_I$	33

RESUMEN

El presente trabajo de investigación tiene como título “*Filtro sustrato para retención de hierro y neutralización de pH, sobre drenaje ácido de un pasivo ambiental minero*”. Debido al elevado coste que representa su tratamiento de este drenaje ácido, es necesario buscar una solución al problema. Y como objetivo principal la reducción de iones de hierro y mejora de su pH. Se usó drenaje ácido de mina del distrito de Quiruvilca, provincia de Santiago de Chuco - La Libertad, se construyó filtros sustratos a nivel de laboratorio, con todas las condiciones. El drenaje ácido de la Mina Quiruvilca tenía un pH inicial de 3.5, tomando como variables al tiempo de residencia 15, 30 y 45 días y el tipo de planta para construcción del filtro sustrato. Los resultados muestran que; en el tratamiento de drenaje ácido de mina en la presente investigación, se logró la disminución catiónica inicial del hierro (Porcentajes de remoción mayores al 90%), en ambos filtros sustratos de diferentes especies vegetales (*Schoenoplectus Californicus* y *Phragmites australis*) y con el incremento del tiempo de residencia en filtros sustratos. Concluyendo que, el filtro sustrato con la especie *Schoenoplectus Californicus*, logró mejores resultados en comparación a la especie *Phragmites Australis*, en todos los tiempos.

PALABRAS CAVES: Drenaje ácido de mina, filtros sustratos, tiempo de residencia.

CAPÍTULO I INTRODUCCIÓN

1.1. Realidad problemática

El agua es uno de los recursos naturales que forma parte del desarrollo de cualquier país; es el compuesto químico más abundante del planeta y resulta indispensable para el desarrollo de la vida. Su disponibilidad es paulatinamente menor debido a su contaminación por diversos medios, incluyendo a los mantos acuíferos, lo cual representa un desequilibrio ambiental, económico y social (Cabrera, 2011).

Se considera que el agua está contaminada cuando se ven alteradas sus características químicas, físicas y biológicas por lo que pierde su potabilidad para consumo diario o para su utilización en actividades domésticas, industriales o agrícolas. Las aguas contaminadas se definen como aguas de composición variada provenientes de las descargas de usos municipales, industriales, comerciales, de servicios, agrícolas, pecuarios, domésticos, incluyendo fraccionamientos y en general, de cualquier otro uso, así como la mezcla de ellas (Romero, et al., 2016)

Los efluentes procedentes de la industria minera “Ironstone” deja como consecuencia de la misma actividad la contaminación de la tierra y del agua, formando así un drenaje ácido y rico en metales pesados. La recuperación de los bosques puede empeorar la contaminación del agua, debido a la modificación y alteración de los desechos. Los sistemas de filtros sustratos (CWS, por sus siglas en inglés) se utilizan cada vez más para tratar el drenaje ácido de la mina, pero su rendimiento es poco conocido (Heal & Seal, 2011).

Para el tratamiento de drenajes ácidos de mina, los procesos utilizados principalmente son físicos, químicos y biológicos. Dentro de estos últimos, los filtros sustratos (HA) son utilizados para aguas contaminadas de tipo doméstico, aunque también han funcionado para aguas de origen industrial (Patricio, Garrido, & Gross, 2012). Su

utilización fue desarrollada en Europa hace aproximadamente veinte años, donde siguen operando con éxito (Yam Sultana & Khayer, Integrated Cr(VI) removal using constructed wetlands and composting, 2015). Los filtros sustratos se definen como sistemas que simulan una zona de transición entre el ambiente terrestre y el acuático, pero que son específicamente contruidos para el tratamiento de aguas contaminadas bajo condiciones controladas de ubicación, dimensionamiento y capacidad de tratamiento (Catherine, Davis , & Patrick, 2016).

Entre las ventajas de este sistema se encuentra el bajo costo de instalación y mantenimiento, comparado con sistemas físicos, químicos y biológicos convencionales, así como la generación de un paisaje agradable. Los filtros sustratos correctamente diseñados y contruidos, pueden depurar las aguas municipales, industriales y las de lluvia, y son especialmente eficaces en la eliminación de contaminantes del agua, como son sólidos suspendidos, nitrógeno, fósforo, hidrocarburos y metales. Son una tecnología efectiva y segura para el tratamiento y recirculación del agua si se mantienen y operan adecuadamente (Múzquiz, 2007).

El tratamiento de las aguas contaminadas por filtros sustratos se basa en los principios de los sistemas naturales, ya que se acercan a los de la naturaleza, por lo que, a pesar de la intervención del hombre, se han catalogado como "sistemas naturales de tratamiento". Por tal motivo, esta tecnología resulta altamente atractiva para ser aplicada en el tratamiento de aguas contaminadas por su versatilidad y rentabilidad económica. Los componentes de un filtro sustrato son las plantas, el sustrato y la población microbiana. Las plantas pueden ser de diferentes especies y hábitos de enraizamiento y entre sus principales funciones se encuentra la absorción de nutrientes, la relación simbiótica que se establece con los microorganismos, el

suministro de oxígeno y la filtración de partículas (Heal & Seal, 2011). El sustrato es el soporte para las plantas y un medio de fijación para los microorganismos en el sistema y funciona como conductor hidráulico (Yam Sultana & Khayer, Integrated Cr(VI) removal using constructed wetlands and composting, 2015). Por su parte, los microorganismos son la parte fundamental del funcionamiento de los filtros sustratos ya que de ellos depende la eficiencia en la remoción de los contaminantes: contribuyen a la degradación de la materia orgánica y a la transformación de compuestos nitrogenados y de fósforo contenidos en las aguas residuales, a compuestos más simples.

Las diferentes especies de plantas acuáticas que se utilicen son importantes, debido a que difieren en su capacidad de depuración del agua residual, en la remoción de nutrientes específicos, de elementos traza y de compuestos potencialmente tóxicos como los metales pesados. Se ha utilizado principalmente a la especie *Phragmites australis* (comúnmente llamada carrizo), la cual actualmente funciona con éxito (Bigorda & |, 2017).

En el presente trabajo “*Filtro sustrato para retención de hierro y neutralización de pH, sobre drenaje ácido de un pasivo ambiental minero*” se instaló un sistema de filtros sustratos. Así mismo se pretendió evaluar de la remoción de iones de hierro, cobre y plomo, y cambios en la conductividad, sólidos totales y pH presentes en el drenaje ácido de mina, y así encontrar la versatilidad y eficiencia de este proceso de tratamiento de agua. El drenaje ácido de mina que fue examinado pertenece a la minera Quiruvilca, del distrito de Quiruvilca, provincia de Santiago de Chuco del departamento de la Libertad.

Antecedentes

- (Lipaca, 2015), en su tesis titulada, “*Influencia del Tiempo de Retención y Composición del Sustrato en la Remoción de Hierro y Cobre del Drenaje Ácido de Mina en Filtros sustratos*”, teniendo como objetivo principal, el determinar la influencia del tiempo de retención y la composición del sustrato en la remoción de hierro y cobre del drenaje ácido de mina por filtros sustratos. De este trabajo se llegó a la conclusión de que, la mejor composición del sustrato para la remoción de hierro y cobre en filtros sustratos es el 80% de estiércol de vaca pre descompuesto con 20% de musgo y aserrín (1:1) con el que se obtiene una remoción de 97.66% de hierro, en el que disminuye la concentración de 107.46 mg/L a 2.51 mg/L; y la remoción de cobre de 90.12%, en el que disminuye la concentración de 0.64 mg/L a 0.063 mg/L. Así mismo el mejor tiempo de retención del drenaje ácido de mina para la remoción de hierro y cobre es 48 horas, obteniéndose una remoción para hierro de 97.33% y 97.66% para ambos tipos de sustratos; en cambio la remoción para cobre en ambos tipos de sustratos fue de 84.50% y 90.12%.
- (Heal & Seal, 2011), en su artículo “*Treatment of acidic metal-rich drainage from reclaimed ironstone mine spoil*”, utilizó un enfoque combinado para recuperar el montón de escombros de hierro de Benhar en el centro de Escocia. Los árboles han sido plantados en el botadero tratado con pellets secos, lodo de aguas residuales, piedra caliza y turba. El drenaje de esporas (pH 2.7, 247 mg l-1 de Fe total) pasa a CWS. El flujo de escombros, la química del agua superficial y el rendimiento de CWS se controlaron durante 12 meses después de la recuperación. Las concentraciones de Fe, Mn y Al y acidez disminuyeron en el flujo continuo

después del análisis, aunque este efecto no fue uniforme. El fósforo reactivo soluble se ha movilizado desde el lodo de aguas contaminadas en áreas residuales ácidas de escombros, pero las pérdidas de otros nutrientes fueron mínimas. El CWS elimina en promedio 33% y 20-40% de la acidez y metales, pero las tasas de eliminación disminuyen en invierno. La recuperación de escombros ha tenido éxito al permitir el establecimiento de la vegetación, pero también ha aumentado la concentración de Fe y Mn en el drenaje superficial del sitio, incluso después de su paso por el CWS.

- (Leonardo, 2006), en su trabajo de investigación titulado: *“Influencia del tiempo de retención en un filtro sustrato en la concentración de metales pesados, y pH para el tratamiento de drenajes ácidos; se construyó un filtro sustrato a nivel de laboratorio y se creó todas las condiciones para favorecer el proceso anaerobio adicionándole una capa de caliza y otra de materia orgánica, esenciales para la neutralidad del agua. Se trabajó con agua drenada de la mina Condestable que tiene un pH de 3.2 , una concentración de hierro de 31.81 mg/L y un porcentaje de sólidos totales de 831 mg/L. Considerando un modelo de análisis de regresión, para periodos regulares de tiempo de 0.5 días por cada muestra, se obtuvo a los 15 días un 95.86% de remoción de hierro y a 1.0 días la remoción creció a 97.58%, con lo cual se alcanza un resultado de 0.77 mg/L de hierro; esta cifra se considera óptima ya que permite estar por debajo del límite máximo permisible para que el agua pueda ser usada en labores como la agricultura; también se obtuvo, que finalizado el 10 día se llegó a neutralizar el agua a pH 7, y a los 13.5 días la concentración de sólidos totales era óptima con 210 mg/L.*

- (Catherine, Davis , & Patrick, 2016), en su artículo de investigación titulado “*Metal removal mechanisms in a short hydraulic residence time subsurface flow for mine drainage treatment*”, Se investigó el rendimiento de un innovador de flujo sub superficial a escala piloto para la reducción del hierro y zinc en el drenaje de mina. La particularidad novedad del sistema, opera en condiciones ambientales, era el corto tiempo de residencia hidráulica (TRH) de 7.5 - 14.5 h. La HRT corta es crucial porque reduce el tamaño del proceso y el costo de construcción, lo que puede ser un impedimento importante para su desempeño; durante un período de 2 años, la eficacia promedio del tratamiento fue del 67.5% (Zn total) y de 84.4% (Fe total) Las tasas de remoción ajustadas por volumen promedio para Zn total y Fe total fueron de 0.92 g/m³/día y 1.05 g/m³/día respectivamente. Los análisis de agua y compost mostraron que la reducción de sulfato es el proceso bacteriano de eliminación de Zn y Fe, más importante dentro del flujo sub superficial: los análisis de agua mostraron disminuciones constantes en la concentración de sulfato a través del sistema, mientras que el análisis de ácido sulfúrico volátil: metales extraídos simultáneamente (AVS-SEM) el compost reveló concentraciones de Zn hasta 12,227 mg/kg y de Fe hasta 9066 mg/kg. El modelado geoquímico utilizando PHREEQC también mostró que las condiciones biogeoquímicas dentro del filtros sustratos que favorecían la atenuación de Zn y Fe como compuestos tipo sulfuros (índice de saturación promedio de +9.52).
- (Yam Sultana & Khayer, 2015), en el trabajo de investigación titulado: “*Integrated Cr (VI) removal using constructed wetlands and composting*”

estudiaron la manera de la eliminación integrada de cromo de soluciones acuosas en subsuelo horizontal (HSF). Se construyeron y operaron dos unidades de filtros sustratos construidos (CW) HSF a escala piloto. Una unidad fue plantada con juncos comunes (*Phragmites australis*) y una se mantuvo sin sembrar. Las concentraciones de Cr (VI) influentes variaron de 0.5 a 10 mg/L. Se estudiaron los efectos de la temperatura y el tiempo de residencia hidráulica (8-0.5 días) en la eliminación de Cr (VI). Se comprobó que la temperatura afecta la eliminación de Cr (VI) en ambas unidades. En la unidad plantada, se registraron eficiencias máximas de eliminación de Cr (VI) del 100% en HRT de 1 día con concentraciones de Cr (VI) de 5, 2.5 y 1 mg/L, mientras que se registró una tasa de eliminación significativamente menor en la unidad no plantada. La biomasa de caña cosechada de los CW fue co-compostada con desechos de almazara. El producto final tenía excelentes características fisicoquímicas (C/N: 14.1-14.7, índice de germinación (IG): 145-157%, Cr: 8-10 mg / kg de masa seca), cumple con los requisitos de la UE y puede utilizarse como fertilizante en Agricultura ecológica.

- Actualmente el tratamiento de aguas residuales de mina en el Perú mediante filtros sustratos se encuentra en una etapa de estudio y desarrollo. La compañía de mina Buenaventura S.A ha propiciado el tratamiento de los efluentes de la unidad de producción Orcopampa en el Departamento de Arequipa y de Uchucchacua en el Departamento de Lima, con el fin de remediar las aguas ácidas con elevadas concentraciones de hierro y manganeso. En el caso de las aguas ácidas de la unidad de producción Orcopampa, se ha logrado reducir concentraciones de hierro de 230 mg/L, por medio de un proceso de neutralización, seguido de un flujo

superficial con sustrato orgánico (compost), bacterias sulfato reductoras y plantas de juncos sp. (totora) y un tratamiento anaeróbico final. Actualmente se sigue utilizando este sistema para proporcionar agua de riego a la comunidad Tinyamarca. Un tratamiento pasivo fue realizado para tratar drenaje ácido de mina en Orcopampa, Arequipa. Un sistema de empozamiento fue utilizado, donde las plantas acuáticas tal como el *Juncus imbricatus* "totora", y el alga del género *Cianophyta* y *Clorophyta* contribuyeron en la oxigenación del proceso. Los agentes contaminadores presentes en el drenaje ácido de mina tales como pH, Fe, Cu, Pb y Zn fueron reducidos considerablemente y el efluente final fue utilizado para propósitos agrícolas (Mendoza & Ramos, 2012).

- En resumen, la tecnología de tratamiento con filtros sustratos construidos todavía no está siendo aplicada en Perú, pero algunas tentativas para emplear el tratamiento pasivo han sido realizadas. Considerando la capacidad de tierra y tomando en cuenta los recursos económicos que se pueden ahorrar, los filtros sustratos construidos pueden ser considerados como un método eficaz en tratamiento de drenaje ácido de mina. Sin embargo, los experimentos de campo necesitan ser observados y también es importante identificar la disponibilidad de los profesionales expertos. (Gamonal P. 2002).

Bases teóricas

- ***Metodología de cierre de mina***

El cierre de minas puede definirse como el conjunto de actividades a ser implementadas a lo largo del ciclo de vida de la mina a fin de cumplir con los criterios ambientales específicos y alcanzar los objetivos sociales deseados después de la etapa de minado. El cierre de minas es un proceso progresivo que empieza en la primera

etapa del proyecto con el diseño conceptual y termina sólo cuando se han alcanzado de manera permanente los objetivos específicos de cierre (Aduvire & Ford, 2010).

Condiciones de Cierre de Minas:

La condición de un determinado componente de una mina después de la ejecución de las actividades de cierre puede ser una de las siguientes:

- ✓ **Condición de Ningún Cuidado:** Cuando no se requieren actividades de cuidado o mantenimiento adicionales después del término de las actividades de cierre. Casi nunca se presenta este caso para la totalidad de una operación minera.
- ✓ **Condición de Cuidado Pasivo:** Ocurre cuando existe una mínima necesidad de programas de cuidado y mantenimiento continuo en la etapa post-cierre. El nivel de esfuerzo requerido para el cuidado y mantenimiento puede variar ampliamente. El trabajo puede incluir programas de monitoreo permanente, inspección anual de las instalaciones de almacenamiento de residuos y mantenimiento de vegetación, pero en general no se requiere personal permanente en el sitio (Aduvire & Ford, 2010).
- ✓ **Condición de Cuidado Activo:** Esta condición requiere de programas de cuidado y mantenimiento post-cierre a largo plazo. El caso típico de cuidado activo es cuando existe una necesidad de tratamiento continuo de efluentes para cumplir con los objetivos ambientales. El cuidado activo frecuentemente requiere de la presencia de personal permanente en el sitio (Aduvire & Ford, 2010).

Plan de Cierre de Minas:

El Plan de Cierre de Mina es un instrumento de gestión ambiental que comprende todas las acciones técnicas y legales requeridas para garantizar el logro de los objetivos de cierre de la mina (Aduvire & Ford, 2010).

El planeamiento del cierre de minas es una actividad permanente que comienza durante los estudios de pre-factibilidad, es parte del estudio de impacto ambiental (EIA), de la etapa de ingeniería de detalle, y continúa a lo largo del ciclo de vida de la mina hasta la etapa post cierre (Aduvire & Ford, 2010).

Plan de Cierre Conceptual:

La elaboración de un Plan de Cierre de Minas a nivel conceptual en la etapa del estudio de factibilidad que deberá ser incluido como parte del Estudio de Impacto Ambiental (EIA) y presentado para su aprobación a la DGAAM. El plan de cierre conceptual no requiere un estimado de costos del cierre (Aduvire & Ford, 2010).

El plan de cierre conceptual deberá incluir la siguiente información:

- ✓ Los principales componentes del proyecto minero.
- ✓ Un cronograma de las áreas disturbadas por la mina a lo largo del ciclo de vida de la mina y la extensión espacial de las áreas disturbadas;
- ✓ El programa de manejo de los residuos mineros con el fin de predecir, prevenir, o tratar y controlar la lixiviación de metales y el drenaje ácido de roca;
- ✓ Los componentes que permanecerán en el sitio después de concluir las operaciones mineras, es decir después de la desactivación de las instalaciones productivas;
- ✓ Los objetivos específicos de cierre para cada componente de la mina, según lo establecido en el art. 10° del Reglamento;
- ✓ Las actividades específicas de cierre de mina que serán implementadas durante los períodos de construcción, operaciones y cierre final, a fin de lograr los objetivos;

- ✓ Los escenarios de cierre de minas para el cierre temporal (arts. 33° a 36°), cierre progresivo (art. 25°), y post-cierre (art. 31°). Los componentes de la mina para cada uno de estos escenarios, y actividades de cuidado y mantenimiento que puedan ser necesarias para el logro de criterios ambientales y de uso de tierras; y los problemas socioeconómicos previstos que deberán ser evaluados para los diferentes escenarios de cierre de mina, incluyendo las actividades de consulta realizadas durante la elaboración del plan de cierre de mina.

Plan de Cierre Detallado:

Un Plan de Cierre de Minas detallado a ser presentado a la DGAAM un año después de la aprobación del EIA y antes del inicio de la etapa de producción.

El plan de cierre detallado es, en efecto, una actualización del plan de cierre conceptual pero incluirá los resultados de todos los estudios realizados durante el planeamiento final y las etapas de diseño del proyecto (Aduvire & Ford, 2010).

El plan de cierre detallado incluirá estimados de costos para las actividades de rehabilitación propuestas durante la vida de operación de la mina, cierre de la mina, actividades de desmantelamiento, y actividades de cuidado y mantenimiento post cierre. El plan de cierre detallado de la mina debe incluir los escenarios de cierre progresivo, temporal y final (Aduvire & Ford, 2010).

Plan de Cierre y la realidad:

El art. 20° numeral 2 del “*Reglamento para el cierre de minas*”, Ley N° 28090 indica que la Dirección General de Minería del MEM también podría requerir una actualización del plan de cierre y el estimado de costos, en el caso que el fiscalizador identifique cambios en las actividades de minado y/o actividades de rehabilitación

progresiva que afecten de manera significativa el costo del plan de cierre de mina (Aduvire & Ford, 2010).

Casos de cierre de mina

✓ **Cierre Temporal (Art. 34° Ley N° 28090):**

Como resultado de las circunstancias económicas u operacionales, es posible que las actividades mineras y/o de procesamiento sean temporalmente suspendidas. Por ejemplo, éstas pueden ser suspendidas esperando la recuperación del precio de los metales (condición conocida como suspensión), esperando su reinicio en el futuro próximo. Se requiere desarrollar un plan de cuidado y mantenimiento detallado, considerando la posibilidad de futuras operaciones en el sitio. Además, se evaluarán los impactos sociales relacionados con el cierre temporal, así como las medidas implementadas para mitigar estos impactos (Aduvire & Ford, 2010).

Los objetivos de cierre temporal difieren de los objetivos de cierre final porque, por definición, el cierre temporal no es una condición permanente y se espera que la mina vuelva a su condición de operación en un período no mayor de tres (3) años. Normalmente, los objetivos de cierre temporal priorizan los problemas de salud y seguridad, así como la estabilidad física y química en el corto plazo (Aduvire & Ford, 2010).

✓ **Cierre Progresivo:**

El cierre progresivo es un escenario que ocurre de manera simultánea a la etapa de operación de una mina, cuando un componente o parte de un componente de la actividad minera deja de ser útil. Debido a ello deberá ser sometido a

actividades de cierre tales como desmantelamiento, demolición, restablecimiento de la forma del terreno, y/o revegetación.

El cierre progresivo es beneficioso tanto para el ambiente como para el titular minero. Beneficia al ambiente al permitir una recuperación rápida del terreno y al controlar la futura degradación ambiental (e.g., generación de drenaje ácido, erosión, etc.) (Aduvire & Ford, 2010).

✓ **Cierre Final:**

El cierre final comienza cuando, a consecuencia del agotamiento de los recursos minerales económicos, cesan las operaciones de minado y de procesamiento. El cierre final es la ejecución de las actividades contempladas en la última modificación del Plan de Cierre aprobada por el Ministerio de Energía y Minas para cumplir con los objetivos ambientales y sociales específicos. El desmantelamiento y cierre de una mina es un proceso que usualmente toma varios años (Aduvire & Ford, 2010).

El cierre final de la mina es seguido de un programa de mantenimiento, monitoreo y seguimiento post cierre, con la finalidad de medir la efectividad del cierre, el cual debe durar al menos cinco (5) años bajo responsabilidad del titular minero (art. 31°). En la mayoría de los casos se requerirá cierto cuidado y mantenimiento para conservar la estabilidad y seguridad del sitio después del cierre (Aduvire & Ford, 2010).

✓ **Actividades Post Cierre:**

El propietario es responsable del cuidado y mantenimiento del sitio por un período mínimo de cinco años después del cierre del mismo. Luego de dicho período, el Estado, o un tercero, podría asumir el cuidado y mantenimiento post-

cierre del sitio. Sin embargo, los costos serán asumidos por el titular minero a través de la retención de una porción apropiada de la garantía financiera, según lo establezca la autoridad (art. 31°) del Reglamento para el cierre de minas (Aduvire & Ford, 2010).

Marco legal:

- Decreto Supremo N° 002-2008-MINAM Aprueban los Estándares Nacionales de Calidad Ambiental de Aguas.
- Decreto Supremo N° 003-2010-MINAM Aprueban Límites Máximos Permisibles para los efluentes de Plantas de Tratamiento de aguas residuales domésticas o municipal.
- Decreto Supremo N° 010-2010-MINAM Aprueban Límites Máximos Permisibles para la descarga de efluentes líquidos de actividades minero-metalúrgicas
- Origen de las fuentes potenciales de generación de aguas residuales en la industria minero-metalúrgica.

Las actividades minero-metalúrgicas y el agua están íntimamente ligadas:

Las aguas residuales son fundamentalmente las aguas de abastecimiento de una población y/o alguna actividad productiva, a veces, después de haber sido impurificadas por diversos usos. Desde el punto de vista de su origen, resultan de la combinación de los líquidos o desechos arrastrados por el agua, procedentes de las viviendas, instituciones y establecimientos comerciales e industriales, más las aguas subterráneas, superficiales o de precipitación que pudieran agregarse (Aduvire & Ford, 2010).

Todas estas aguas afectan de algún modo la vida normal de sus correspondientes cuerpos receptores. Cuando este efecto es suficiente para hacer que las mismas no sean susceptibles de una mejor utilización, se dice que están contaminadas. En este contexto una mejor utilización significa que estas puedan ser usadas con fines domésticos, industriales, agrícolas, recreacionales, etc. (Aduvire & Ford, 2010).

El volumen y la composición química de las fuentes potenciales de generación de aguas residuales en la industria minero-metalúrgica varían ampliamente, dependiendo de:

- ✓ El tipo de operación de minado
- ✓ La hidrología de la mina
- ✓ La naturaleza del mineral
- ✓ Los procesos de beneficio
- ✓ Los métodos de disposición en depósitos de relaves
- ✓ La localización de los depósitos de relaves
- ✓ Los tipos de los depósitos de relaves

Las principales fuentes potenciales de generación de las aguas residuales en la industria minero-metalúrgica son:

➤ ***Aguas de minas:***

Las aguas de minas sólo son fuentes potenciales de generación de aguas residuales, sí están acompañadas de:

Concentraciones de sólidos suspendidos por encima de la norma, pH por debajo o por encima de las normas Altas concentraciones de metales disueltos tales como plomo, cobre, zinc, hierro, manganeso, arsénico, mercurio, selenio, níquel, cadmio y otros (Aduvire & Ford, 2010).

Altas concentraciones de metales totales, tales como plomo, cobre, zinc, hierro, manganeso, arsénico, mercurio, selenio, níquel, cadmio y otros.

En cualquiera de estos casos, las aguas de minas necesitarán tratamiento, antes de ser vertidas al ambiente.

➤ ***Drenajes ácidos de minas:***

Se denominan drenaje ácido de mina a las aguas ácidas generadas por la minería, que resultan de la oxidación de minerales sulfurados, principalmente por la pirita en presencia de aire, agua y/o bacterias que se alimentan de minerales sulfurosos, dando lugar a la formación de ácido sulfúrico. Las aguas ácidas atacan otros minerales, produciendo soluciones que pueden acarrear elementos tóxicos al ambiente, como cadmio, arsénico y otros elementos que producen contaminación de las aguas. La generación de aguas ácidas puede ocurrir durante la exploración, operación y cierre de una mina. Estas descargas pueden producir desde algunos efectos menores como decoloración local de suelos y drenajes con precipitación de óxidos de hierro, o llegar a una extensa contaminación de sistemas de aguas (Aduvire & Ford, 2010).

Hay una cierta clasificación de los drenajes de minas y tiene las siguientes denominaciones:

- ✓ **Muy ácido:** tienen un rango de acidez neta mayor a 300 mg/L de CO_3Ca equivalente.
- ✓ **Moderadamente ácido:** tienen un rango de acidez neta entre 100 y 300 mg/L como CO_3Ca .
- ✓ **Débilmente ácido:** con un rango de acidez neta entre 0 y 99 mg/L como CO_3Ca .

- ✓ **Débilmente alcalino:** con una alcalinidad neta menor a 80 mg/L como CO_3Ca .
- ✓ **Fuertemente alcalino:** con alcalinidad neta mayor a 80 mg/L como CO_3Ca .

Métodos Biológicos Pasivos-Filtros sustratos:

Los tratamientos pasivos son los que se basan en el reconocimiento del papel que cumplen los procesos naturales en la eliminación de acidez, sulfatos y metales de las aguas ácidas. El tratamiento recae en la actividad de las especies biológicas o microbiológicas en su lugar natural (Aguasanperu, 2016).

Para este tratamiento se usan los filtros sustratos. Varios estudios referentes a filtros sustratos naturales o contruidos, usados para el tratamiento de drenajes ácidos de mina han mostrado resultados satisfactorios en la reducción de la cantidad de metales pesados y acidez. Los procesos que se presentan en los filtros sustratos son: filtración, sedimentación, inmovilización física y química, y descomposición química y biológica (Aduvire & Ford, 2010).

- ***El Límite Máximo Permisible (LMP)***

Es la medida de la concentración o del grado de elementos, sustancias o parámetros físicos, químicos y biológicos, que caracterizan a un efluente o una emisión, que al ser excedida causa o puede causar daños a la salud, al bienestar humano y al ambiente. Su cumplimiento es exigible legalmente por el MINAM y los organismos que conforman el Sistema Nacional de Gestión Ambiental. (Sinia, 2010) Los LMP sirven para el control y fiscalización de los agentes que producen efluentes y emisiones, a efectos de establecer si se encuentran dentro de los parámetros (Aduvire & Ford, 2010).

- ✓ Limite en cualquier momento: Valor del parámetro que no debe ser excedido en ningún momento. Para la aplicación de sanciones por incumplimiento del límite en cualquier momento, este debe ser verificado por el fiscalizador o la autoridad competente mediante un monitoreo realizado de conformidad con el protocolo de monitoreo de aguas y efluentes.
- ✓ Limite promedio anual: valor del parámetro que no debe ser excedido por el promedio aritmético de todos los resultados de los monitoreos realizados durante los últimos doce meses previos a la fecha de referencia, de conformidad con el protocolo de monitoreo de aguas y efluentes y el programa de monitoreo.
- ***Sustrato franco***

Se suele denominar suelo franco a las partes superficiales del terreno cuya composición cuantitativa está en proporciones óptimas o muy próximas a ellas (OIRSA, 2002). Es suelo de elevada productividad agrícola, en virtud de su:

- Textura relativamente suelta -propiciada por la arena.
- Fertilidad - aportada por los limos.
- Adecuada retención de humedad - favorecida por la arcilla.

Composición

Aunque la composición del suelo franco puede variar ligeramente, se pueden considerar uniformes las proporciones porcentuales siguientes:

- Arena: 45
- Limo: 40
- Arcilla: 15

La cualidad principal de este tipo de suelo es que no es demasiado arcilloso, ni muy arenoso. Ejemplo de suelo franco es el que abunda en las vegas de los ríos.

Variaciones

En el suelo franco propiamente dicho pueden existir variaciones, según el componente de mayores proporciones (OIRSA, 2002). Si ocurre lo siguiente:

1. Su contenido de arena es un poco más que el óptimo se le designa franco-arenoso.
2. Lo que está en exceso es arcilla, se le conoce como franco-arcilloso.

- ***Drenaje ácido de mina***

Las aguas ácidas son aquellas soluciones sulfatadas, con alto contenido de metales y con un pH menor a 7. La relación dióxido de carbono/ión bicarbonato afecta directamente el pH del agua. Cuanta más alta sea esta relación, más alta será la acidez natural del agua (Ramirez g. , 2013).

El drenaje ácido de minas (en inglés AMD, *Acid Mine Drainage*) consiste en la aparición de aguas con pH típicamente entre 2 y 4 y altas concentraciones de metales tóxicos como consecuencia de la exposición subterránea de sulfuros metálicos durante su explotación minera (Ramirez g. , 2013).

La “acidez” y la “alcalinidad” de un drenaje de mina son parámetros básicos en la selección del tipo de tratamiento pasivo; representan la capacidad de esas aguas para neutralizar una base o un ácido. Que una solución presente acidez o alcalinidad está en función de que predomine en ella su acidez total o su alcalinidad total, hablándose entonces con más precisión de soluciones con acidez o alcalinidad neta (Ramirez g. , 2013).

$$\text{Acidez/alcalinidad neta} = \text{acidez total} - \text{alcalinidad total}.$$

La acidez total representa la concentración de iones hidrógeno libres.(los que definen el pH), junto con los iones hidrógeno que se pueden generar por la

oxidación e hidrólisis de los metales que contiene la solución, tales como Fe, Al, Mn, Zn, etc., a través de la reacción (Ramirez g. , 2013):

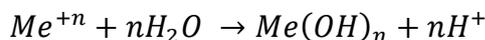


Tabla 1. Clasificación de los drenajes ácidos de mina

SUB-CATEGORÍAS	DESCRIPCION	RANGO DE ACIDEZ 0 ALCALINIDAD
1	Muy ácido	Acidez Neta > 300 mg/l como CaCO ₃
2	Moderadamente - ácido	100 < Acidez Neta < 300 mg/l como CaCO ₃
3	Débilmente - ácido	0 < Acidez Neta < 100 mg/l como CaCO ₃
4	Débilmente - alcalino	Alcalinidad Neta < 80 mg/l como CaCO ₃
5	Fuertemente - alcalino	Alcalinidad Neta > 80 mg/l como CaCO ₃

Fuente: Datos obtenidos de (Mollah, et al, 2011)

El proceso de oxidación de los sulfuros

Los sulfuros son minerales poco frecuentes en la corteza terrestre. Sin embargo, en ciertas situaciones geológicas la abundancia de estos minerales aumenta, llegando a convertirse en mayoritarios. El elevado contenido de los sulfuros en Au, Ag, Fe, Cu, Zn y Pb o la obtención de ácido sulfúrico han provocado su explotación y aprovechamiento por parte del hombre a lo largo de la historia. La pirita (FeS₂) es el sulfuro más común en la naturaleza, encontrándose en formaciones hidrotermales, rocas ígneas y depósitos sedimentarios (Lasalista, 2014).

Los sulfuros son estables y muy insolubles bajo las condiciones reductoras que existen en el subsuelo. Pero la exposición de estos minerales a condiciones atmosféricas desestabiliza su estructura mediante reacciones de oxidación. El agente oxidante para que se produzca este proceso puede

ser el oxígeno (O_2) o el hierro férrico (Fe^{3+}). Por otro lado, dependiendo de la ausencia o presencia de microorganismos que catalicen las reacciones de meteorización se habla de oxidación abiótica o biótica, respectivamente (Lasalista, 2014).

Impacto ambiental de los drenajes ácido de mina.

Los procesos drenaje ácido de mina constituyen uno de los más graves tipos de contaminación hídrica, por su naturaleza, extensión y dificultad de resolución, así como por los costes económicos de su remediación tradicional (Aguasanperu, 2016). Los ríos afectados por este tipo de contaminación se caracterizan por su acidez, así como por el alto contenido en sulfatos y metales pesados de sus aguas y por el contenido metálico de sus sedimentos.



Figura 1. Aguas ácidas generadas por drenaje ácido de mina.

Fuente: Cusco, Calidad de agua, Aguasanperu, 2016.

Los daños producidos varían desde alteraciones sub letales para algunos individuos de los ecosistemas afectados en los casos de polución muy

débil, con problemas asociados de bioacumulación y de biomagnificación hasta la desaparición de la fauna fluvial, así como la pérdida de los recursos hídricos al tornarse inservible el agua para el consumo humano, agrícola o industrial. Figura 1 (Múzquiz, 2007).

Mecanismos de formación de aguas ácidas.

La formación de aguas ácidas tiene lugar a partir de la oxidación química de los sulfuros, acelerada en muchos casos por la acción bacteriana. Los principales elementos que intervienen son: los sulfuros reactivos, el oxígeno y el agua (vapor o líquida), y como elemento catalizador las bacterias (Figura 2). La velocidad de reacción es una variable muy importante, pues si el proceso ocurre muy lentamente el efecto sobre el medio puede ser despreciable. Sin embargo, si la generación de aguas ácidas es rápida el problema se agrava, ya que se producirá la contaminación del entorno. Aunque la velocidad de reacción depende de numerosos factores como temperatura, cantidad de sulfuros, granulometría, presencia de agua, aire y bacterias. Ciertas especies mineralógicas son más reactivas que otras; por ejemplo, la marcasita, que tiene la misma fórmula química que la pirita, es muy inestable y puede generar rápidamente aguas ácidas.

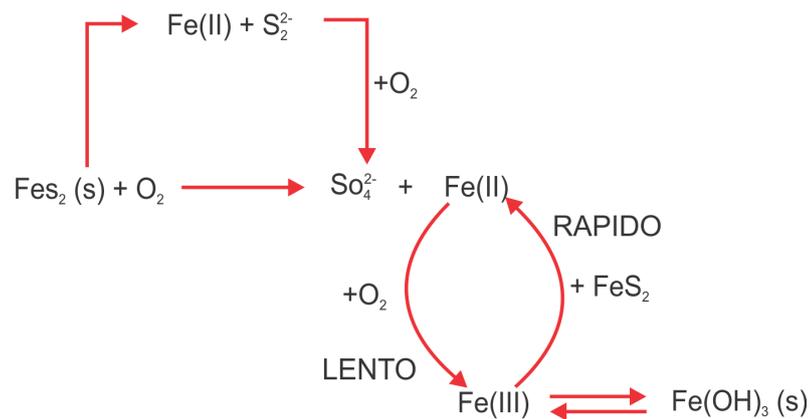


Figura 2. Formaciones de aguas ácidas de mina

Fuente: Nueva Palmira – Colombia, 2011.

Los sulfuros de otros metales (plomo, cinc o cobre) son generalmente menos reactivos que los de hierro. En parte, debido a la mayor estabilidad de su estructura cristalina y también porque forman minerales menos solubles que recubren la superficie de los propios sulfuros impidiendo que progrese su oxidación (Cabrera, 2011).

Etapas en la formación de aguas ácidas.

Los drenajes ácidos de mina en operación o abandono generan problemas de contaminación y degradación de los ecosistemas, pudiendo llegar a extinguir la vida acuática. También imposibilita el uso de estas aguas para consumo humano, debido a su acidez y elevada concentración de metales disueltos como hierro, manganeso, aluminio, arsénico, selenio, cinc, níquel, y otros. Por otro lado, genera daños a las estructuras metálicas y de hormigón, así como la destrucción o desaparición de la vegetación y la fauna de los cauces naturales (Aduvire & Ford, 2010).

Una forma de evitar la formación de aguas ácidas es la neutralización de las mismas, en este sentido la oxidación de una tonelada de pirita produce

casi una tonelada de hidróxido férrico y cerca de tonelada y media de ácido sulfúrico.

El proceso de formación de aguas ácidas, en su conjunto, también se puede explicar en tres etapas, como se observa en la Figura 3.

1ª etapa. La oxidación de minerales sulfurosos libera hierro ferroso que bajo condiciones neutras se oxida químicamente y se transforma a hierro férrico que precipita como hidróxido y aporta acidez al medio. En esta etapa del proceso la velocidad de oxidación es baja en los dos mecanismos de generación ácida (directa e indirecta) y la formación de aguas ácidas por oxidación debida al aire y a las bacterias (fundamentalmente *Thiobacillus ferrooxidans*) se producen a un ritmo semejante. Por lo general, la alcalinidad disponible en el medio es suficiente para neutralizar parcialmente la acidez que se ha producido lentamente (Aduvire & Ford, 2010).

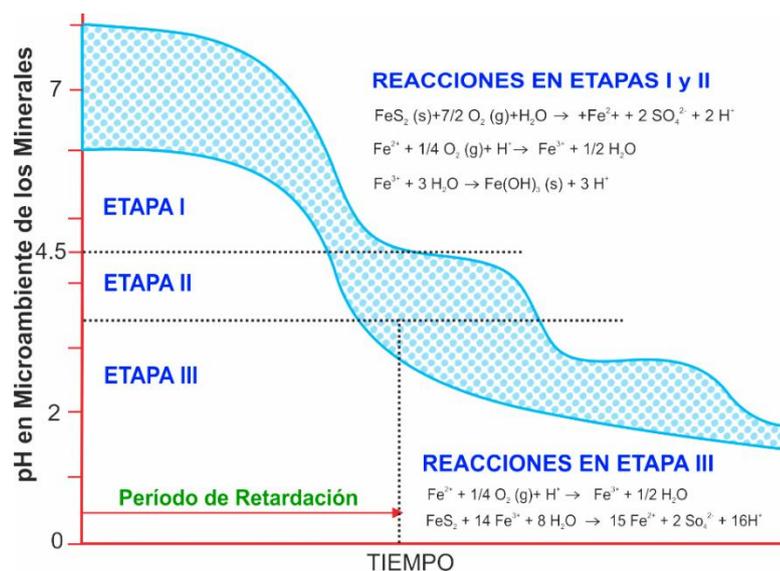


Figura 3. Etapas en la formación de aguas ácidas

Fuente: Mandul – India, Inventario y evaluación del riesgo por ordenador durante la clausura de minas abandonadas. Industria y Minería, Aduvire & Ford, 2010.

2ª etapa. La acidez acumulada supera la capacidad de neutralización del medio y el pH desciende y predomina la oxidación de la pirita por la acción bacteriana. En la reacción se produce el sulfato ferroso que al ser oxidado nuevamente se transforma en sulfato férrico, y éste a su vez en contacto con el agua da lugar al ácido sulfúrico y al hidróxido férrico, que es insoluble y es el que provoca la coloración amarilla de las aguas. En esta etapa disminuye la eficacia del mecanismo directo (oxidación por el aire) y aumenta mucho la del indirecto (Aduvire & Ford, 2010).

3ª etapa. Cuando el pH desciende por debajo de 3 en la proximidad de los granos de pirita (aproximadamente 4,5 en el agua), el ión férrico se ve afectada por las reacciones de oxidación-reducción y la acción bacteriana puede lixiviar el sulfuro de hierro directamente a sulfato. En esta etapa varía la generación de ácido al aumentar la solubilidad del hierro y disminuye la precipitación de hidróxido férrico. En resumen, el *Thiobacillus ferrooxidans* oxida el ión ferroso a férrico que a su vez oxida a los sulfuros (pirita) produciendo más ácido. En este momento se producen grandes cantidades de ácido y se deben tener en cuenta los siguientes puntos (Aduvire & Ford, 2010):

- a. El mecanismo más importante es el indirecto, ya que es el que se autocataliza (si se inhibe la bacteria *Thiobacillus ferrooxidans* la producción de ácido se reduce al menos en un 75%).

- b. Si el pH del agua sube por encima de 5, igualmente se inhibe la oxidación.
- c. Si el pH del agua desciende por debajo de 4.5 debe esperarse que todo el sulfuro de hierro termine oxidándose.
- d. Si el pH desciende por debajo de 2.5 se establece un equilibrio en el que la actividad bacteriana se estabiliza, ya que habrá alcanzado su óptimo de desarrollo (la velocidad de reacción se habrá incrementado entre 105 y 106 veces respecto al mecanismo directo).

Factores

La producción de aguas ácidas, está controlada por los siguientes factores:

- Disponibilidad de pirita
- Presencia de oxígeno.
- Existencia de humedad en la atmósfera.
- Disponibilidad de agua para transportar los productos de oxidación.
- Características de la mina o de los depósitos estériles.

Variables

La velocidad de reacción depende de numerosas variables, como:

- pH y temperatura, del agua y ambiente.
- Tipo de mineral sulfuroso y superficie expuesta.
- Concentración de oxígeno.
- Agentes catalíticos y actividad química del hierro férrico.
- Energía de actuación química requerida para que se inicie la reacción.
- Presencia de *Thiobacillus ferrooxidans* u otras bacterias, que actúan como catalizadoras.

Metales pesados

✓ El plomo

El plomo es un metal blando que ha sido conocido a través de los años por muchas aplicaciones. El plomo es uno de los cuatro metales que tienen un mayor efecto dañino sobre la salud humana. Este puede entrar en el cuerpo humano a través de la comida (65%), agua (20%) y aire (15%) (Ramirez A. , 2005).

Las comidas como fruta, vegetales, carnes, granos, mariscos, refrescos y vino pueden contener cantidades significantes de plomo. El plomo puede entrar en el agua, esto es más común que ocurra cuando el agua es ligeramente ácida, el plomo no cumple ninguna función esencial en el cuerpo humano, este puede principalmente hacer daño después de ser tomado en la comida, aire o agua (Marquéz, 2014). El plomo puede causar varios efectos no deseados, como son:

- a) Perturbación de la biosíntesis de hemoglobina y anemia
- b) Incremento de la presión sanguínea
- c) Daño a los riñones
- d) Abortos
- e) Perturbación del sistema nervioso
- f) Daño al cerebro
- g) Disminución de la fertilidad del hombre a través del daño en el esperma
- h) Disminución de las habilidades de aprendizaje de los niños.

- i) Perturbación en el comportamiento de los niños, como es agresión, comportamiento impulsivo e hipersensibilidad.

✓ **El Hierro**

El hierro es el cuarto elemento más abundante en la corteza terrestre (5%). Es un metal maleable, tenaz, de color gris plateado y magnético. Los dos minerales de mayor abundancia son la hematita, Fe_2O_3 , y la limonita, $\text{Fe}_2\text{O}_3 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$. Las piritas, FeS_2 , y la cromita, $\text{Fe}(\text{CrO}_2)_2$, se explotan como minerales de azufre y de cromo, respectivamente. El hierro se encuentra en muchos otros minerales y está presente en las aguas freáticas. El cuerpo humano absorbe hierro de animales más rápido que el hierro de las plantas. El hierro es una parte esencial de la hemoglobina. Puede provocar conjuntivitis, coriorretinitis, y retinitis si contacta con los tejidos y permanece en ellos. La inhalación crónica de concentraciones excesivas de vapores o polvos de óxido de hierro puede resultar en el desarrollo de una neumoconiosis benigna, llamada sideriosis (Lenntech BV, 2016).

La intoxicación por hierro es una causa potencial de intoxicación mortal en niños de menos de 5 años. En primer lugar, aparece irritación en el estómago y el aparato digestivo, que a veces produce hemorragia. En unas horas el hierro intoxica las células, afectando sus reacciones químicas internas. El hígado puede resultar dañado en unos días. Semanas después de la recuperación, el estómago, el aparato digestivo y el hígado pueden presentar cicatrices a causa de la irritación anterior (Menorca, 2017).

✓ **El cobre**

El cobre es un cofactor esencial para las reacciones de oxidación y reducción que implican oxidasas que contienen cobre. Las enzimas de cobre regulan varias vías fisiológicas, como la producción de energía, el metabolismo del hierro, maduración del tejido conjuntivo, y la neurotransmisión. Un incremento del cobre ha sido ligado a una alteración de la función inmune, desmineralización de los huesos, y un riesgo incrementado de enfermedades cardiovasculares y neurodegenerativas (Lira & Sancha , 2002).

✓ **Conductibilidad del agua**

Se define la conductividad eléctrica como la capacidad de una sustancia pueda conducir corriente eléctrica. La unidad de medición utilizada comúnmente es el Siemens/cm (S/cm), en millonésimas (10^{-6}) de unidades, es decir microSiemens/cm ($\mu\text{S}/\text{cm}$), o en milésimas (10^{-3}) es decir miliSiemens/cm (mS/cm).

En soluciones acuosas la conductividad es directamente proporcional a la concentración de sólidos disueltos, por lo tanto, cuanto mayor sea dicha concentración, mayor será la conductividad. La relación entre conductividad y sólidos disueltos se expresa, dependiendo de las aplicaciones, con una buena aproximación por la siguiente igualdad: $1,4 \mu\text{S}/\text{cm} = 1 \text{ ppm}$ o $2 \mu\text{S}/\text{cm} = 1 \text{ ppm}$ (mg/l de CaCO_3). La conductividad de una solución se determina por un movimiento iónico. La temperatura afecta al movimiento iónico, por ello es necesario compensar la temperatura cuando se realizan mediciones de precisión. Generalmente,

para realizar mediciones comparativas, la temperatura estándar es de 20°C o 25° C (Lenntech, 2017).

✓ **pH**

Indica la acidez o alcalinidad del agua. Las aguas muy poco mineralizadas son por lo general ligeramente ácidas, el resto son alcalinas fundamentalmente por los bicarbonatos que tiene disueltos el agua. Junto con otros parámetros (alcalinidad, dureza, etc...) determina si el agua es incrustante o corrosiva (EMASA, 2019). Según (Menorca, 2017) el pH, la medida de la concentración de los iones hidrógeno.

✓ **Sólidos totales**

En el agua que se encuentra en la naturaleza se pueden encontrar varias impurezas de forma suspendida o disuelta. En la cuantificación de los niveles de impurezas, el término sólido en suspensión describe las partículas en suspensión presentes en una muestra de agua. Prácticamente, estas partículas se definen por su imposibilidad de ser separadas de la muestra de aguas usando un filtro. Las partículas más pequeñas, incluyendo especies conteniendo cargas iónicas, se refieren como sólidos disueltos. En el agua potable es importante tomar en cuenta ambas concentraciones de sólidos disueltos y en suspensión. El contaminante más común del mundo es la tierra en forma de TSS (siglas en inglés de total suspended solids, sólidos en suspensión totales) (Whitman, 2011).

Calculo:

$$ST = \frac{(A-B)1000}{V} \quad \text{Ecuación 1}$$

Donde:

ST: Sólidos Totales, en mg/L

A: Peso final de la cápsula con el residuo seco, en gramos.

B: Peso inicial de la cápsula tarada en gramos.

V: Volumen de muestra desecada, en litros. Registre los resultados con dos cifras significativas.

Las aguas altamente mineralizadas no son adecuadas para muchas aplicaciones industriales o incluso resultan estéticamente insatisfactorias para bañarse. Los análisis de sólidos son importantes en el control de procesos de tratamientos biológico y físico de aguas residuales y para evaluar el cumplimiento de las limitaciones que regulan su vertimiento. El contenido de materia en suspensión es muy variable según los cursos de agua. Para cada uno de ellos está en función de la naturaleza de los terrenos atravesados, de la estación, la pluviometría, los trabajos, los vertimientos etc. Los “sólidos totales” se definen como la materia que permanece como residuo después de la evaporación y secado a 103 - 105 °C. El valor de los sólidos totales incluye materias disueltas (sólidos disueltos totales: porción que pasa a través del filtro) y no disuelto (sólidos suspendidos totales: porción de sólidos totales retenidos por un filtro) (Whitman, 2011).

- **Análisis de la varianza**

El análisis de la varianza, o más brevemente, ANOVA, se refiere en general a un conjunto de situaciones experimentales y procedimientos estadísticos para el análisis de respuestas cuantitativas de unidades experimentales. El problema ANOVA más simple se conoce indistintamente como un factorial, de clasificación única o ANOVA unidireccional e implica el análisis de datos muestreados de más de dos poblaciones (distribuciones) numéricas o de datos de experimentos en los cuales se utilizaron más de dos tratamientos. La característica que diferencia los tratamientos o poblaciones una de otra se llama factor en estudio y los distintos tratamientos o poblaciones se conocen como niveles del factor (Devore , 2007).

El ANOVA unifactorial se enfoca en la comparación de más de dos medias de población o tratamiento.

Sean

I el número de poblaciones o tratamientos que se están comparando.

μ_1 la media de la población 1 o la respuesta promedio verdadera cuando se aplica el tratamiento 1.

⋮

μ_I = la media de la población I o la respuesta promedio verdadera cuando se aplica el tratamiento I .

Las hipótesis pertinentes son

$$H_0: \mu_1 = \mu_2 \cdots \mu_I \quad \text{Ecuación 2}$$

Contra

H_0 : por lo menos dos de las μ_i son diferentes.

Si $I = 4$, H_0 es verdadera sólo si las cuatro μ son idénticas. Ha sería verdadera, por ejemplo, si $\mu_1 = \mu_2 = \mu_3 \neq \mu_4$, si $\mu_1 = \mu_3 = \mu_4 \neq \mu_2$, o si las cuatro μ difieren una de otra. Una prueba de estas hipótesis requiere que se tenga disponible una muestra aleatoria de cada población o tratamiento (Devore , 2007).

Análisis de varianza con varios factores

Cuando el factor A consta de I niveles y el factor B de J niveles, existen IJ combinaciones diferentes (pares) de niveles de los dos factores, cada uno llamado tratamiento. Con K_{ij} el número de observaciones en el tratamiento compuesto del factor A al nivel i y del factor B al nivel j , esta sección se enfoca en el caso $K_{ij} = 1$, de modo que los datos se componen de IJ observaciones.

En tanto que en el ANOVA unifactorial, lo que interesaba eran las medias que aparecían en las filas y la gran media, en este caso también existe interés en las medias que aparecen en las columnas. Sea:

\bar{x}_j = El promedio de las mediciones obtenidas cuando el factor

$$A \text{ se mantiene al nivel } i = \frac{\sum_{j=1}^J X_{ij}}{J}$$

\bar{x}_j = el promedio de las mediciones obtenidas cuando el factor

$$B \text{ se mantiene al nivel } j = \frac{\sum_{i=1}^I X_{ij}}{I}$$

$$\bar{x}_{..} = \text{la gran media} = \frac{\sum_{j=1}^J \sum_{i=1}^I X_{ij}}{IJ}$$

Con los valores observados $\bar{x}_{i.}$, $\bar{x}_{.j}$, y $\bar{x}_{..}$. Los totales en lugar de los promedios se denotan omitiendo la raya horizontal (por lo tanto $\bar{x}_j = \sum_i X_{ij}$, etc.). Intuitivamente, para ver si existe algún

efecto debido a los niveles del factor A, se deberán comparar \bar{x}_i observada una con otra y se deberá sacar información de \bar{x}_j con respecto a los diferentes niveles del factor B (Devore , 2007). Las hipótesis de que los distintos factores no producen ningún efecto y de que no existe interacción se contrastan mediante el análisis de la varianza de dos vías con interacción, comparando la variabilidad entre los niveles del factor A, la variabilidad entre los niveles del factor B, y la variabilidad debida a la interacción con la variabilidad dentro de los grupos o residual (Vicente, 2014).

1.2. Formulación del problema

¿En qué porcentaje disminuye los iones de hierro, aumenta el pH y mejoran las características organolépticas del drenaje ácido de mina al pasar por un filtro sustrato?

1.3. Objetivos

1.3.1. Objetivo general

Determinar el tipo de filtro sustrato para retención de hierro y neutralización de pH, sobre drenaje ácido de un pasivo ambiental minero.

1.3.2. Objetivos específicos

- Determinar el porcentaje de retención de iones de hierro por el filtro sustrato y comparar con los valores de los límites máximos permisibles.
- Mejorar las características organolépticas del agua, mediante la retención de iones de hierro por el filtro sustrato.
- Evaluar el efecto de la variable tiempo de residencia sobre los parámetros físico químicos mediante análisis estadístico ANOVA.

1.4.Hipótesis

1.4.1. Hipótesis general

Al pasar el drenaje ácido por el filtro sustrato, retendrá iones de hierro y mejorará su pH, a mayor tiempo.

1.4.2. Hipótesis específicas

El tipo de planta usada en el filtro sustrato, mejorará el pH y la retención de iones de hierro.

A mayor tiempo de residencia del drenaje ácido de mina, aumentará su porcentaje de retención de iones de hierro y mejorará su pH, mediante filtros sustratos.

A mayor tiempo de residencia del drenaje ácido de mina, mejorará las características organolépticas del agua.

CAPÍTULO II. METODOLOGÍA

2. 1. Tipo de investigación

Diseño de investigación

Es: Experimental

El tipo de investigación según diseño será:

Experimental cuantitativo

2. 2. Materiales, instrumentos y métodos

- *Variables de investigación*

Variable dependiente: concentración de hierro, pH, tiempo de residencia y tipo de plantas.

- *Materiales*

- Muestras de drenaje ácido de mina
- Suelo agrícola
- Cal
- Humus
- Depósitos de vidrio
- Agua
- Plantas acuáticas: *Phragmites Australis* y *Schoenoplectus Californicus*.

- *Instrumentos*

- Cronometro (0.01 s)
- Balanza (0.001 g)
- Colorímetro Hach DR 900

- *Métodos*

- *Análisis químico (remoción de hierro)*

- a. Se eligió Hach Programs, seleccionando 265 Iron, Ferrover.
- b. Se tomaron unos 10 mL de la muestra.
- c. Se agregó el contenido de Ferrover Iron a la muestra, agitándolo y mezclando.
- d. Posteriormente se programó el temporizador por un periodo de reacción de tres (3) minutos (si la muestra tiene oxidante, se dejó reaccionar por alrededor de cinco (5) minutos).
- e. Así mismo se tomó 10 mL de la muestra (este fue el blanco).
- f. Cuando el reloj marcó el tiempo, se colocó el blanco en el espectrofotómetro y se leyó a cero (0.00 mg Fe/L).
- g. Luego se leyó la muestra, los resultados fueron expresados en mg Fe/L.
- h. Finalmente, el analista de prueba, remitió los datos tomados de las muestras

– ***Recolección de muestras***

- a. Se recolectó muestras de drenajes ácidos de mina en depósitos de plásticos.
- b. De los depósitos se extrajeron 3 muestras de control para su análisis inicial.
- c. El drenaje ácido de mina se vertió en los filtros sustratos construidos.
- d. Las demás muestras para análisis químico e identificación de hierro y sólidos totales, se extrajeron en tiempos de 15, 30 y 45 días.

2.3. Procedimiento

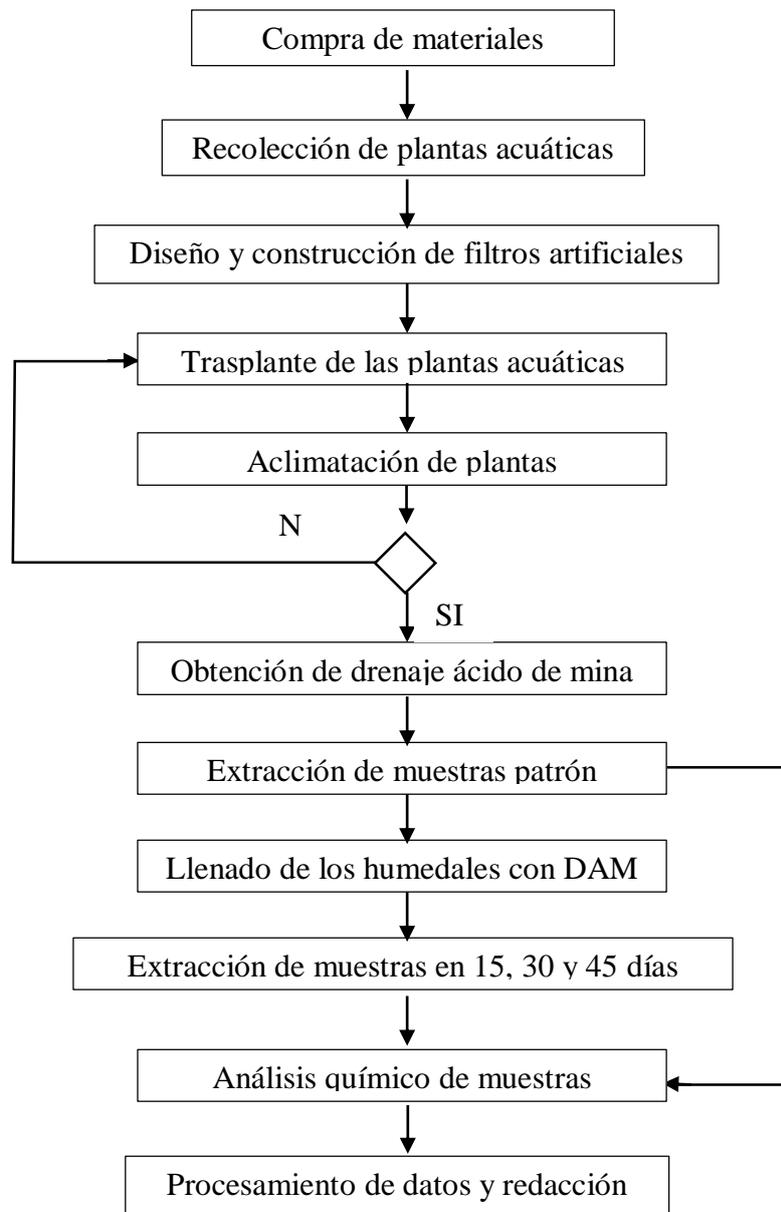


Figura 4. Esquema representativo del procedimiento experimental.

A. Compra de materiales

Se compraron materiales necesarios para la elaboración de los filtros sustratos, siendo los materiales siguientes: aserrín, humus, depósitos de plástico, baldes y cal.

B. Recolección de plantas acuáticas

La recolección de las plantas acuáticas (carrizo y totora) se extrajeron de los humedales de Huanchaco, de la ciudad de Trujillo.

C. Diseño y construcciones de filtros de sustrato.

Para la construcción de los filtros sustratos se utilizaron depósitos de plástico, con dimensiones de 120 cm x 40 cm x 40 cm. En este depósito se colocó una capa de grava; una capa de cal (con el fin de evitar la proliferación de bacterias que deterioren a las plantas) y una capa de la mezcla de virutas de madera y tierra agrícola en relación 2:4, además se incorporó abono (humus 3 Kg para cada depósito), de esta manera se preparó el sustrato, para luego proceder a la siembra de las especies vegetales en evaluación. Se construyó 6 filtros sustratos, 3 por cada tipo de planta.



Figura 5. Preparación del filtro sustrato

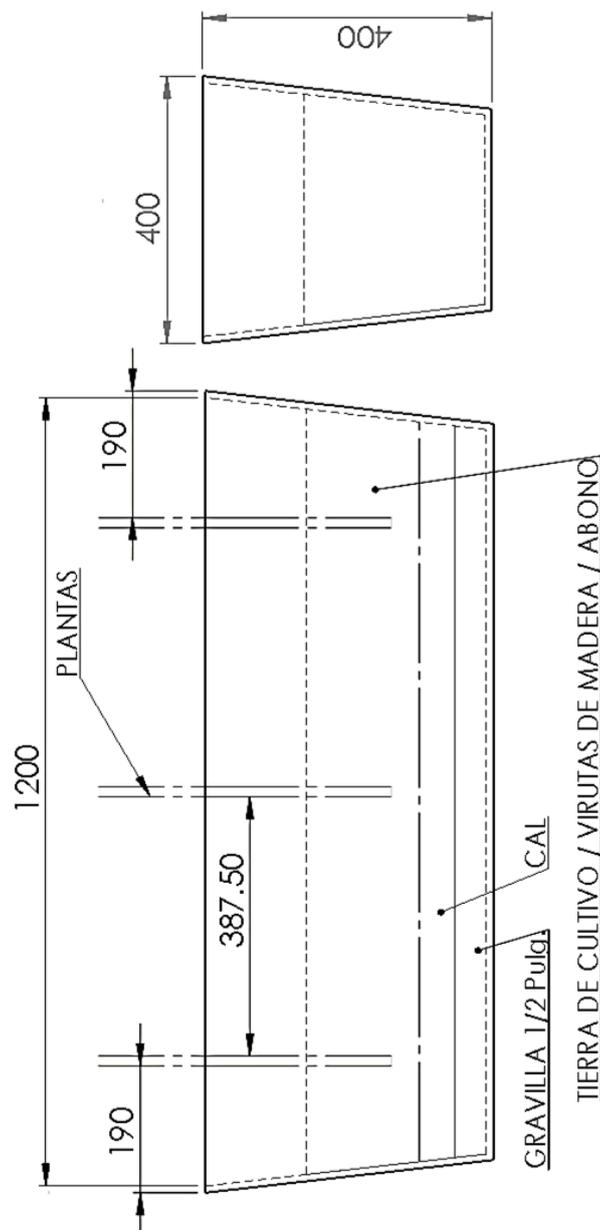


Figura 6. Diseño para el contenedor del filtro sustrato.

D. Trasplante de las plantas acuáticas

Las plantas fueron colocadas dentro de los depósitos de plástico, en un total de 6 por cada depósito, de manera alineada y homogénea en toda el área efectiva del recipiente. Se construyeron 3 depósitos para las plantas de carrizo y 3 depósitos para las plantas de totora. Por último, se añadió agua hasta humedecer el filtro sustrato y dar las condiciones iniciales de hábitat a las especies sembradas.



Figura 7. Trasplante de plantas acuáticas para filtros sustratos.

E. Aclimatación de las plantas acuáticas

Luego de hacer el trasplante de las plantas acuáticas a los depósitos de plástico, se consideró un tiempo de 7 días para que se aclimaten y adapten al nuevo medio. Algunas plantas en el plazo establecido no se adaptaron, por lo que se procedió a sustituir por otras hasta alcanzar que todas se aclimaten.



Figura 8. Adaptación de las plantas después de 7 días.

F. Obtención de agua acida de mina (drenaje acido de mina)

El drenaje ácido de mina, se obtuvo del asentamiento minero Quiruvilca, del Distrito de Quiruvilca, Provincia de Santiago de Chuco - La Libertad. El drenaje ácido de mina, se transportó en baldes de 20 litros aproximadamente a la ciudad de Trujillo para posteriormente usarlos en los filtros sustratos localizados en la ciudad universitaria de la Universidad Nacional de Trujillo.



Figura 9. Drenaje ácido de mina.

G. Extracción de muestras patrón

De los baldes con drenaje ácido de mina, se extrajeron 3 muestras patrón o de control, con la finalidad de realizar su respectivo análisis químico. El análisis químico se realizó en los laboratorios de Ingeniería Química, en cooperación con la escuela de Ingeniería de Materiales de la Universidad Nacional de Trujillo.



Figura 10. Extracción de muestras de drenaje ácido de mina.

H. Llenado de los filtros sustratos con drenaje ácido de mina

Luego que se verificó que las plantas tenían una buena adaptación al sustrato, se procedió a verter el drenaje ácido de mina a los depósitos, con un total de 50 litros para poder así, posteriormente iniciar con la extracción de las muestras en los tiempos establecidos.



Figura 11. Llenado de los depósitos con drenaje ácido de mina.

I. Extracción de muestras en 15, 30 y 45 días

Las muestras con drenaje ácido de mina tratadas en los 15, 30 y 45 días, se llevaron al laboratorio de la facultad de Ingeniería Química de la Universidad Nacional de Trujillo, cada muestra extraída fue de 20 mL aproximadamente.



Figura 12. *Extracción de muestras de drenaje ácido de mina tratada.*

J. Análisis químico de muestras

El análisis químico reportó la disminución de iones de hierro, cobre y plomo, conductividad y pH presentes en el drenaje ácido de mina después de su tratamiento.

K. Procesamiento de datos y redacción

Luego de obtener los resultados de los análisis de las muestras, los resultados son sistematizados, para ello se procedió a desarrollar gráficos para su descripción, evaluación y discusión; como herramienta en esta etapa del proceso de redacción del informe se utilizó el software Origin Pro 9.1; la mencionada herramienta permitió el diseño de gráficos de datos recolectados, además del desarrollo del proceso de evaluación estadística denominado Análisis de varianza.

CAPÍTULO III RESULTADOS

Las tablas 4 y 5 muestran los datos promedio de la variación de la concentración de iones hierro, cobre y plomo reportados, además se muestran las variaciones de sólidos totales, conductividad y pH del drenaje ácido de mina utilizado en la presente investigación y tratado en los diferentes tiempos de residencia (15, 30 y 45 días).

Tabla 2. Datos promedio de la variación de concentración iónica (Fe, Cu y Pb), sólidos totales, conductividad y pH de solución drenaje ácido de mina tratada mediante *Phragmites Australis*.

Tiempo (días)	Fe ²⁺ (mg/L)	Cu ²⁺ (mg/L)	Pb ²⁺ (mg/L)	S.T. (mg/L)	Conductividad (μS/cm)	pH
0	34.193	0.1967	0.0817	842.04	1051.0	3.5
15	26.070	0.0760	0.0377	656.79	698.0	6.3
30	17.650	0.0123	0.0096	454.37	251.0	7.4
45	0.263	0.0047	0.0028	84.21	69.0	8.1

Tabla 3. Datos promedio de la variación de concentración iónica (Fe, Cu y Pb), sólidos totales, conductividad y pH de solución drenaje ácido de mina tratada mediante *Schoenoplectus Californicus*.

Tiempo (días)	Fe ²⁺ (mg/L)	Cu ²⁺ (mg/L)	Pb ²⁺ (mg/L)	S.T. (mg/L)	Conductividad (μS/cm)	pH
0	34.553	0.1967	0.0817	841.68	1051.0	3.5
15	23.840	0.0680	0.0123	580.76	645.0	6.6
30	16.583	0.0095	0.0083	404.01	217.0	7.7
45	0.167	0.0013	0.0010	67.33	64.0	8.2

Cálculo para el análisis de varianza (ANOVA) de concentraciones catiónicas de Fe con filtros sustratos *Phragmites Australis* y *Schoenoplectus Californicus*.

Permite determinar si las medidas de cada nivel de las concentraciones catiónicas de Fe estadísticamente difieren.

Datos previos:

Planteamiento de la hipótesis alterna:

H₁: Al pasar el drenaje ácido por el filtro tipo sustrato, retendrá iones de hierro y mejorará su pH, a mayor tiempo.

Nivel de significancia:

95% de confianza ($\alpha = 0.05$).

Criterio de rechazo:

Se acepta la hipótesis si $p < 0.05$, la cual se obtiene de la tabla anova.

Tabla 4. Análisis de varianza para un diseño bifactorial del tiempo de residencia y su efecto en la concentración catiónica inicial (Fe).

<i>Phragmites Australis</i> Fe (mg/L)	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Entre grupos	1897.569	3	632.523	1953.337	0.000
Dentro de grupos	2.591	8	0.324		
Total	1900.159	11			
<i>Schoenoplectus californicus</i> Fe (mg/L)	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Entre grupos	1877.049	3	625.683	4502.937	0.000
Dentro de grupos	1.112	8	0.139		
Total	1878.161	11			

Como $p < 0.05$, entonces se demuestra que el incremento del tiempo de residencia disminuye la concentración catiónica inicial (Fe) del drenaje ácido de mina tratados mediante filtros sustratos con *Phragmites australis* y *Schoenoplectus Californicus*

Cálculo para el análisis de varianza (ANOVA) de concentraciones catiónicas de Cu con filtros sustratos con *Phragmites australis* y *Schoenoplectus californicus*.

Permite determinar si las medidas de cada nivel de las concentraciones catiónicas de Cu estadísticamente difieren.

Datos previos:

Planteamiento de la hipótesis alterna:

H₁: Al pasar el drenaje ácido por el filtro tipo sustrato, retendrá iones de hierro y mejorará su pH, a mayor tiempo.

Nivel de significancia:

95% de confianza ($\alpha = 0.05$).

Criterio de rechazo:

Se acepta la hipótesis si $p < 0.05$, la cual se obtiene de la tabla anova.

Tabla 5. Análisis de varianza para un diseño bifactorial del tiempo de residencia y su efecto en la concentración catiónica inicial (Cu).

<i>Phragmites Australis</i> Cu (mg/L)	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Entre grupos	0.071	3	0.024	1866.660	0.000
Dentro de grupos	0.000	8	0.000		
Total	0.071	11			
<i>Schoenoplectus</i> <i>Californicus</i> Cu (mg/L)	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Entre grupos	0.073	3	0.024	2765.222	0.000
Dentro de grupos	0.000	8	0.000		
Total	0.073	11			

Como $p < 0.05$, entonces se demuestra que el incremento del tiempo de residencia disminuye la concentración catiónica inicial (Cu) del drenaje ácido de mina tratados mediante filtros sustratos con *Phragmites Australis* y *Schoenoplectus Californicus*

Cálculo para el análisis de varianza (ANOVA) de concentraciones catiónicas de Pb con filtros sustratos y *Phragmites Australis* y *Schoenoplectus Californicus*.

Permite determinar si las medidas de cada nivel de las concentraciones catiónicas de Pb estadísticamente difieren.

Datos previos:

Planteamiento de la hipótesis alterna:

H₁: Al pasar el drenaje ácido por el filtro tipo sustrato, retendrá iones de hierro y mejorará su pH, a mayor tiempo.

Nivel de significancia:

95% de confianza ($\alpha = 0.05$).

Criterio de rechazo:

Se acepta la hipótesis si $p < 0.05$, la cual se obtiene de la tabla anova.

Tabla 6. Análisis de varianza para un diseño bifactorial del tiempo de residencia y su efecto en la concentración catiónica inicial (Pb).

<i>Phragmites Australis</i> Pb (mg/L)	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Entre grupos	0.012	3	0.004	3823.576	0.000
Dentro de grupos	0.000	8	0.000		
Total	0.012	11			
<i>Schoenoplectus Californicus</i> Pb (mg/L)	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Entre grupos	0.013	3	0.004	7372.870	0.000
Dentro de grupos	0.000	8	0.000		
Total	0.013	11			

Como $p < 0.05$, entonces se demuestra que el incremento del tiempo de residencia disminuye la concentración catiónica inicial (Pb) del drenaje ácido de mina tratados mediante filtros sustratos de *Phragmites Australis* y *Schoenoplectus Californicus*

Cálculo para el análisis de varianza (ANOVA) de concentraciones catiónicas de conductividad con filtros sustratos *Phragmites Australis* y *Schoenoplectus Californicus*.

Permite determinar si las medidas de cada nivel de las concentraciones catiónicas de conductividad estadísticamente difieren.

Datos previos:

Planteamiento de la hipótesis alterna:

H₁: Al pasar el drenaje ácido por el filtro tipo sustrato, retendrá iones de hierro y mejorará su pH, a mayor tiempo.

Nivel de significancia:

95% de confianza ($\alpha = 0.05$).

Criterio de rechazo:

Se acepta la hipótesis si $p < 0.05$, la cual se obtiene de la tabla anova.

Tabla 7. Análisis de varianza para un diseño bifactorial del tiempo de residencia y su efecto en la concentración catiónica inicial de la conductividad.

<i>Phragmites Australis</i> Conductividad (ms/cm)	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Entre grupos	1768496.395	3	589498.798	7083.857	0.000
Dentro de grupos	665.738	8	83.217		
Total	1769162.133	11			
<i>Schoenoplectus Californicus</i> Conductividad (ms/cm)	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Entre grupos	1784686.411	3	594895.470	2676.291	0.000
Dentro de grupos	1778.269	8	222.284		
Total	1786464.680	11			

Como $p < 0.05$, entonces se demuestra que el incremento del tiempo de residencia disminuye la concentración catiónica inicial de la conductividad del drenaje ácido de mina tratados mediante filtros sustratos de *Phragmites Australis* y *Schoenoplectus Californicus*

Cálculo para el análisis de varianza (ANOVA) de concentraciones catiónicas del pH con filtros sustratos *Phragmites Australis* y *Schoenoplectus Californicus*.

Permite determinar si las medidas de cada nivel de las concentraciones catiónicas del pH estadísticamente difieren.

Datos previos:

Planteamiento de la hipótesis alterna:

H₁: Al pasar el drenaje ácido por el filtro tipo sustrato, retendrá iones de hierro y mejorará su pH, a mayor tiempo.

Nivel de significancia:

95% de confianza ($\alpha = 0.05$).

Criterio de rechazo:

Se acepta la hipótesis si $p < 0.05$, la cual se obtiene de la tabla anova.

Tabla 8. Análisis de varianza para un diseño bifactorial del tiempo de residencia y su efecto en la concentración catiónica inicial del pH.

<i>Phragmites Australis</i> pH	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Entre grupos	37.700	3	12.567	307.942	0.000
Dentro de grupos	0.326	8	0.041		
Total	38.026	11			
<i>Schoenoplectus Californicus</i> pH	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Entre grupos	39.966	3	13.322	273.134	0.000
Dentro de grupos	0.390	8	0.049		
Total	40.356	11			

Como $p < 0.05$, entonces se demuestra que el incremento del tiempo de residencia disminuye la concentración catiónica inicial de la conductividad del drenaje ácido de mina tratados mediante filtros sustratos de *Phragmites Australis* y *Schoenoplectus Californicus*

CAPÍTULO IV: DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

4.1. Discusión

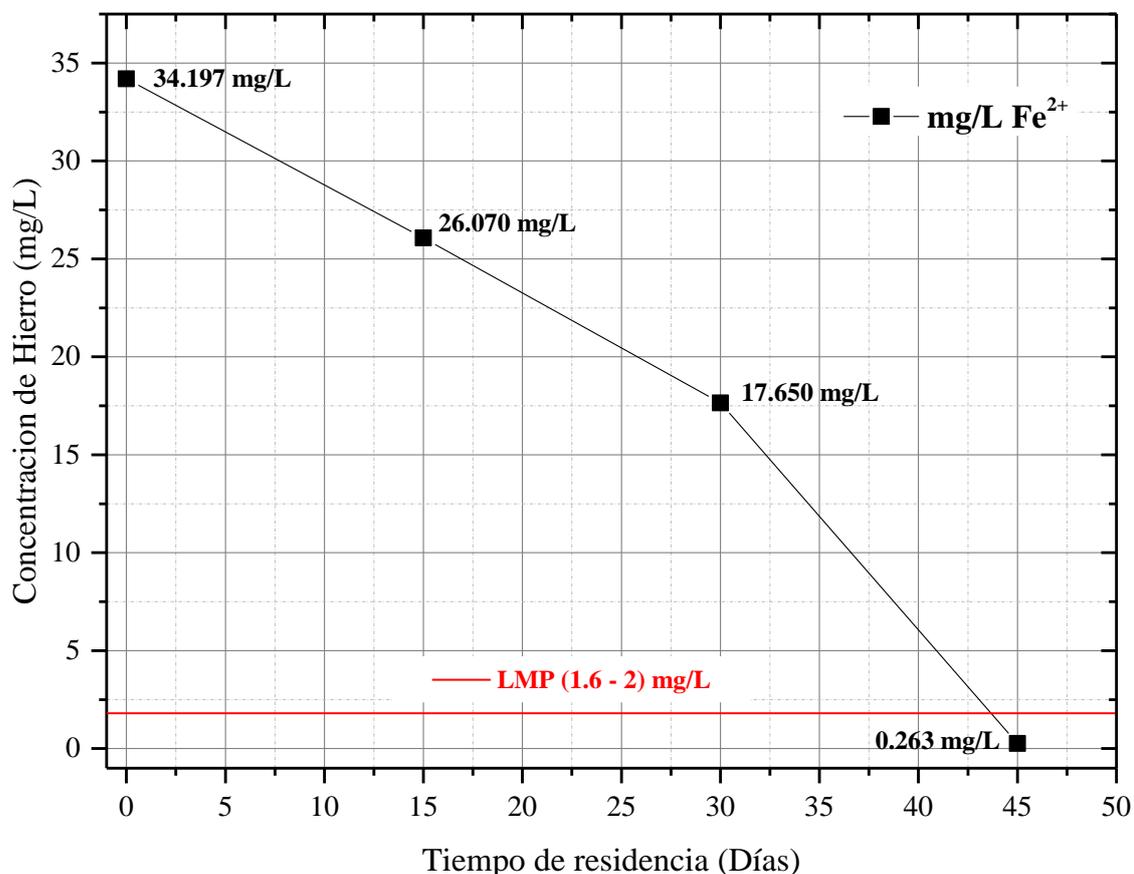


Figura 13. Datos promedio de la variación de concentración iónica de hierro, de solución drenaje ácido de mina tratada mediante *Phragmites Australis*.

En la figura 13, se presentan los valores promedio de la variación concentración de iones de hierro, presentes en el drenaje ácido de mina. Como es claro observar una relación directamente proporcional al tiempo de residencia, es decir hay mayor remoción de estos iones de hierro y por tanto la concentración de estos disminuye. Pues en un tiempo inicial se tiene una concentración de 34.193 mg/L de iones de hierro, y en un tiempo máximo de 45 días una concentración de 0.263 mg/L, considerándose una reducción del 99.23% respecto a la concentración inicial. Esto se supone al contacto de los iones de hierro contacto sustrato.

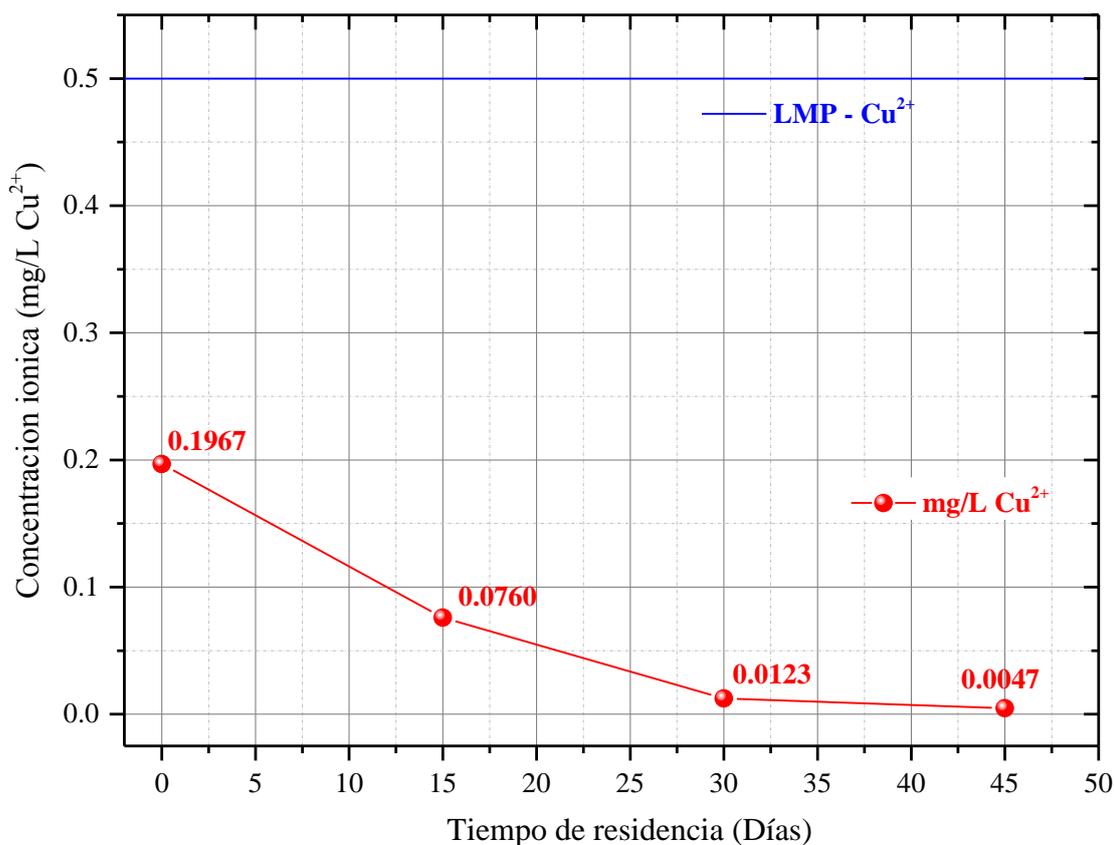
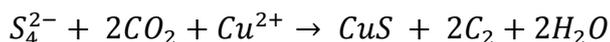


Figura 14. Datos promedio de la variación de concentración iónica de cobre, de solución drenaje ácido de mina tratada mediante *Phragmites Australis*.

De la figura 14, el comportamiento es igual con respecto al cambio de la concentración de iones de cobre, es decir de manera directamente proporcional, a mayor tiempo de residencia, mayor es la reducción de iones de cobre, por tanto, se reporta una baja concentración. Según (Lipaca, 2015), este fenómeno natural de remoción de iones de cobre es similar al del hierro, es un proceso biológico de reducción con bacterias sulfuroreductoras, para la precipitación de los iones Cu²⁺ en forma de sulfuros se desarrolla según la siguiente ecuación:



Una vez que se forma el CuS una parte precipita por gravedad al sedimento y otra se adhiere a las hojas y tallos de la vegetación minimizando de esta manera la concentración (Lipaca, 2015)

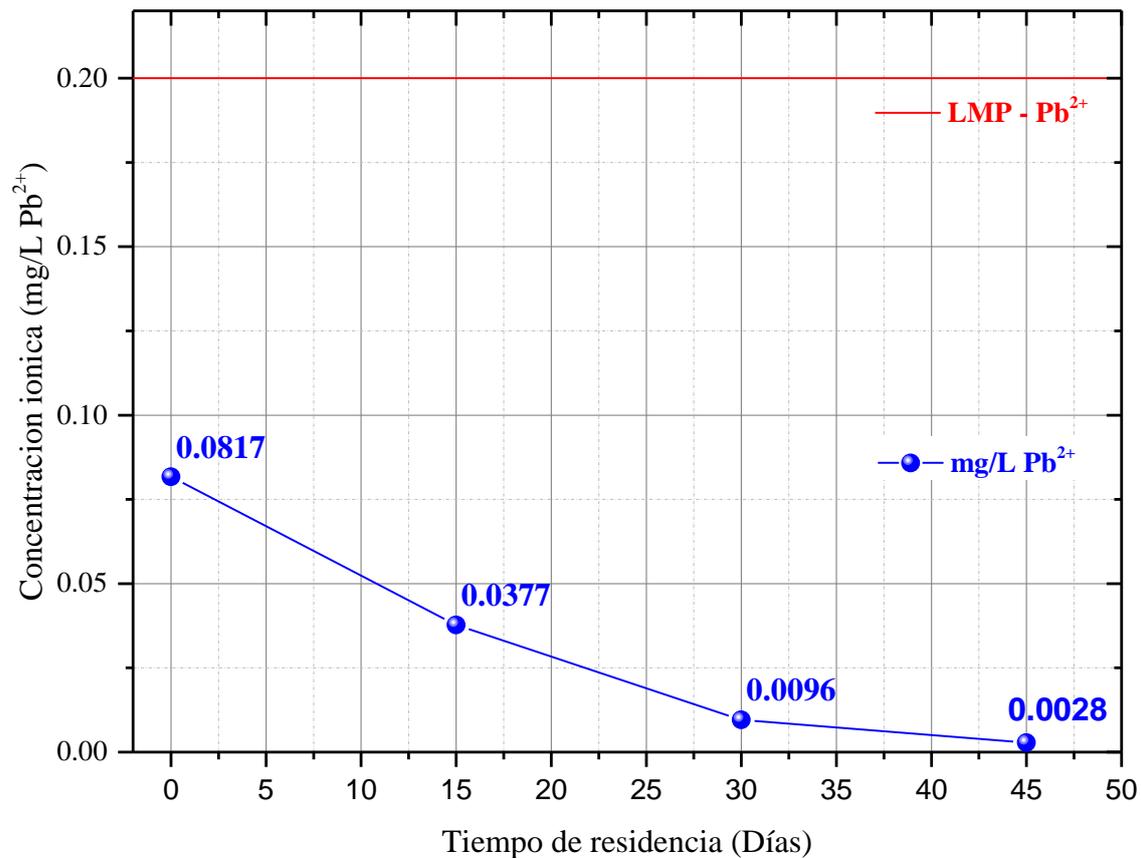


Figura 15. Datos promedio de la variación de concentración iónica de plomo, de solución drenaje ácido de mina tratada mediante *Phragmites Australis*.

Para el caso de los iones de plomo la disminución es también evidente, se tiene una concentración inicial de 0.0817 mg/L y final de 0.0028 mg/L. Por tanto, es evidente la eficiencia de la reducción de iones metálicos por el proceso de filtros sustratos. En el caso de (Andreo, 2014), expresa que las plantas acuáticas tienen la propiedad de inyectar oxígeno hacia sus raíces, resultando un excedente de oxígeno que es aprovechado por los microorganismos que se asocian a la raíz y se encargan de metabolizar los contaminantes que entran al filtro sustratos.

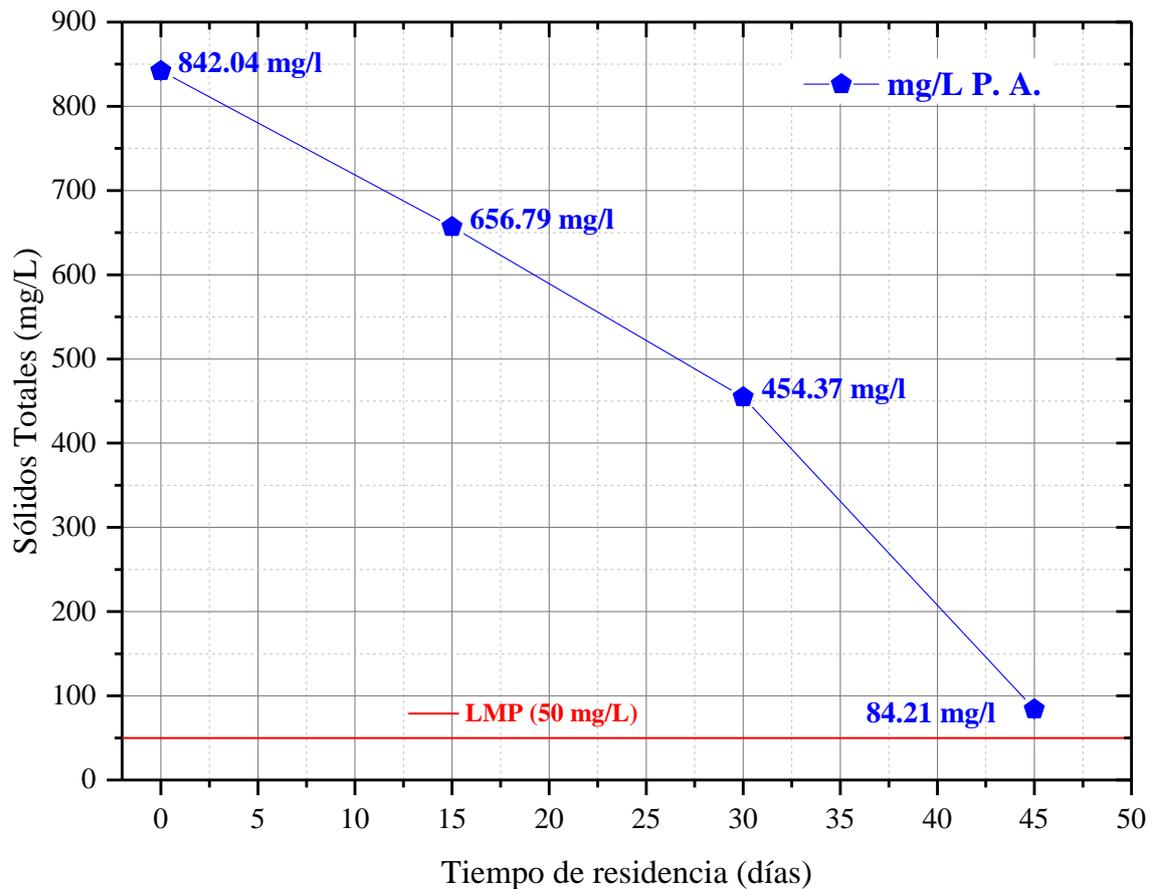


Figura 16. Datos promedio de la variación de sólidos totales del drenaje ácido de mina tratada mediante Phragmites Australis.

En la figura 16, la disminución de los sólidos totales, según (Malaver, 2013), es gracias al efecto que ejercen las plantas sobre estos, bien sea por la descomposición generando partículas más pequeñas o por la acumulación en las raíces y hojas permitiendo una mayor deposición, precipitación y filtración. Y es posible observar la diferencia que existen entre el valor inicial de tiempo igual a “cero”, con respecto al tiempo de tratamiento máximo de 45 días. Para el caso de los sólidos en suspensión, una investigación reportó una tendencia decreciente con respecto al tiempo de residencia, tendencia reportada por Alarcón, 2018 en el cual obtuvieron un porcentaje de disminución de casi el 89%.

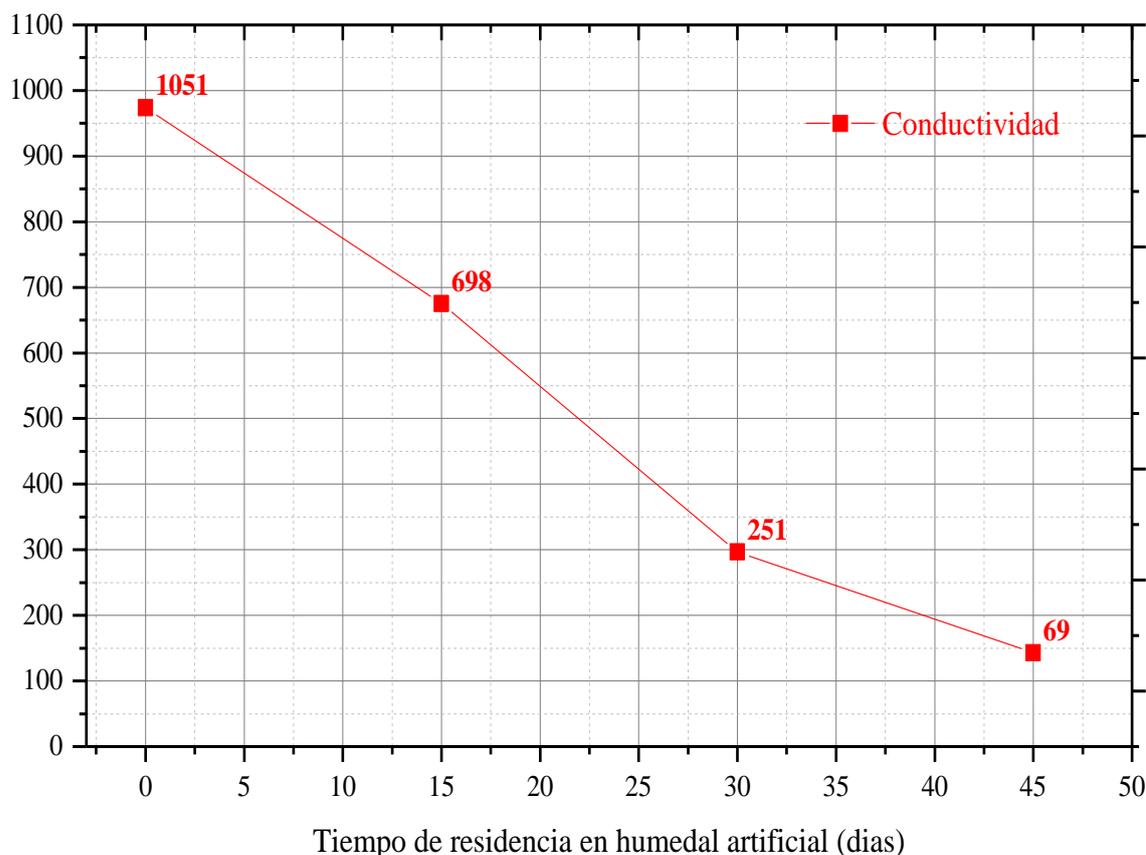


Figura 17. Datos promedio de la variación de conductividad del drenaje ácido de mina tratada mediante *Phragmites Australis*.

Para el caso de conductividad en la figura 17, se presentan los valores promedio de las conductividades de las muestras analizadas en periodos de tiempo de 0, 15, 30 y 45 días. Registrándose un valor de conductividad igual a 1051.00 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y al final un valor de 69 $\mu\text{S}/\text{cm}$, con una eficiencia de 93.43%, (Catherine, Davis , & Patrick, 2016) expresa que, la conductividad es un método rápido que proporciona una estimación de la concentración de electrolitos. La corriente eléctrica es transportada por iones en disolución, por lo tanto, el aumento de la concentración de iones provoca un aumento en la conductividad, siendo ésta directamente proporcional con la concentración de solutos contenidos en las aguas. Es por ello la disminución de la conductividad a la eliminación de iones metálicos y sólidos totales.

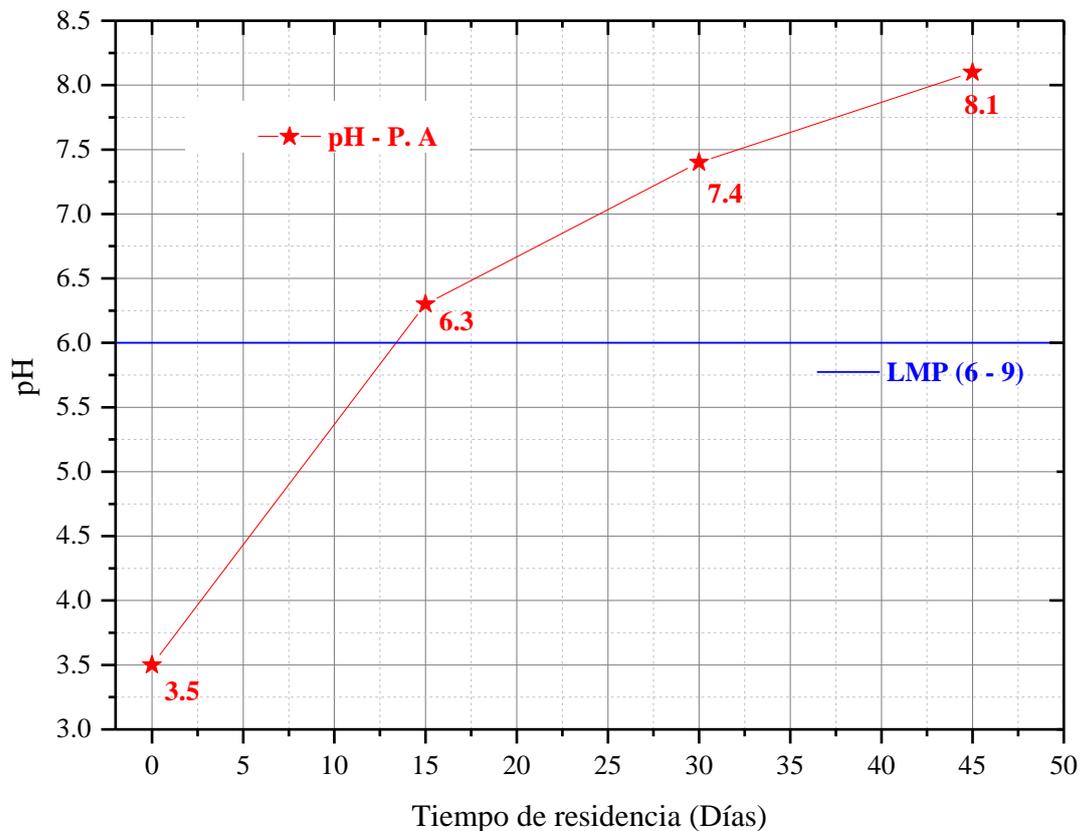


Figura 18. Datos promedio de la variación de pH de solución drenaje ácido de mina tratada mediante *Phragmites Australis*.

La reducción de los iones metálicos está también ligada a valores de pH, pues es uno de los parámetros en los cuales son de beneficio para la proliferación de microorganismos que favorece al proceso de reducción de metales pesados, según (Heal & Seal, 2011), expresa que, el pH es un factor muy importante, ya que determinados procesos químicos solamente pueden ocurrir para un valor determinado de este parámetro. Es decir, una bajada sustancial en el pH puede impedir los procesos de nitrificación, des nitrificación y degradación orgánica anaerobia. Por tanto, el incremento del valor de pH evidencia la eficacia del proceso de reducción de iones metálicos en tiempos mayores a 15 días.

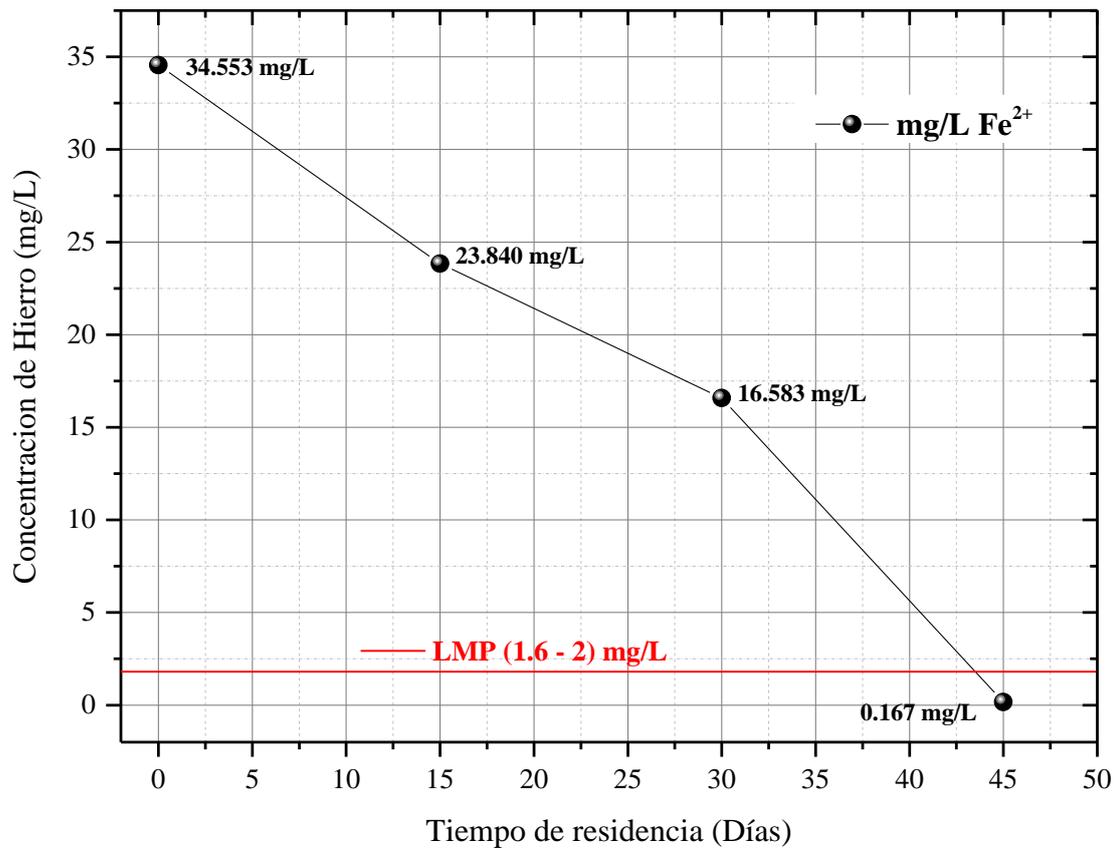


Figura 19. Datos promedio de la variación de concentración iónica de hierro, de solución drenaje ácido de mina tratada mediante *Schoenoplectus californicus*.

Al igual que en la figura 13, en la presente figura 19, la reducción de los iones de hierro se da en un 99.51 %. A consecuencia del fenómeno natural o proceso biológico de reducción, debido a la ausencia de oxígeno existen otros agentes oxidantes como es el sulfato (S_4^{2-}), en la cual el proceso biológico dirigido por este oxidante genera una reducción bacteriana a H_2S a partir H^+ , proceso acompañado por una descomposición de la materia orgánica. Otra de las reacciones que intervienen en este proceso biológico es la reducción del Fe^{3+} a Fe^{2+} . Debido a que este es un tratamiento anaeróbico, los cationes ferrosos precipitan como sulfuros, catalizadas por las bacterias sulfo reductoras. Una vez que se forma el FeS una parte precipita por gravedad al sedimento y otra se adhiere a las hojas y tallos de la vegetación minimizando

de esta manera la concentración de iones de hierro disminuye con el tiempo de residencia (Lipaca, 2015).

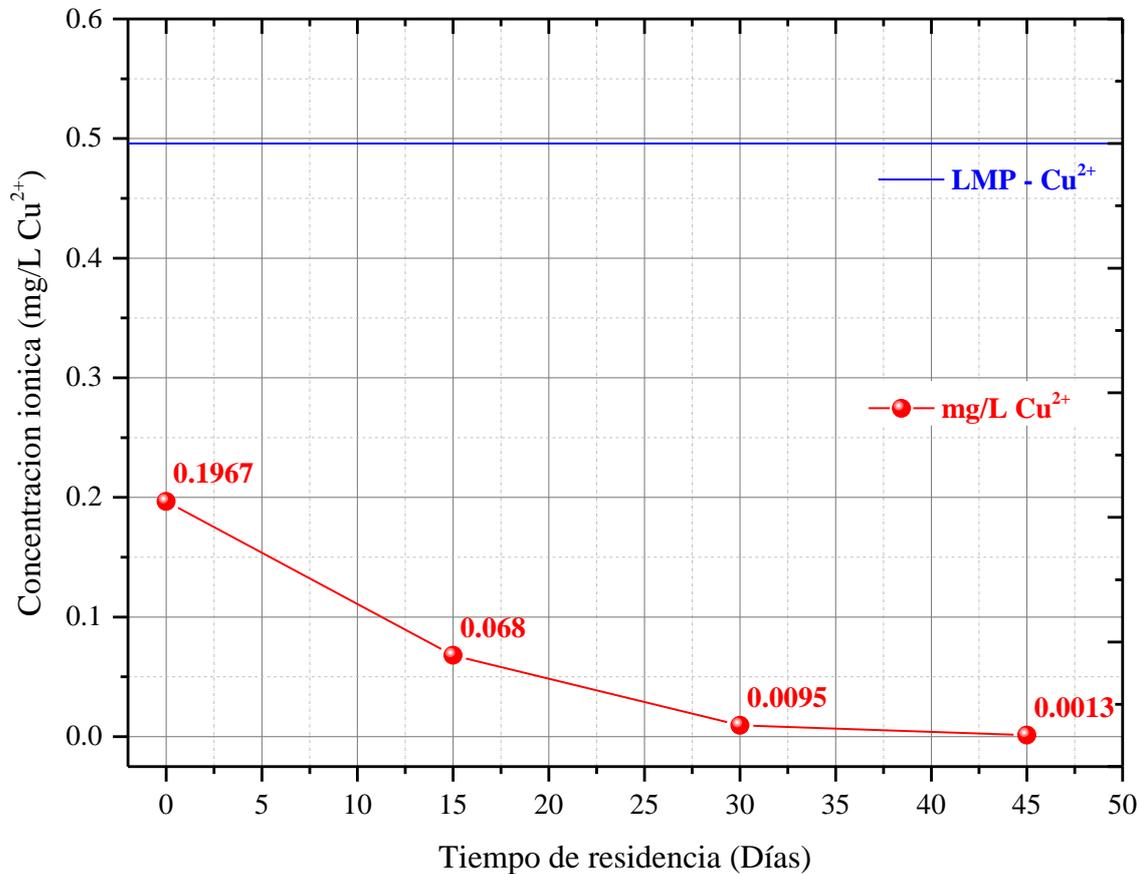


Figura 20. Datos promedio de la variación de concentración iónica de cobre, de solución drenaje ácido de mina tratada mediante *Schoenoplectus Californicus*.

Se presenta un valor promedio de concentración de iones de cobre, mediante la curva que se describe en la figura 20. Es evidente ver la disminución de los iones de cobre a medida que se incrementa el tiempo de retención. Se reporta un valor inicial 0.1967 mg/L y en un tiempo de 45 días, un valor promedio de concentración de iones de cobre igual a 0.0013 mg/L. Como anteriormente se mencionó el mecanismo por el cual estos iones son captados y reducidos, se da fe de la efectividad del proceso sin importar en tipo de planta. En el caso de (Alarcón, Zurita, Lara, & Vidal, 2018) que obtuvieron una reducción de iones de cobre del 91.24%.

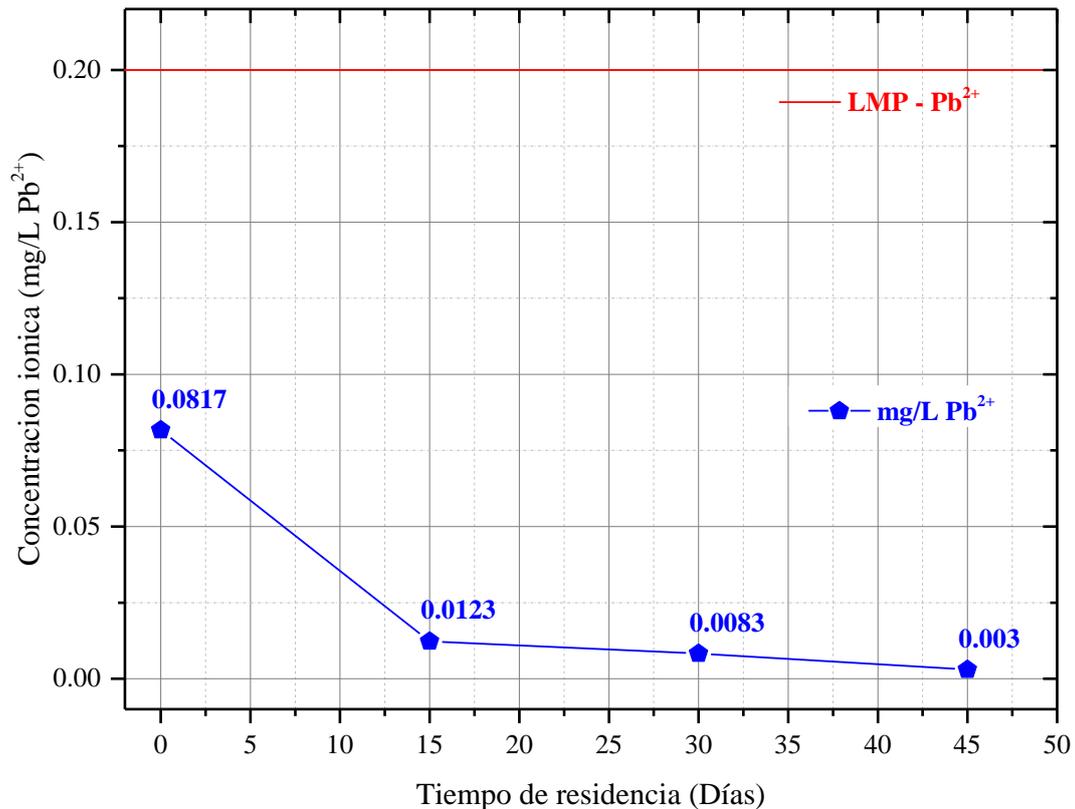


Figura 21. Datos promedio de la variación de concentración iónica de plomo, de solución drenaje ácido de mina tratada mediante *Schoenoplectus Californicus*.

En la figura 21 se presentan valores de concentración de iones de plomo, la remoción de la especie *Schoenoplectus Californicus*, sobre la especie *Phragmites Australis*, en ambos casos el proceso de disminución de los cationes se debe al proceso de absorción por diferencia de cargas entre los cationes y el entorno cercano a las especies vegetales, sin embargo la mayor velocidad de reproducción de la primera especie (tipo cespitoso), logra mayores superficies para el proceso de absorción de cationes, esta diferencia seria de mayor evidencia con el incremento del tiempo de residencia (>45 días) en el filtro sustrato con *Phragmites Australis*.

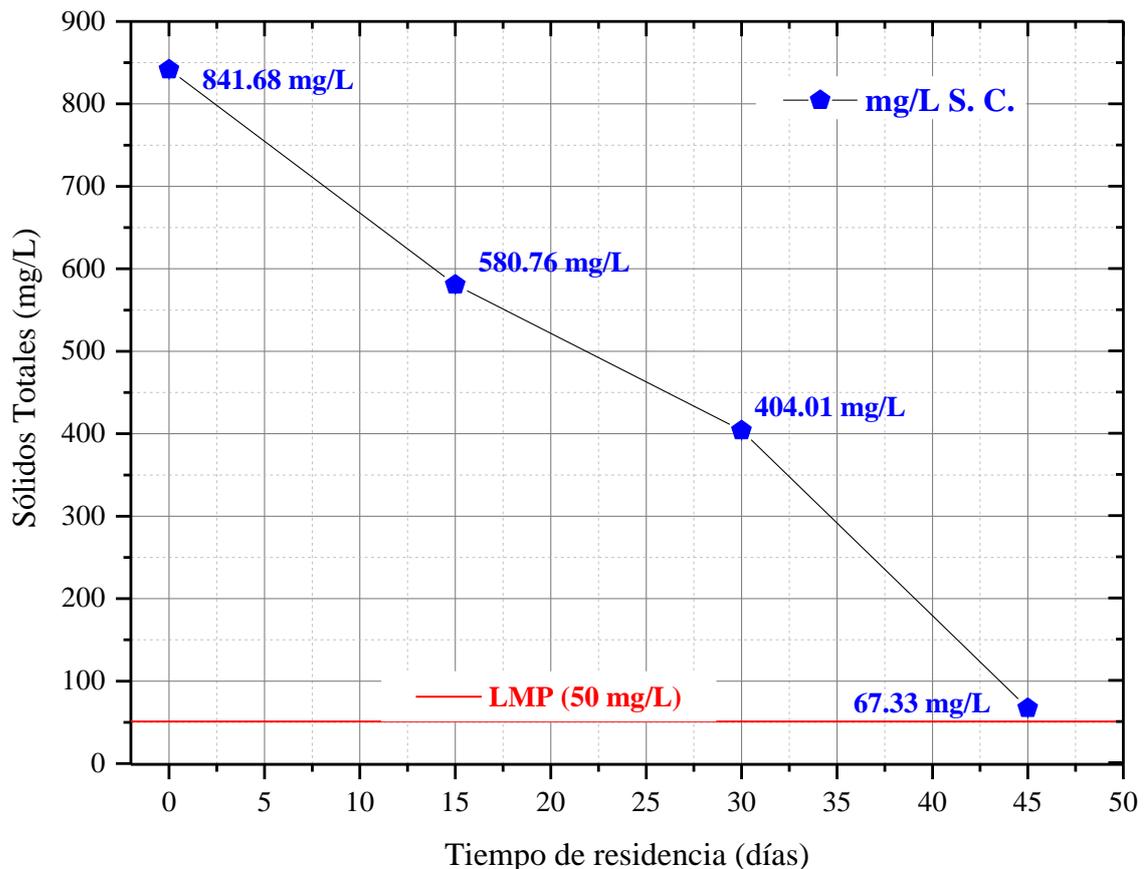


Figura 22. Datos promedio de la variación de sólidos totales del drenaje ácido de mina tratada mediante *Schoenoplectus californicus*.

En el caso de los filtros sustratos tratados con *Schoenoplectus Californicus*, y de la eficiencia en la disminución de los sólidos totales para el caso de (Andreo, 2014), la sedimentación de partículas es producida por la acción de la gravedad; puede ser categorizada como sedimentación discreta y floculación. Ambos procesos de separación dependen del tamaño de la partícula, la gravedad específica, la forma de la partícula y la viscosidad del fluido. Y así mismo la filtración es un proceso poco significativo en los filtros sustratos de flujo superficial, ya que los tallos de las plantas emergentes se encuentran demasiado separados para efectuar un atrapamiento eficaz de las partículas en suspensión.

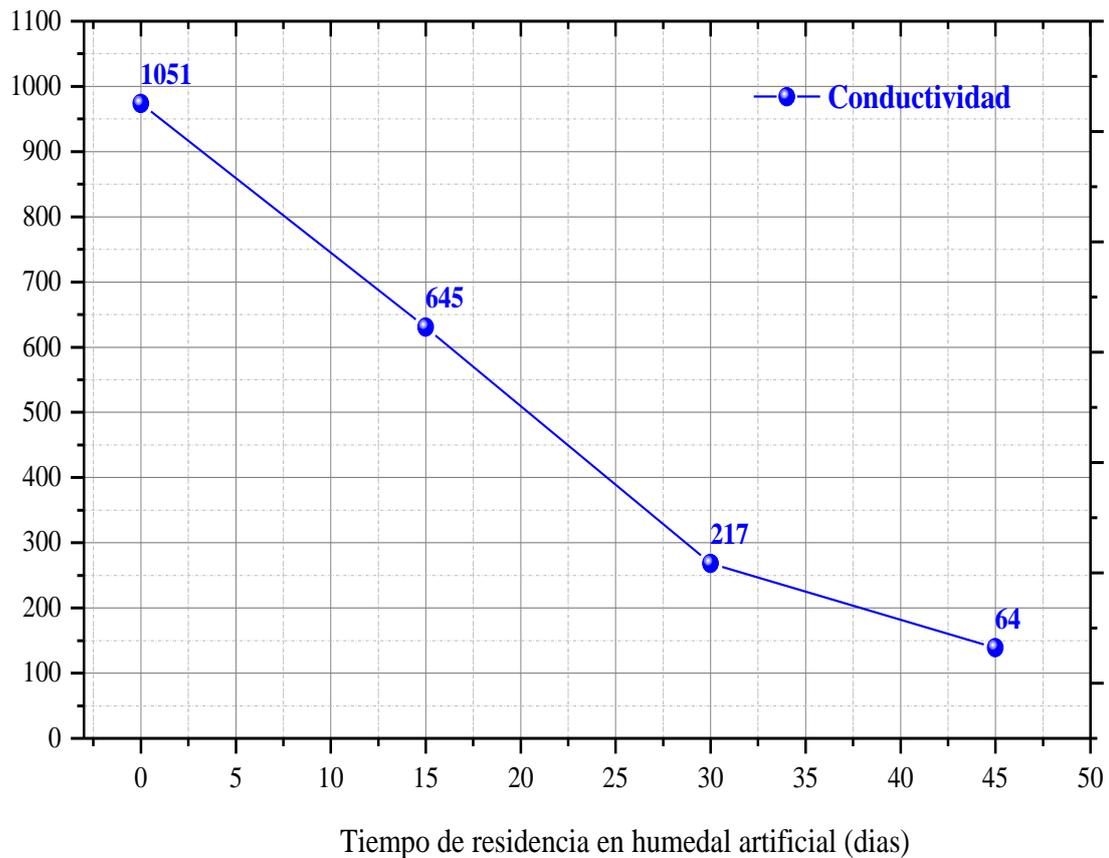


Figura 23. Datos promedio de la variación de conductividad del drenaje ácido de mina tratada mediante *Schoenoplectus californicus*.

Para la figura 23, según (Leonardo, 2006), en su investigación logró una disminución de la capacidad de conducción eléctrica y a la vez una disminución de la cantidad de sólidos totales, la disminución catiónica se debería además a la posibilidad de formación de hidróxidos de los cationes presentes.

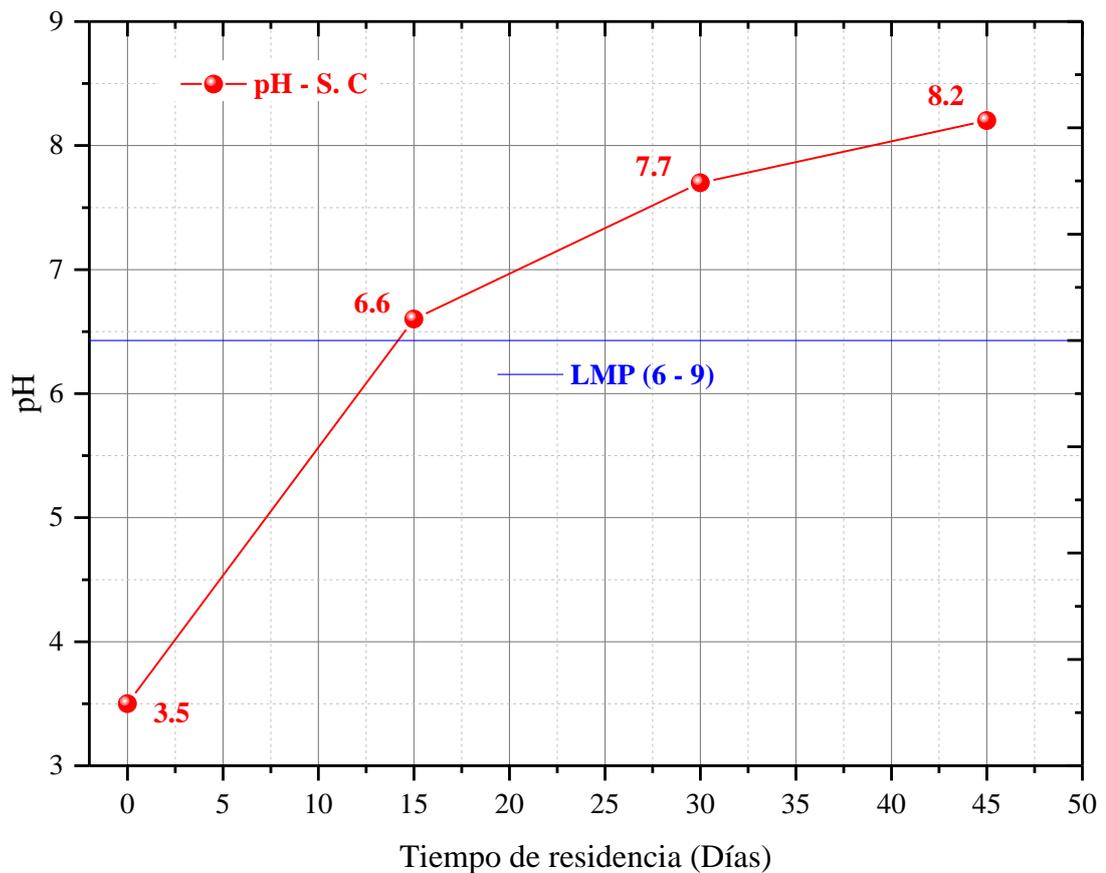


Figura 24. Datos promedio de la variación de pH del drenaje ácido de mina tratada mediante *Schoenoplectus Californicus*.

La variación del pH, tuvo un resultado ascendente con respecto al tiempo, hasta llegar a valores considerados neutros, esto concuerda con el autor (Mendoza & Ramos, 2012), allí se afirman que para tratar aguas ácidas se puede utilizar un filtro sustrato. En el caso de (Lipaca, 2015), que obtuvo similar variación de pH en tiempos cercanos al mes de tratamiento.

Tabla 9. Porcentajes de remoción de cationes, disminución de la conductividad del drenaje ácido de mina y porcentaje de incremento de pH de drenaje ácido de mina tratada.

Planta acuática	Fe (mg/L)	Cu (mg/L)	Pb (mg/L)	S.T. (mg/L)	Conductividad (μ S/cm)	pH
<i>Phragmites australis</i>	99.23	97.61	96.61	90.00	93.43	131.43
<i>Schoenoplectus californicus</i>	99.52	99.36	98.73	92.00	93.91	134.29

En el caso de los datos de sólidos totales, conductividad del efluente y pH, podemos mencionar la tendencia a la disminución de los dos primeros mencionados, ello se debe a la disminución de la presencia catiónica del electrolito (drenaje ácido de mina), que logra la disminución de la capacidad de conducción eléctrica del electrolito mencionado y de esta forma también disminuye la cantidad de sólidos totales, la disminución catiónica se debería además a lo mencionado a la posibilidad de formación de hidróxidos de los cationes presentes, pues el pH del electrolito tiene la tendencia a incrementar.

Las figuras 25 y 26 muestran los datos de porcentaje de reducción catiónica por día de los cationes de hierro, cobre y plomo de los efluentes drenaje ácido de mina utilizando las dos especies vegetales en evaluación.

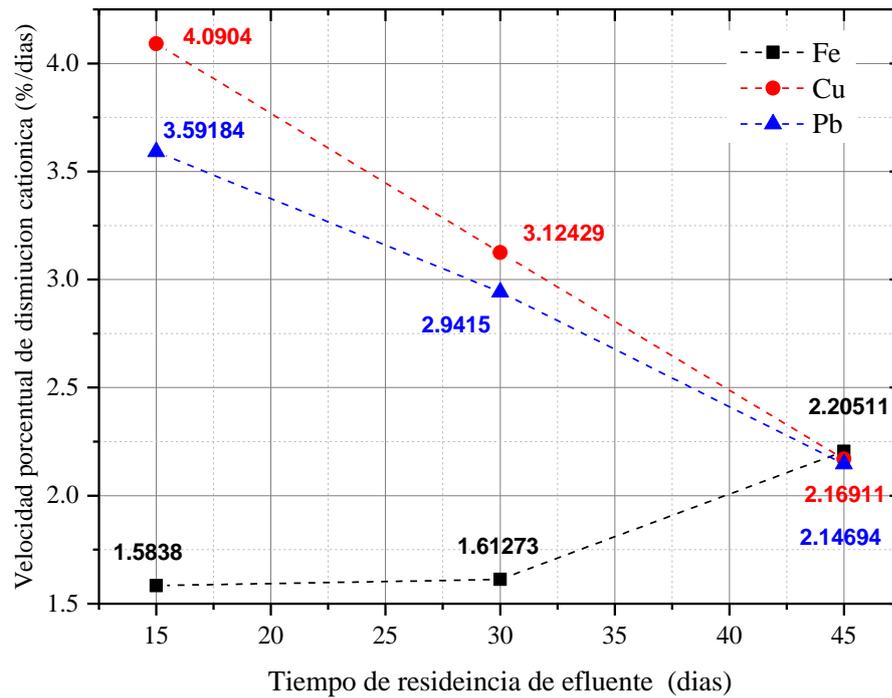


Figura 25. Velocidad de remoción catiónica de drenaje ácido de mina tratada mediante *Phragmites australis*. (% de remoción/día)

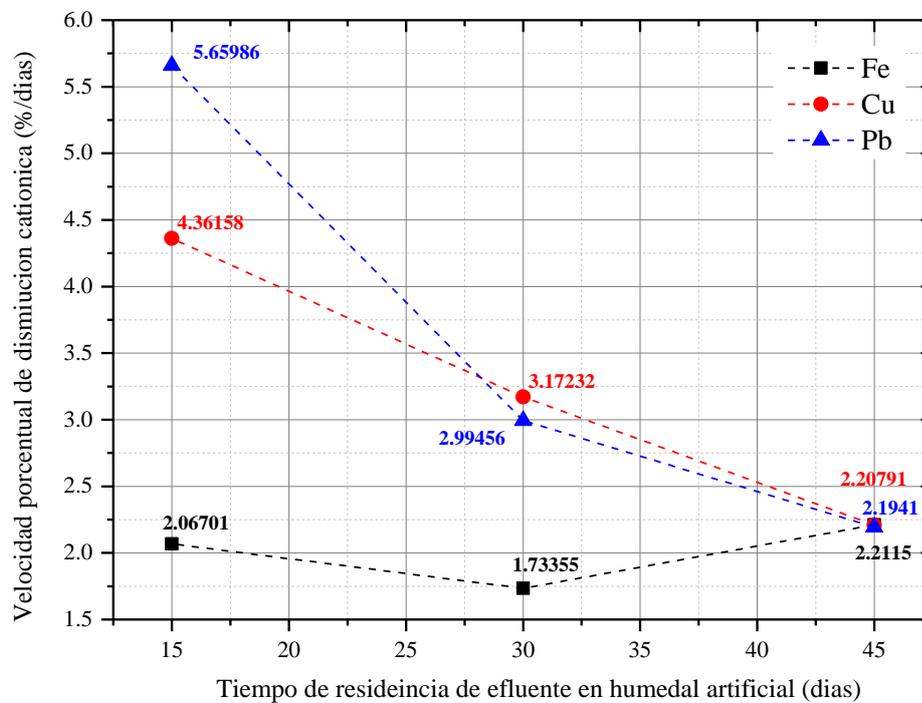


Figura 26. Velocidad de remoción catiónica de drenaje ácido de mina tratada mediante *Schoenoplectus californicus*. (% de remoción/día).

De las figuras mencionadas, se aprecia la mayor velocidad del porcentaje de remoción de cationes en el caso del uso de la especie *Schoenoplectus californicus*, la razón se mencionó en párrafos anteriores sin embargo es evidente la mayor velocidad de remoción de los cationes de mayor número atómico (plomo > cobre > hierro), esto se debería también al fenómeno de absorción por diferencia de cargas entre los cationes y las zonas cercanas a las especies vegetales utilizadas. El proceso químico más importante de la remoción de suelos del filtro sustrato es la absorción, que da lugar a la retención a corto plazo o a la inmovilización a largo plazo de varias clases de contaminantes. La absorción está definida como la transferencia de los iones a partir de la fase de la solución (agua) a la fase sólida (suelo). La absorción incluye, además, los procesos de adsorción y precipitación. La adsorción se refiere a la unión de iones a las partículas del suelo o biomasa por el intercambio catiónico o absorción química. El intercambio catiónico implica la unión física de los cationes a la superficie de las partículas de la arcilla y la materia orgánica en el suelo. Muchos componentes de las aguas residuales y de escurrimiento existen como cationes, incluyendo el amonio (NH_4^+) y la mayoría de trazas de metales, tales como cobre (hierro, cobre y plomo) (Lipaca, 2015).

La capacidad de los suelos para la retención de cationes, expresada como capacidad de intercambio catiónico (CIC), aumenta generalmente con el aumento de contenido de la arcilla y de la materia orgánica. Además de lo ya mencionado, se rescata que los resultados obtenidos para el tratamiento de drenajes de aguas ácidas se contrasta experimentalmente por los datos reportados por (Alarcón, Zurita, Lara, & Vidal, 2018), además de (Mendoza & Ramos, 2012), quienes también afirman que sí existe remoción

de cationes, neutralización el agua ácida y precipitando los sólidos de los drenajes ácidos mediante la construcción de filtros sustratos.

Por último y como complemento y validez de los resultados presentados, se desarrolló el análisis estadístico ANOVA, en estos análisis para todas las variables respuesta obtenidas, se llegó a la conclusión; que la variable de mayor influencia sobre la remoción de iones de cobre, hierro y plomo y así mismo del cambio en la conductividad pH y Sólidos totales, es el tiempo tal es el caso de los 45 días de residencia de las plantas, pues en todo los casos se ve un cambio muy significativo en esta línea de tiempo. Cabe mencionar que la diferencia entre ambas especies de plantas, no existe una gran diferencia sobre los efectos o cambios en las variables respuesta.

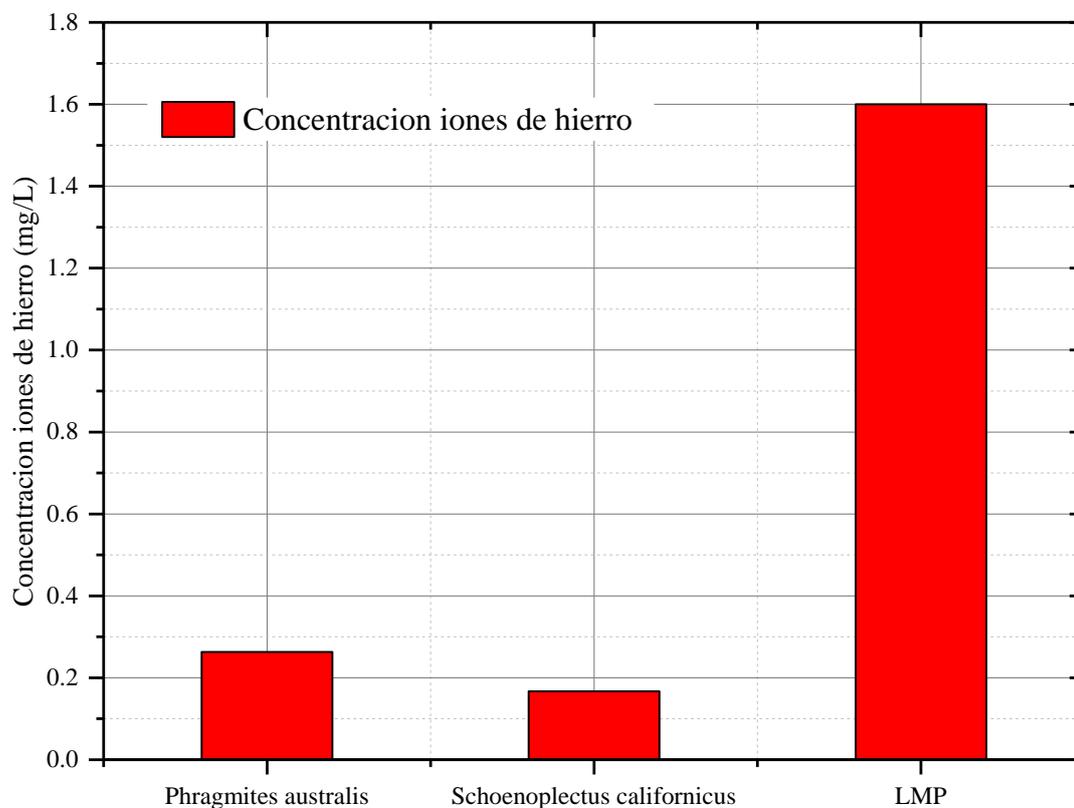


Figura 27. Comparación de los valores de iones de hierro de los filtros sustratos y los LMP.

Conclusiones

- Fue posible determinar el tipo de filtro sustrato para retención de Fe^{2+} y neutralización de pH, sobre drenaje ácido de un pasivo ambiental minero. De los resultados obtenidos se llegó a la conclusión que ambos tipos de filtros diseñados y construidos, son de gran eficiencia en la reducción de iones de hierro, e incluso sus valores de concentración de estos iones están por debajo de los valores establecidos en los LMP de la ley vigente.
- Se pudo determinar los porcentajes de retención de iones de hierro. Estos porcentajes son del 99.51% y 99.23% para los tipos de filtros sustratos utilizando *Phragmites Australis* y *Schoenoplectus Californicus* respectivamente. Concluyendo así; en la eficiencia de ambas plantas en el tratamiento de estas aguas ácidas. Así mismo se realizó una comparación, de las concentraciones de iones de hierro con los valores de los límites máximos permisibles, en el presente trabajo se llegó a valores por debajo del valor establecido para los iones de hierro (ver Figura 27), siendo una prueba más de la eficiencia de los tipos de filtros usados para el tratamiento de drenaje ácido de mina.
- En el caso de las propiedades organolépticas del agua, se evidencio un cambio en el color, pasando de un color pardo oscuro al color característico del agua, en el caso de temperatura no hubo gran cambio. Para el caso de olor al inicio las muestras no presentaban olor desagradable.
- Otro objetivo desarrollado fue el evaluar el efecto del tiempo de residencia sobre los parámetros fisicoquímicos mediante análisis estadístico ANOVA. De los resultados obtenidos se llegó a la conclusión que la variable con mayor influencia es el tiempo de residencia en este caso igual a 45 días, y tienen gran efecto sobre los parámetros en

mención, a consecuencia de la interacción e intercambio iónico entre plantas, sustrato y iones de hierro presentes en el drenaje.

REFERENCIAS

- Aduvire, A., & Ford, H. (2010). Inventario y evaluación del riesgo por ordenador durante la clausura de minas abandonadas. *Industria y Minería. El Seiver*, 37-42.
- Aguasanperu. (2016). *Calidad de Agua*. Recuperado el 12 de Octubre de 2017, de <http://www.aguasanperu.org/-/Docs/CalidadDeAguaEnElRioRimac.pdf>
- Alarcón, M., Zurita, F., Lara, J., & Vidal, G. (2018). *Filtros sustratos de tratamiento: alternativa de saneamiento de aguas residuales aplicable en América Latina*. Obtenido de https://www.researchgate.net/profile/Jaime_Lara-Borrero/publication/325722763_Filtros_sustratos_de_tratamiento_alternativa_de_tratamiento_de_aguas_residuales_aplicable_en_America_Latina/links/5b202e7ea6fdcc69745cf775/Filtros_sustratos-de-tratamiento-alternativa-de-tratam
- Andreo, M. (2014). *Evaluación y Diseño de un Filtros sustratos Construido para la Depuración de Aguas Residuales Domésticas*. Murcia: Universidad de Murcia.
- Bigorda, T.,(2017). *El problema de la contaminacion del agua*. Recuperado el 12 de Octubre de 2017, de <https://www.renovablesverdes.com/contaminacion-del-agua/>
- Boqué, R., & Alicia, M. (2016). EL ANÁLISIS DE LA VARIANZA (ANOVA). Grupo de Quimiometría y Cualimetría. Universitat Rovira i Virgili. Recuperado el 24 de Octubre de 2017
- Borzacconi, L., & López, L. (2009). *Introduccion al diseño de reactores*. Obtenido de <https://www.fing.edu.uy/iiq/maestrias/DisenioReactores/materiales/notas1.pdf>
- Cabrera, P. (2011). Influencia del tiempo de tratamiento, relación área de electrodos/volumen de efluente, sobre el % de reducción del cromo hexavalente en efluentes artificiales de cromado, mediante el método de electrocoagulación en batch. *El Sevier*, 15-39.
- Catherine, J., Davis , E., & Patrick, H. (2016). Metal removal mechanisms in a short hydraulic residence time subsurface flow compost wetland for mine drainage treatment. *El Sevier*, 179-185.
- Devore , J. (2007). *Probabilidad y Estadística para Ingeniería y Ciencias*. Mexico: California Polytechnic State University, San Luis Obispo.

- El Arbol. (2017). *Phragmites Australis o Carrizo*. Obtenido de
<https://elarbol.org/phragmites-australis-o-carrizo/>
- EMASA. (2019). *CALIDAD DEL AGUA SUMINISTRADA*. Obtenido de
https://www.emasa.es/3_calidad/analisis_agua/3221_analisis.php?PFILE=1
- Gerritsen, P., & Ortiz, C. (2009). *Usos populares, tradición y aprovechamiento del carrizo: estudio de caso en la costa sur de Jalisco, México*. Obtenido de
http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1405-84212009000100009
- Heal, V., & Seal, T. (2011). Treatment of acidic metal-rich drainage from reclaimed ironstone mine spoil. *IWA Publishing*, 39, 01. Recuperado el 17 de Octubre de 2017
- Hernandez, B. (2004). *3. FILTROS SUSTRATOS INTRODUCCION A LA TECNOLOGIA*. Obtenido de ideam.gov.co:
[http://documentacion.ideam.gov.co/openbiblio/bvirtual/018834/MEMORIAS2004/CapituloII/3Filtros sustratos.pdf](http://documentacion.ideam.gov.co/openbiblio/bvirtual/018834/MEMORIAS2004/CapituloII/3Filtros%20sustratos.pdf)
- Hidalgo, J., & Justo, G. (2018). Totora *Schoenoplectus californicus* (CA Mey.) Soják y su potencial como material de construcción. *Industrial Crops and Products*, 467-480. doi:<https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2017.12.029>
- Lasallista. (2014). *La electrocoagulación retos y oportunidades en el tratamiento de agua*. Obtenido de http://www.lasallista.edu.co/fxcul/media/pdf/Revista+Limpia/Vol1n2/p+1_v1n2_58-77_electrocoagulation.pdf
- Lenntech. (2017). *Conductividad del agua*. Obtenido de
<https://www.lenntech.es/aplicaciones/ultrapura/conductividad/conductividad-agua.htm>
- Lenntech BV. (2016). *Propiedades químicas del Hierro - Efectos del Hierro sobre la salud - Efectos ambientales del Hierro*. Obtenido de
<https://www.lenntech.es/periodica/elementos/fe.htm>
- Leonardo, A. H. (2006). *INFLUENCIA DEL TIEMPO DE RETENCIÓN EN UN FILTROS SUSTRATOS*. Trujillo.
- Lipaca, G. (2015). *Influencia del Tiempo de Retención y Composición del Sustrato en la Remoción de Hierro y Cobre del Drenaje Ácido de Mina en Filtros sustratos*.

Cajamarca - Perú: Universidad Nacional de Cajamarca. Recuperado el 24 de Mayo de 2019

- Lira, L., & Sancha, M. (2002). *Presencia de Cobre en Aguas de Consumo Humano: Causas, Efectos y Soluciones*. Obtenido de <http://www.bvsde.paho.org/bvsAIDIS/PuertoRico29/sancha.pdf>
- Malaver, A. (2013). *Evaluación de un de flujo superficial empleando lenteja de agua (Lemna minor) para el tratamiento de aguas residuales generadas por la industria de curtiembres*. Bogota - Colombia: UNIVERSIDAD LIBRE FACULTAD DE INGENIERIA - Ingeniería Ambiental Bogota D.C.
- Marquéz, A. (2014). *EFECTOS DEL PLOMO EN EL MEDIO AMBIENTE Y EN LA SALUD*. Obtenido de <http://www.reciclajesamarquez.es/efectos-del-plomo-en-el-medio-ambiente-y-en-la-salud/>
- Mendoza, A., & Ramos, C. (2012). Diseño y construcción a escala piloto de un filtros sustratos de flujo subsuperficial para el tratamiento de aguas residuales porcícolas. Apaxtla de Castrejón, Guerrero. Zaragoza: FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES ZARAGOZA.
- Menorca, B. (2017). *Parámetros de Calidad de las Aguas de Riego*. Obtenido de <http://www.bonsaimenorca.com/articulos/articulos-tecnicos/parametros-de-calidad-de-las-aguas-de-riego/#pH>
- Mollah, et al. (2011). E- learning Electrocoagulation (EC) o science and application. *El Sevier*, 44-60.
- Múzquiz, A. (2007). *La electrocoagulación: una alternativa electroquímica en el tratamiento de aguas residuales*. Obtenido de <http://www.posgradoeinvestigacion.uadec.mx/CienciaCierta/CC35/12.html>
- OIRSA. (2002). Producción de sustratos para viveros. En P. R. VIFINEX. China: OIRSA.
- Patricio, F., Garrido, N., & Gross, N. (2012). *Biorremediación de aguas contaminadas con bacterias quimiosintetizadas*. Recuperado el 10 de Octubre de 2017, de http://www.juniordelagua.cl/archivos_recursos/phpBf0Msy.pdf
- Ramirez, A. (2005). El cuadro clínico de la intoxicación ocupacional. Lima: Universidad Nacional Mayor de San Marcos. Obtenido de <http://www.scielo.org.pe/pdf/afm/v66n1/a09v66n1>

- Ramirez, g. (2013). ESTUDIO TECNICO DEL TRATAMIENTO DE AGUAS ACIDAS. En *Tesis* (págs. 21, 25). Callao - Perú: Universidad Nacional del Callao.
- Remesh, Y., Osama, S. M., & Sayed, H. (05 de Noviembre de 2018). Phragmites australis (Poaceae): Nueva adición a la flora del suroeste de Arabia Saudita. *Revista Saudita de Ciencias Biológicas*.
- Romero, G., Cardenas, C., Angulo, N., Morillo, G., Navarro, J., & Mendez, M. (2016). Biorremediacion de aguas contaminadas con derivados de hidrocarburos con cepas de bacterias autoctonas. *AIDIS _ FEMISCA - XXVIII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*, 156-163. Recuperado el 14 de Octubre de 2017
- Sanchez, J., & Rodriguez, L. (2013). Biorremediacion - Fundamentos y aspectos microbiologicos. *Universidad de Oviedo*(1), 24-30. Recuperado el 12 de Octubre de 2017
- Sinia. (2010). *Sistema Nacional de Información Ambiental*. Obtenido de Sitio Web de Sinia: <https://sinia.minam.gob.pe/normas/limites-maximos-permisibles-lmp-efluentes-plantas-tratamiento-aguas>
- Vicente, J. (2014). *INTRODUCCIÓN AL ANÁLISIS DE LA VARIANZA*. Obtenido de <http://biplot.usal.es/problemas/libro/7%20ANOVA.pdf>
- Whitman. (2011). *Determinación de sólidos totales, en suspensión y disueltos en agua*. Obtenido de https://www.whitman.edu/chemistry/edusolns_software/deSolidosTotales.pdf
- Yam Sultana, R., & Khayer, A. (2015). Integrated Cr(VI) removal using constructed wetlands and composting. *El Sevier*, 106-113. Recuperado el 16 de Noviembre de 2017
- Yam Sultana, R., Abu Khayer Md. Muktedirul Bari Chowdhury, Michailides, M., & Akratos, K. (2015). Integrated Cr(VI) removal using constructed wetlands and composting. *El Sevier*, 106-113. Recuperado el 16 de Noviembre de 2017

ANEXOS N° 1 REPORTE DE ANÁLISIS QUÍMICO DE MUESTRAS EXTRAÍDAS



UNIVERSIDAD NACIONAL DE TRUJILLO

Facultad de Ingeniería

Departamento Académico de Ingeniería de Materiales

REPORTE DE ANALISIS QUIMICO DE DAM

SOLICITANTE: Elizabeth Gladys Sandoval Carranza

INVESTIGACION: “Influencia del tiempo de residencia en humedales de *Phragmites australis* y *Schoenoplectus californicus* sobre la concentración de hierro y solidos totales en aguas acidas de mina.”

MUESTRAS: Puestas en Laboratorio

FECHA: 07/11/18

Caracterización de Efluentes DAM - *Schoenoplectus californicus* (Totora)

Tiempo (días)	Fe (mg/L)	Cu (mg/L)	Pb (mg/L)	S. T. (mg/L)	Conductividad (µS/cm)	Ph
0	35.21	0.18	0.078	841.28	1051	3.5
	34.28	0.20	0.085	840.42		
	34.17	0.21	0.082	843.35		
15	24.29	0.064	0.015	580.48	645	6.6
	23.65	0.072	0.012	579.89		
	23.58	0.068	0.010	581.91		
30	16.90	0.0092	0.0085	403.81	217	7.7
	16.45	0.0095	0.0078	403.40		
	16.40	0.0098	0.0086	404.81		
45	0.16	0.0013	0.0012	67.30	64	8.2
	0.19	0.0014	0.0010	67.23		
	0.15	0.0011	0.0009	67.47		

LABORATORIO: Materiales Compuestos

JEFE DE LABORATORIO: Msc.Alexander Vega Anticona





UNIVERSIDAD NACIONAL DE TRUJILLO

Facultad de Ingeniería

Departamento Académico de Ingeniería de Materiales

REPORTE DE ANALISIS QUIMICO DE DAM

SOLICITANTE: Elizabeth Gladys Sandoval Carranza

INVESTIGACION: “Influencia del tiempo de residencia en humedales de *Phragmites australis* y *Schoenoplectus californicus* sobre la concentración de hierro y solidos totales en aguas acidas de mina.”

MUESTRAS: Puestas en Laboratorio

FECHA: 07/11/18

Caracterización de Efluentes DAM - Phragmites australis (Carrizo)

Tiempo (días)	Fe (mg/L)	Cu (mg/L)	Pb (mg/L)	S.T. (mg/L)	Conductividad (μS/cm)	Ph
0	34.25	0.18	0.078	840.25	1051	3.5
	34.20	0.20	0.085	842.20		
	34.13	0.21	0.082	843.67		
15	26.72	0.075	0.040	655.40	698	6.3
	25.38	0.081	0.036	656.92		
	26.11	0.072	0.037	658.06		
30	18.50	0.010	0.0097	453.24	251	7.4
	16.68	0.012	0.0095	454.29		
	17.77	0.015	0.0096	455.58		
45	0.32	0.0045	0.0031	84.03	69	8.1
	0.25	0.0054	0.0025	84.22		
	0.22	0.0042	0.0027	84.37		

LABORATORIO: Materiales Compuestos

JEFE DE LABORATORIO: Msc.Alexander Vega Anticona



ANEXOS N° 2 ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Tabla 10. Cálculos del análisis de varianza (ANOVA) para Fe²⁺ (mg/L)

Fuentes de variación	<i>Phragmites Australis</i>	<i>Schoenoplectus Californicus</i>
Factor	$T - 1 = 4 - 1 = 3$	$T - 1 = 4 - 1 = 3$
Grados de libertad	Error $T(n - 1) = 4(3 - 1) = 8$	$T(n - 1) = 4(3 - 1) = 8$
Total	$T \times n - 1 = 4 \times 3 - 1 = 11$	$T \times n - 1 = 4 \times 3 - 1 = 11$
Factor	$SCR = \sum n_i (\bar{y}_i - \bar{y}_{..})^2 = 1897.569$	$SCR = \sum n_i (\bar{y}_i - \bar{y}_{..})^2 = 1877.049$
Suma de cuadrado	Error $SCE = \sum_i \sum_j (y_{ij} - \bar{y}_{i.})^2 = 2.591$	$SCE = \sum_i \sum_j (y_{ij} - \bar{y}_{i.})^2 = 1.112$
Total	$SCT = \sum_i \sum_j (y_{ij} - \bar{y}_{..})^2 = 1900.159$	$SCT = \sum_i \sum_j (y_{ij} - \bar{y}_{..})^2 = 1878.161$
Factor	$CMR = SCR/gl = 1897.569/3 = 632.523$	$CMR = SCR/gl = 1877.049/3 = 625.683$
Cuadrado medio	Error $CME = SCE/gl = 2.591/8 = 0.324$	$CME = SCE/gl = 1.112/8 = 0.139$
Prueba F de Fisher	$F_c = CMR/CME = 632.523/0.324 = 1953.337$	$F_c = CMR/CME = 625.683/0.139 = 4502.937$
Nivel de significancia	$P < 0.05$	$P < 0.05$

Tabla 11. Cálculos del análisis de varianza (ANOVA) para Cu^{2+} (mg/L)

Fuentes de variación	<i>Phragmites Australis</i>	<i>Schoenoplectus Californicus</i>
Factor	$T - 1 = 4 - 1 = 3$	$T - 1 = 4 - 1 = 3$
Grados de libertad	Error $T(n - 1) = 4(3 - 1) = 8$	$T(n - 1) = 4(3 - 1) = 8$
Total	$T \times n - 1 = 4 \times 3 - 1 = 11$	$T \times n - 1 = 4 \times 3 - 1 = 11$
Factor	$SCR = \sum n_i (\bar{y}_i - \bar{y}_{..})^2 = 0.071$	$SCR = \sum n_i (\bar{y}_i - \bar{y}_{..})^2 = 0.0733337$
Suma de cuadrado	Error $SCE = \sum_i \sum_j (y_{ij} - \bar{y}_i)^2 = 0.00010$	$SCE = \sum_i \sum_j (y_{ij} - \bar{y}_i)^2 = 0.0000707$
Total	$SCT = \sum_i \sum_j (y_{ij} - \bar{y}_{..})^2 = 0.071$	$SCT = \sum_i \sum_j (y_{ij} - \bar{y}_{..})^2 = 0.073404$
Factor	$CMR = SCR/gl = 0.071/3 = 0.024$	$CMR = SCR/gl = 0.0733337/3 = 0.02444$
Cuadrado medio	Error $CME = SCE/gl = 0.00010/8 = 0.0000127$	$CME = SCE/gl = 0.0000707/8 = 0.0000088$
Prueba F de Fisher	$F_c = CMR/CME = 0.024/0.0000127 = 1866.660$	$F_c = CMR/CME = 0.02444/0.00000707 = 2765.222$
Nivel de significancia	$P < 0.05$	$P < 0.05$

Tabla 12. Cálculos del análisis de varianza (ANOVA) para Pb^{2+} (mg/L)

Fuentes de variación	<i>Phragmites Australis</i>	<i>Schoenoplectus Californicus</i>
Factor	$T - 1 = 4 - 1 = 3$	$T - 1 = 4 - 1 = 3$
Grados de libertad	Error $T(n - 1) = 4(3 - 1) = 8$	$T(n - 1) = 4(3 - 1) = 8$
Total	$T \times n - 1 = 4 \times 3 - 1 = 11$	$T \times n - 1 = 4 \times 3 - 1 = 11$
Factor	$SCR = \sum n_i (\bar{y}_i - \bar{y}_{..})^2 = 0.0124382$	$SCR = \sum n_i (\bar{y}_i - \bar{y}_{..})^2 = 0.01274843$
Suma de cuadrado	Error $SCE = \sum_i \sum_j (y_{ij} - \bar{y}_i)^2 = 0.0000087$	$SCE = \sum_i \sum_j (y_{ij} - \bar{y}_i)^2 = 0.00000461$
Total	$SCT = \sum_i \sum_j (y_{ij} - \bar{y}_{..})^2 = 0.0124469$	$SCT = \sum_i \sum_j (y_{ij} - \bar{y}_{..})^2 = 0.01275304$
Cuadrado medio	Factor $CMR = SCR/gl = 0.0124382/3 = 0.0041461$	$CMR = SCR/gl = 0.01274843/3 = 0.00424948$
Error	$CME = SCE/gl = 0.0000087/8 = 0.0000011$	$CME = SCE/gl = 0.00000461/8 = 0.00000058$
Prueba F de Fisher	$F_c = CMR/CME = 0.0041461/0.0000011 = 3823.576$	$F_c = CMR/CME = 0.00424948/0.00000058 = 7372.870$
Nivel de significancia	$P < 0.05$	$P < 0.05$

Tabla 13. Cálculos del análisis de varianza (ANOVA) para conductividad ($\mu\text{S/cm}$)

Fuentes de variación	<i>Phragmites Australis</i>	<i>Schoenoplectus Californicus</i>
Factor	$T - 1 = 4 - 1 = 3$	$T - 1 = 4 - 1 = 3$
Grados de libertad	Error $T(n - 1) = 4(3 - 1) = 8$	$T(n - 1) = 4(3 - 1) = 8$
Total	$T \times n - 1 = 4 \times 3 - 1 = 11$	$T \times n - 1 = 4 \times 3 - 1 = 11$
Factor	$SCR = \sum n_i (\bar{y}_i - \bar{y}_{..})^2 = 1768496.395$	$SCR = \sum n_i (\bar{y}_i - \bar{y}_{..})^2 = 1784686.411$
Suma de cuadrado	Error $SCE = \sum_i \sum_j (y_{ij} - \bar{y}_i)^2 = 665.738$	$SCE = \sum_i \sum_j (y_{ij} - \bar{y}_i)^2 = 1778.269$
Total	$SCT = \sum_i \sum_j (y_{ij} - \bar{y}_{..})^2 = 1769162.133$	$SCT = \sum_i \sum_j (y_{ij} - \bar{y}_{..})^2 = 1786464.680$
Cuadrado medio	Factor $CMR = SCR/gl = 1768496.395/3 = 589498.798$	$CMR = SCR/gl = 1784686.411/3 = 594895.470$
Error	$CME = SCE/gl = 665.738/8 = 83.217$	$CME = SCE/gl = 1778.269/8 = 222.284$
Prueba F de Fisher	$F_c = CMR/CME = 589498.798/83.217 = 7083.857$	$F_c = CMR/CME = 594895.470/222.284 = 2676.291$
Nivel de significancia	$P < 0.05$	$P < 0.05$

Tabla 14. Cálculos del análisis de varianza (ANOVA) para pH

Fuentes de variación	<i>Phragmites Australis</i>	<i>Schoenoplectus Californicus</i>
Factor	$T - 1 = 4 - 1 = 3$	$T - 1 = 4 - 1 = 3$
Grados de libertad	Error $T(n - 1) = 4(3 - 1) = 8$	$T(n - 1) = 4(3 - 1) = 8$
Total	$T \times n - 1 = 4 \times 3 - 1 = 11$	$T \times n - 1 = 4 \times 3 - 1 = 11$
Factor	$SCR = \sum n_i (\bar{y}_i - \bar{y}_{..})^2 = 37.700$	$SCR = \sum n_i (\bar{y}_i - \bar{y}_{..})^2 = 39.966$
Suma de cuadrado	Error $SCE = \sum_i \sum_j (y_{ij} - \bar{y}_{i.})^2 = 0.326$	$SCE = \sum_i \sum_j (y_{ij} - \bar{y}_{i.})^2 = 0.390$
Total	$SCT = \sum_i \sum_j (y_{ij} - \bar{y}_{..})^2 = 38.026$	$SCT = \sum_i \sum_j (y_{ij} - \bar{y}_{..})^2 = 40.356$
Cuadrado medio	Factor $CMR = SCR/gl = 37.700/3 = 12.567$	$CMR = SCR/gl = 39.966/3 = 13.322$
Error	$CME = SCE/gl = 326/8 = 0.041$	$CME = SCE/gl = 0.390/8 = 0.049$
Prueba F de Fisher	$F_c = CMR/CME = 12.567/0.041 = 307.942$	$F_c = CMR/CME = 13.322/0.049 = 273.134$
Nivel de significancia	$P < 0.05$	$P < 0.05$

ANEXO 3

Tabla 15. Límites máximos permisibles para la descarga de efluentes líquidos de actividades minero metalúrgicas

Parámetro	Unidad	Límite en cualquier momento	Límite para el promedio anual
pH	mg/L	6 - 9	6- 9
<i>Sólidos totales</i>	mg/L	50	25
Aceites y grasas	mg/L	201	16
Cianuro total	mg/L	0,1	0,8
Arsénico total	mg/L	0,005	0,08
Cadmio total	mg/L	0,1	0,04
Cromo hexavalente	mg/L	0,1	0,08
<i>Cobre total</i>	<i>mg/L</i>	<i>0,5</i>	<i>0,4</i>
<i>Hierro disuelto</i>	<i>mg/L</i>	<i>2</i>	<i>1,6</i>
<i>Plomo total</i>	<i>mg/L</i>	<i>0,2</i>	<i>0,16</i>
Mercurio total	mg/L	0,002	0,0016
Zinc total	mg/L	1,5	1,2

Fuente (Sinia, 2010)

424114

NORMAS LEGALES

El Peruano
Lima, sábado 21 de agosto de 2010

la Ministra de Economía y Finanzas y por el Ministro de Transportes y Comunicaciones.

Regístrese, comuníquese y publíquese.

ALAN GARCÍA PÉREZ
Presidente Constitucional de la República

JAVIER VELASQUEZ QUESQUÉN
Presidente del Consejo de Ministros

MERCEDES ARÁOZ FERNÁNDEZ
Ministra de Economía y Finanzas

ENRIQUE CORNEJO RAMÍREZ
Ministro de Transportes y Comunicaciones

533964-6

Autorizan viaje de funcionario de OSIPTEL a Colombia para participar en eventos organizados por el Centro de Excelencia de las Américas de la Unión Internacional de Telecomunicaciones

RESOLUCIÓN SUPREMA
N° 194-2010-PCM

Lima, 20 de agosto de 2010

Vista, la Carta N° 816-GG.RI/2010 del Gerente General del Consejo Directivo del Organismo Supervisor de la Inversión Privada en Telecomunicaciones - OSIPTEL; y,

CONSIDERANDO:

Que, por comunicación de fecha 27 de julio de 2010 la Asesora en Gestión y Desarrollo de Recursos Humanos del Centro de Excelencia para la Región Américas de la Oficina Regional de la Unión Internacional de Telecomunicaciones - UIT para las Américas ha invitado al Gerente General del Organismo Supervisor de la Inversión Privada en Telecomunicaciones - OSIPTEL a participar en la "I Reunión del Comité Estratégico y de Calidad del Centro de Excelencia de las Américas de la Unión Internacional de Telecomunicaciones - UIT", así como en el "IV Foro Internacional Futuro de las Tecnologías de la Información en Telecomunicación - TIC en la Región Américas", a llevarse a cabo en la ciudad de Bogotá, República de Colombia, del 30 de agosto al 3 de setiembre de 2010;

Que, los mencionados eventos son organizados por el Centro de Excelencia de las Américas de la Unión Internacional de Telecomunicaciones y cuentan con la colaboración de la Universidad Distrital Francisco José de Caldas de Colombia;

Que, las citadas reuniones congregarán a los expertos de la región de los organismos reguladores de telecomunicaciones y de las instituciones que forman parte de la Red de Nodos del Centro de Excelencia de las Américas de la UIT;

Que, en atención al prestigio internacional del OSIPTEL, este organismo ha sido reconocido e incorporado a la Red de Nodos del Centro de Excelencia de las Américas, habiéndose firmado para ello, el 3 de octubre de 2008, el Acuerdo de Participación de dicha Red de Nodos entre el OSIPTEL y la UIT;

Que, en el marco de este Acuerdo, el OSIPTEL y la UIT realizan actividades conjuntas con la finalidad de fortalecer las capacidades de los funcionarios del OSIPTEL, siendo la línea de contar con un mecanismo regional que fortalezca la capacidad de generar conocimiento y experiencia para el talento humano de más alto nivel de la Región Américas y contribuir a su capacitación y desarrollo;

Que, en el IV Foro Internacional Futuro de las Tecnologías de la Información y Comunicación (TIC) en la Región Américas se tratarán importantes temas del sector, tales como la participación empresarial necesaria para el aporte de las TIC al desarrollo social, las redes de bajo costo en la inclusión digital, las aplicaciones TIC en las Américas, la regulación de aplicaciones, contenidos y televisión digital;

Que, en este sentido, la participación en estos eventos permitirá obtener recursos y generar la posibilidad de capacitación a los funcionarios del OSIPTEL en políticas de telecomunicaciones, gestión o gerencia de telecomunicaciones, nuevas tecnologías, servicios de telecomunicaciones y regulación de las telecomunicaciones;

Que, el señor Alejandro Gustavo Jiménez Morales además de ser el Gerente General del OSIPTEL es responsable de las coordinaciones con el Centro de Excelencia de las Américas de la UIT, por lo cual su participación permitirá un adecuado intercambio de experiencias e información sobre temas muy importantes para la regulación de los servicios públicos de telecomunicaciones y las políticas de capacitación y fortalecimiento de las capacidades de los recursos humanos del sector;

Que, la UIT asumirá los costos del pasaje aéreo del citado funcionario, correspondiendo asumir al OSIPTEL, con cargo a su presupuesto, los gastos por concepto de viáticos y tarifa única por uso de aeropuerto;

De conformidad con lo establecido por la Ley N° 27619, Ley que regula la autorización de viajes al exterior de funcionarios y servidores públicos del Poder Ejecutivo; su Reglamento, aprobado mediante Decreto Supremo N° 047-2002-PCM; la Ley N° 29289, la Ley N° 29465, Ley de Presupuesto del Sector Público para el Año Fiscal 2010; y el Reglamento de Organización y Funciones de la Presidencia del Consejo de Ministros, aprobado por el Decreto Supremo N° 063-2007-PCM; y,

Estando a lo acordado;

SE RESUELVE:

Artículo 1°.- Autorizar el viaje del señor Alejandro Gustavo Jiménez Morales, Gerente General del Organismo Supervisor de la Inversión Privada en Telecomunicaciones - OSIPTEL, a la ciudad de Bogotá, República de Colombia, del 29 de agosto al 4 de setiembre de 2010, para los fines expuestos en la parte considerativa de la presente resolución.

Artículo 2°.- Los gastos que irrogue el cumplimiento de la presente resolución se efectuarán con cargo al presupuesto del OSIPTEL, de acuerdo al siguiente detalle:

Tarifa Única por Uso de Aeropuerto	US\$	31,00
Viáticos	US\$	1 200,00

Artículo 3°.- Dentro de los quince (15) días calendario siguientes de efectuado el viaje, el referido funcionario deberá presentar a su institución un informe detallado describiendo las acciones realizadas, los resultados obtenidos y la rendición de cuentas por los viáticos entregados.

Artículo 4°.- La presente Resolución no otorga derecho a exoneración o liberación de impuestos aduaneros de ninguna clase o denominación.

Artículo 5°.- La presente Resolución Suprema será refrendada por el Presidente del Consejo de Ministros.

Regístrese, comuníquese y publíquese.

ALAN GARCÍA PÉREZ
Presidente Constitucional de la República

JAVIER VELASQUEZ QUESQUÉN
Presidente del Consejo de Ministros

533964-7

AMBIENTE

Aprueban Límites Máximos Permisibles para la descarga de efluentes líquidos de Actividades Minero - Metalúrgicas

DECRETO SUPREMO
N° 010-2010-MINAM

EL PRESIDENTE DE LA REPÚBLICA:

CONSIDERANDO:

Que, el artículo 3° de la Ley N° 28611, Ley General del Ambiente, dispone que el Estado, a través de sus entidades y órganos correspondientes, diseña y aplica, las políticas, normas, instrumentos, incentivos y sanciones que sean necesarias para garantizar el efectivo ejercicio de los derechos y el cumplimiento de las obligaciones y responsabilidades contenidas en dicha ley;

Que, el artículo 32° de la Ley N° 28611 modificado por el Decreto Legislativo N° 1055, establece que la determinación del Límite Máximo Permissible - LMP, corresponde al Ministerio del Ambiente y su cumplimiento es exigible legalmente por éste y los organismos que conforman el Sistema Nacional de Gestión Ambiental;

Que, el numeral 33.4 del artículo 33° de la Ley N° 28611 en mención dispone que, en el proceso de revisión de los parámetros de contaminación ambiental, con la finalidad de determinar nuevos niveles de calidad, se aplica el principio de la gradualidad, permitiendo ajustes progresivos a dichos niveles para las actividades en curso;

Que, el literal d) del artículo 7° del Decreto Legislativo N° 1013, Ley de Creación, Organización y Funciones del Ministerio del Ambiente - MINAM, modificado por el Decreto Legislativo N° 1039, establece como función específica de dicho Ministerio elaborar los ECA y LMP, de acuerdo con los planes respectivos. Deben contar con la opinión del sector correspondiente, debiendo ser aprobados mediante Decreto Supremo;

Que, mediante Resolución Ministerial N° 011-96-EM-VMM, se aprobaron los niveles máximos permisibles para efluentes líquidos minero-metalúrgicos;

Que, el conocimiento actual de las condiciones de biodisponibilidad y biotoxicidad de los elementos que contiene los efluentes líquidos descargados al ambiente por acción antrópica y la forma en la que éstos pueden afectar los ecosistemas y la salud humana, concluyen que es necesario que los LMP se actualicen para las Actividades Minero-Metalúrgicas, a efecto que cumplan con los objetivos de protección ambiental;

Que, el Ministerio de Energía y Minas ha remitido una propuesta de actualización de LMP para la descarga de efluentes líquidos de Actividades Minero-Metalúrgicas, la misma que fue publicada para consulta y discusión pública en el Diario Oficial El Peruano habiéndose recibido comentarios y observaciones que han sido debidamente meritados;

De conformidad con lo dispuesto en el numeral 8 del artículo 118° de la Constitución Política del Perú, y el numeral 3 del artículo 11° de la Ley N° 29158, Ley Orgánica del Poder Ejecutivo;

DECRETA:

Artículo 1°.- Objeto

Aprobar los Límites Máximos Permisibles - LMP, para la descarga de efluentes líquidos de Actividades Minero - Metalúrgicas de acuerdo a los valores que se indica en el Anexo 01 que forma parte integrante del presente Decreto Supremo.

Artículo 2°.- Ámbito de Aplicación

El presente Decreto Supremo es aplicable a todas las actividades minero-metalúrgicas que se desarrollen dentro del territorio nacional.

Artículo 3°.- Definiciones

Para la aplicación del presente Decreto Supremo se utilizarán los siguientes términos y definiciones:

^{*} **3.1 Autoridad Competente.-** Autoridad que ejerce las funciones de evaluación y aprobación de los instrumentos de gestión ambiental de la actividad minero-metalúrgica. En el caso de la gran y mediana minería dicha Autoridad Competente es el Ministerio de Energía y Minas, mientras que para la pequeña minería y minería artesanal son los Gobiernos Regionales.

3.2 Efluente Líquido de Actividades Minero - Metalúrgicas.- Es cualquier flujo regular o estacional de sustancia líquida descargada a los cuerpos receptores, que proviene de:

a) Cualquier labor, excavación o movimiento de tierras efectuado en el terreno cuyo propósito es el

desarrollo de actividades mineras o actividades conexas, incluyendo exploración, explotación, beneficio, transporte y cierre de minas, así como campamentos, sistemas de abastecimiento de agua o energía, talleres, almacenes, vías de acceso de uso industrial (excepto de uso público), y otros;

b) Cualquier planta de procesamiento de minerales, incluyendo procesos de trituración, molienda, flotación, separación gravimétrica, separación magnética, amalgamación, reducción, tostación, sinterización, fundición, refinación, lixiviación, extracción por solventes, electrodeposición y otros;

c) Cualquier sistema de tratamiento de aguas residuales asociado con actividades mineras o conexas, incluyendo plantas de tratamiento de efluentes mineros, efluentes industriales y efluentes domésticos;

d) Cualquier depósito de residuos mineros, incluyendo depósitos de relaves, desmontes, escorias y otros;

e) Cualquier infraestructura auxiliar relacionada con el desarrollo de actividades mineras; y,

f) Cualquier combinación de los antes mencionados.

3.3 Ente Fiscalizador.- Autoridad que ejerce las funciones de fiscalización y sanción de la actividad minera-metalúrgica; para la gran y mediana minería será el Organismo Supervisor de la Inversión en Energía y Minería - OSINERGMIN, hasta que el Organismo de Evaluación y Fiscalización del Ambiente - OEFA asuma dichas funciones, y para la pequeña minería y minería artesanal de los Gobiernos Regionales.

3.4 Límite Máximo Permissible (LMP).- Medida de la concentración o del grado de elementos, sustancias o parámetros físicos, químicos y biológicos, que caracterizan al efluente líquido de actividades minero-metalúrgicas, y que al ser excedida causa o puede causar daños a la salud, al bienestar humano y al ambiente. Su cumplimiento es exigible legalmente por el Ministerio del Ambiente y los organismos que conforman el sistema de gestión ambiental.

3.5 Límite en cualquier momento.- Valor del parámetro que no debe ser excedido en ningún momento. Para la aplicación de sanciones por incumplimiento del límite en cualquier momento, éste deberá ser verificado por el fiscalizador o la Autoridad Competente mediante un monitoreo realizado de conformidad con el Protocolo de Monitoreo de Aguas y Efluentes.

3.6 Límite promedio anual.- Valor del parámetro que no debe ser excedido por el promedio aritmético de todos los resultados de los monitoreos realizados durante los últimos doce meses previos a la fecha de referencia, de conformidad con el Protocolo de Monitoreo de Aguas y Efluentes y el Programa de Monitoreo.

3.7. Monitoreo de Efluentes Líquidos.- Evaluación sistemática y periódica de la calidad de un efluente en un Punto de Control determinado, mediante la medición de parámetros de campo, toma de muestras y análisis de las propiedades físicas, químicas y fisicoquímicas de las mismas, de conformidad con el Protocolo de Monitoreo de Aguas y Efluentes.

3.8. Parámetro.- Cualquier elemento, sustancia o propiedad física, química o biológica del efluente líquido de actividades minero-metalúrgicas que define su calidad y que se encuentra regulado por el presente Decreto Supremo.

3.9 Punto de Control de Efluentes Líquidos.- Ubicación aprobada por la Autoridad Competente en la cual es obligatorio el cumplimiento de los Límites Máximos Permisibles.

3.10. Programa de Monitoreo.- Documento de cumplimiento obligatorio por el titular minero, contiene la ubicación de los puntos de control de efluentes y cuerpo receptor, los parámetros y frecuencias de monitoreo de cada punto para un determinado centro de actividades minero - metalúrgicas.

Es aprobado por la Autoridad Competente como parte de la Certificación Ambiental y puede ser modificado por ésta de oficio o a pedido de parte, a efectos de eliminar, agregar o modificar puntos de control del efluente y cuerpo

424116

NORMAS LEGALES

El Peruano
Lima, sábado 21 de agosto de 2010

receptor, parámetros o frecuencias, siempre que exista el sustento técnico apropiado. El Ente Fiscalizador podrá recomendar las modificaciones que considere apropiadas a consecuencia de las acciones de fiscalización.

El Programa de Monitoreo considerará, además de los parámetros indicados en el presente anexo, los parámetros siguientes:

- a) Caudal
- b) Conductividad eléctrica
- c) Temperatura del efluente
- d) Turbiedad

La autoridad Competente podrá disponer el monitoreo de otros parámetros que no estén regulados en el presente Decreto Supremo, cuando existan indicios razonables de riesgo a la salud humana o al ambiente.

3.11 Protocolo de Monitoreo.- Norma aprobada por el Ministerio de Energía y Minas en coordinación con el Ministerio del Ambiente, en la que se indican los procedimientos que se deben seguir para el monitoreo del cuerpo receptor y de efluentes líquidos de actividades minero - metalúrgicas. Sólo será considerado válido el monitoreo realizado de conformidad con este Protocolo, su cumplimiento es materia de fiscalización.

3.12 Plan de Implementación para el Cumplimiento de los LMP.- Documento mediante el cual el Titular Minero justifica técnicamente la necesidad de un plazo de adecuación mayor al indicado, de acuerdo al artículo 4° numeral 4.2. del presente Decreto Supremo, el cual describe las acciones e inversiones que ejecutará para garantizar el cumplimiento de los LMP. Este Plan se incorporará al correspondiente estudio ambiental y de ser el caso será parte de la actualización del plan de manejo ambiental señalada en el artículo 30° del Reglamento de la Ley N° 27446, aprobado por Decreto Supremo N° 019-2009-MINAM.

3.13 Titular Minero.- Es la persona natural o jurídica que ejerce la actividad minera.

Artículo 4°.- Cumplimiento de los LMP y plazo de adecuación

4.1 El cumplimiento de los LMP que se aprueban por el presente dispositivo es de exigencia inmediata para las actividades minero - metalúrgicas en el territorio nacional cuyos estudios ambientales sean presentados con posterioridad a la fecha de la vigencia del presente Decreto Supremo.

4.2 Los titulares mineros que a la entrada en vigencia del presente Decreto Supremo cuenten con estudios ambientales aprobados, o se encuentren desarrollando actividades minero - metalúrgicas, deberán adecuar sus procesos, en el plazo máximo de veinte (20) meses contados a partir de la entrada en vigencia de este dispositivo, a efectos de cumplir con los LMP que se establecen.

Los titulares mineros que hayan presentado sus estudios ambientales con anterioridad a la entrada en vigencia del presente Decreto Supremo y son aprobados con posterioridad a éste, computarán el plazo de adecuación a partir de la fecha de expedición de la Resolución que apruebe el Estudio Ambiental.

4.3 Sólo en los casos que requieran el diseño y puesta en operación de nueva infraestructura de tratamiento para el cumplimiento de los LMP, la Autoridad Competente podrá otorgar un plazo máximo de treinta y seis (36) meses contados a partir de la vigencia del presente Decreto Supremo, para lo cual el Titular Minero deberá presentar un Plan de Implementación para el Cumplimiento de los LMP, que describa las acciones e inversiones que se ejecutará para garantizar el cumplimiento de los LMP y justifique técnicamente la necesidad del mayor plazo.

El Plan en mención deberá ser presentado dentro de los seis (06) meses contados a partir de la entrada en vigencia del presente dispositivo.

Mediante Resolución Ministerial, el Ministerio de Energía y Minas aprobará los criterios y procedimientos para la evaluación de los Planes de Implementación para el Cumplimiento de los LMP, así como los Términos de Referencia que determinen su contenido mínimo.

Artículo 5°.- Prohibición de dilución o mezcla de Efluentes

De acuerdo con lo previsto en el artículo 113° de la Ley N° 28611, Ley General del Ambiente, todo Titular Minero tiene el deber de minimizar sus impactos sobre las aguas naturales, para lo cual debe limitar su consumo de agua fresca a lo mínimo necesario.

No está permitido diluir el efluente líquido con agua fresca antes de su descarga a los cuerpos receptores con la finalidad de cumplir con los LMP establecidos en el artículo 1° del presente Decreto Supremo.

Asimismo, no está permitida la mezcla de efluentes líquidos domésticos e industriales, a menos que la ingeniería propuesta para el tratamiento o manejo de aguas, así lo exija, lo cual deberá ser justificado técnicamente por el Titular Minero y aprobado por la autoridad Competente.

Artículo 6°.- Resultados del monitoreo

La Dirección General de Asuntos Ambientales Mineros del Ministerio de Energía y Minas, es responsable de la administración de la base de datos de monitoreo de efluentes líquidos y calidad de agua de todas las actividades minero - metalúrgicas; los titulares mineros están obligados a reportar a dicha Dirección General los resultados del monitoreo realizado. Asimismo, el Ente Fiscalizador deberá remitir a la citada Dirección General los resultados del monitoreo realizado como parte de sus actividades de fiscalización.

La Dirección General de Asuntos Ambientales Mineros garantizará el acceso oportuno y eficiente a la base de datos al Ente Fiscalizador. Asimismo, deberá elaborar dentro de los primeros sesenta (60) días calendario de cada año, un informe estadístico a partir de los datos de monitoreo reportados por los titulares mineros durante el año anterior, el cual será remitido al Ministerio del Ambiente.

Artículo 7°.- Fiscalización y Sanción

La fiscalización y sanción por el incumplimiento de los LMP aprobados en el presente Decreto Supremo, así como de la ejecución del Plan de Implementación para el Cumplimiento de los LMP está a cargo del Ente Fiscalizador; quien en el desarrollo de sus funciones, ocurrirá, entre otros, a la base de datos de monitoreo ambiental administrada por la Dirección General de Asuntos Ambientales Mineros del Ministerio de Energía y Minas.

Artículo 8°.- Coordinación interinstitucional

Si en el ejercicio de su función de fiscalización, supervisión y/o vigilancia, alguna autoridad toma conocimiento de la ocurrencia de alguna infracción ambiental relacionada al incumplimiento de los LMP aprobados por el presente dispositivo, y cuya sanción no es de su competencia, deberá informar al Ente Fiscalizador correspondiente o a la autoridad competente, adjuntando la documentación correspondiente.

Artículo 9°.- Regímenes de Excepción

De manera excepcional, la Autoridad Competente podrá exigir el cumplimiento de límites de descarga más rigurosos a los aprobados por el presente Decreto Supremo, cuando de la evaluación del correspondiente instrumento de gestión ambiental se concluya que la implementación de la actividad implicaría el incumplimiento del respectivo Estándar de Calidad Ambiental - ECA.

Artículo 10°.- Refrendo

El presente Decreto Supremo será refrendado por el Ministro del Ambiente y por el Ministro de Energía y Minas.

DISPOSICIONES COMPLEMENTARIAS FINALES

Primera.- El Ministerio de Energía y Minas, en coordinación con el Ministerio del Ambiente aprobará el Protocolo de Monitoreo de Aguas y Efluentes Líquidos en un plazo no mayor de doscientos cincuenta (250) días calendario contados a partir de su entrada en vigencia del presente Decreto Supremo.

Segunda.- En el plazo máximo de sesenta (60) días calendario contados a partir de la entrada en vigencia del presente Decreto Supremo, el Ministerio de Energía y

Minas aprobará los Términos de Referencia conforme a los cuales deba elaborarse el Plan de Implementación para el Cumplimiento de los LMP, así como el procedimiento de evaluación de dichos planes.

Tercera.- En el plazo de dos (02) años contados a partir de la entrada en vigencia del presente Decreto Supremo, el Ministerio del Ambiente en coordinación con el Ministerio de Energía y Minas evaluará la necesidad de establecer nuevos LMP para los siguientes parámetros:

- Nitrógeno amoniacal
- Nitrógeno como nitratos
- Demanda Química de Oxígeno
- Aluminio
- Antimonio
- Manganeso
- Molibdeno
- Níquel
- Fenol
- Radio 226
- Selenio
- Sulfatos

Para tal efecto, el Ministerio de Energía y Minas dispondrá la modificación de los Programas de Monitoreo de las actividades mineras en curso de modo que se incluyan los parámetros aquí mencionados.

DISPOSICIÓN COMPLEMENTARIA TRANSITORIA

Única.- Hasta la aprobación del Protocolo de Monitoreo de Aguas y Efluentes Líquidos se aplicará supletoriamente, el Protocolo de Monitoreo de Calidad de Agua, aprobado por Resolución Directoral N° 004-94-EM/DGAA.

DISPOSICIÓN COMPLEMENTARIA DEROGATORIA

Única.- Deróguese la Resolución Ministerial N° 011-96-EM/MM, salvo los artículos 7°, 9°, 10°, 11° y 12°, así como los Anexos 03, 04, 05 y 06, los cuales mantienen su vigencia hasta la aprobación y entrada en vigencia del Protocolo de Monitoreo de Aguas y Efluentes Líquidos.

Dado en la Casa de Gobierno, en Lima, a los veinte días del mes de agosto del año dos mil diez.

ALAN GARCÍA PÉREZ
Presidente Constitucional de la República

ANTONIO JOSÉ BRACK EGG
Ministro del Ambiente

PEDRO SÁNCHEZ GAMARRA
Ministro de Energía y Minas

ANEXO 01

LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES PARA LA DESCARGA DE EFLUENTES LÍQUIDOS DE ACTIVIDADES MINERO - METALÚRGICAS

Parámetro	Unidad	Límite en cualquier momento	Límite para el Promedio anual
pH		6 - 9	6 - 9
Sólidos Totales en Suspensión	mg/L	50	25
Aceites y Grasas	mg/L	20	16
Cianuro Total	mg/L	1	0,8
Arsénico Total	mg/L	0,1	0,08
Cadmio Total	mg/L	0,05	0,04
Cromo Hexavalente(*)	mg/L	0,1	0,08
Cobre Total	mg/L	0,5	0,4
Hierro (Disuelto)	mg/L	2	1,6
Plomo Total	mg/L	0,2	0,16
Mercurio Total	mg/L	0,002	0,0016
Zinc Total	mg/L	1,5	1,2

(*) En muestra no filtrada

- Los valores indicados en la columna "Límite en cualquier momento" son aplicables a cualquier muestra colectada por el Titular Minero, el Ente Fiscalizador o la Autoridad Competente, siempre que el muestreo y análisis hayan sido realizados de conformidad con el Protocolo de Monitoreo de Aguas y Efluentes del Ministerio de Energía y Minas; en este Protocolo se establecerán entre otros aspectos, los niveles de precisión, exactitud y límites de detección del método utilizado.

- Los valores indicados en la columna "Promedio anual" se aplican al promedio aritmético de todas las muestras colectadas durante el último año calendario previo a la fecha de referencia, incluyendo las muestras recolectadas por el Titular Minero y por el Ente Fiscalizador siempre que éstas hayan sido recolectadas y analizadas de conformidad con el Protocolo de Monitoreo de Aguas y Efluentes del Ministerio de Energía y Minas

533964-1

COMERCIO EXTERIOR Y TURISMO

Autorizan viaje de representante de PROMPERÚ a la República Popular China para participar en la Feria "Asia Fruit Logística 2010"

RESOLUCIÓN SUPREMA N° 103-2010-MINCETUR

Lima, 20 de agosto de 2010

Visto el Oficio N° 301-2010-PROMPERU/SG, de la Secretaría General de la Comisión de Promoción del Perú para la Exportación y el Turismo - PROMPERÚ.

CONSIDERANDO:

Que, la Comisión de Promoción del Perú para la Exportación y el Turismo - PROMPERÚ, es un organismo público técnico especializado adscrito al Ministerio de Comercio Exterior y Turismo, competente para proponer y ejecutar los planes y estrategias de promoción de bienes y servicios exportables, así como de turismo interno y receptivo, promoviendo y difundiendo la imagen del Perú en materia turística y de exportaciones;

Que, PROMPERÚ, conjuntamente con cuatro empresas agroexportadoras y cinco gremios exportadores nacionales, han programado su participación en la Feria "ASIA FRUIT LOGÍSTICA 2010", organizado por la empresa Messe Berlin GmbH, a realizarse en la ciudad de Hong Kong, República Popular China, del 8 al 10 de setiembre del 2010, con el objetivo de promover las exportaciones de frutas y hortalizas frescas en el mercado asiático, a fin de consolidar nuestra presencia como país abastecedor de frutas y hortalizas de calidad;

Que, la participación de PROMPERÚ en este evento permitirá evaluar la participación de las empresas peruanas exportadoras en dicho mercado, así como conocer los aspectos de la cadena de comercialización y distribución de frutas y hortalizas entre las ciudades chinas de Hong Kong y Guangzhou;

Que, la Secretaría General de PROMPERÚ ha solicitado que se autorice el viaje del señor Víctor Germán Sarabia Molina, quien presta servicios en dicha entidad, para que en representación de PROMPERÚ, participe en la referida feria, realizando acciones de promoción de las exportaciones de importancia para el país y coordinando cuanto se refiere a la instalación del stand peruano;

Que, la Ley N° 29465, Ley de Presupuesto del Sector Público para el Año Fiscal 2010, prohíbe los viajes al exterior con cargo a recursos públicos, salvo los casos excepcionales que la misma Ley señala, entre ellos, los viajes que se efectúen en el marco de las acciones de promoción de importancia para el Perú, los que deben realizarse en categoría económica y ser autorizados por Resolución Suprema;

De conformidad con el Decreto de Urgencia N° 001-2010, la Ley N° 27790, de Organización y Funciones del