UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA DE LA SELVA

FACULTAD DE RECURSOS NATURALES RENOVABLES

INFLUENCIA DE LA ACIDEZ EN LA REMOCIÓN DE PLOMO (Pb^{2+}) UTILIZANDO DOLOMITA COMO ADSORBENTE

Tesis

Para optar el título de:

INGENIERO AMBIENTAL

Presentado por:

BASILIO TAVERA, Jimmy Charles

PROMOCIÓN: 2015

Tingo María – Perú

2015

UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA DE LA SELVA

Tingo María – Perú

FACULTAD DE RECURSOS NATURALES RENOVABLES

ACTA DE SUSTENTACIÓN DE TESIS

Los que suscriben, Miembros del Jurado de Tesis, reunidos con fecha 29 de enero del 2016, a horas 7:00 p.m. en la Sala de Grados de la Facultad de Recursos Naturales Renovables, para calificar la tesis titulada:

"INFLUENCIA DELA ACIDEZ EN LA REMOCIÓN DE PLOMO (Pb^{2+}) UTILIZANDO DOLOMITA COMO ADSORBENTE"

Presentado por el Bachiller **JIMMY CHARLES BASILIO TAVERA,** después de haber escuchado la sustentación, y las respuestas a las interrogantes formuladas por el Jurado, se declara aprobado con calificativo de **"BUENO"**

En consecuencia el sustentante queda apto para optar el título de **INGENIERO AMBIENTAL,** que será aprobado por el Consejo de Facultad, tramitándolo al Consejo Universitario para la otorgación del título correspondiente.

Tingo María, 07 de marzo del 2016.

Ing. M. Sc. JOSÉ LEVANO CRISOSTOMO
PRESIDENTE

Ing. Qco. JOSÉ BLAS MATIENZO
VOCAL

Blgo. M. Sc CESAR A. GOZME SULCA
VOCAL

Ing. M. Sc. JOSÉ L. PAREDES SALAZAR
ASESOR

DEDICATORIA

A Dios por darme la vida, a mi amor fuente de inspiración que me mantuvo vivo en cada instante en momentos de alegría, tristezas en la nada y en lo todo a esa mujer amiga fiel, sincera Liz Jhona; Sánchez León.

AGRADECIMIENTO

- A la UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA DE LA SELVA, mi Alma Mater, por acogerme en sus aulas para desarrollar mi vocación.
- A mi padre don Fernando Basilio Chahua, a mi madre doña Nora Tavera Morales por apoyarme en cada momento de mi vida; a mis hermanos Sandra, Fernando, Liliana, Yuri, Jesica, Ronald y Michael que siempre fueron mi fortaleza en los momentos difíciles.
- A la Ingeniera Rosa María Cortéz Morales, por su cariño, amor, ejemplo de vida y por haberme brindado un trabajo honrado en toda esta etapa de formación universitaria que sin ello no hubiera podido culminar este sueño, este trabajo es muestra de gratitud hacia ella, muchas gracias tía Rosita.
- A mis amigos, que estuvieron conmigo, apoyándome convirtiéndose en parte de mi familia Percy Rojas, Frai Huamani, Carlos Ponce, Carlos Velasquez.
- En particular agradecer al ingeniero Paredes Salazar, José Luis, quien ofreció su invalorable asesoramiento en la presente investigación.
- Agradecer a todos los docentes universitarios de la UNAS, me llevó algo de su experiencia su conocimiento y dedicación.

ÍNDICE

Página

I. INTRODUCCIÓN 1

II. REVISIÓN DE LITERATURA 4

2.1. Antecedentes de la investigación 4

2.2. Acidez 7

2.3. Alcalinidad 8

2.4. La influencia del pH 8

2.5. Drenaje ácido 9

2.6. Metales pesados 13

2.7. El plomo (Pb) 15

2.8. Toxicocinética del plomo 17

2.9. Principales niveles de contaminación por plomo (Pb) en cuerpos de agua en el Perú 17

2.10. La dolomita 20

2.11. Legislación Peruana 22

2.12. Legislación Internacional 23

III. MATERIALES Y MÉTODOS 24

3.1. Ubicación 24

3.2. Materiales y equipos 24

3.2.1. Materiales 24

3.2.2. Equipos 25

3.2.3. Reactivos 25

3.3. Metodología 26

3.3.1. Realización de los ensayos a nivel de laboratorio para la remoción de plomo (Pb^{2+}) a diferentes concentraciones y en diferentes medios de acidez 26

3.3.2. Determinación del porcentaje (%) de remoción de plomo (Pb^{2+}) a diferentes concentraciones y en diferentes medios de acidez 28

3.3.3. Determinación del rango de acidez óptima y parámetros fisicoquímicos para la remoción de Pb^{2+}, en el agua ácido sintética 28

IV. RESULTADOS 31

4.1. Realización de ensayos a nivel de laboratorio para la remoción de plomo (Pb^{2+}) a diferentes concentraciones y en diferentes medios de acidez 31

4.1.1. Implementación de un sistema de columnas de relleno con dolomita a nivel de laboratorio 31

4.1.2. Preparación del agua ácida sintética con plomo 33

4.1.3. Operación del sistema 33

4.1.4. Toma de muestras 34

4.2. Determinación del porcentaje (%) de remoción de Pb^{2+} a diferentes concentraciones y en diferentes medios de acidez (HNO_3) 34

4.3. Determinación de un rango de acidez óptima y parámetros fisicoquímicos para la remoción favorable de Pb^{2+}, en el agua ácida sintética (drenaje ácido de mina) 36

4.3.1. Determinación del pH 36

4.3.2. Determinación de la Temperatura 39

4.3.3. Determinación de oxígeno disuelto (OD) 40

4.3.4. Determinación de la conductividad 41

4.3.5. Determinación de potencial Redox 42

4.3.6. Determinación de la concentración de Pb^{2+} en la dolomita 43

4.3.7. Análisis estadístico de los tratamientos 47

V. DISCUSIÓN 51

5.1. Ensayos a nivel de laboratorio para la remoción de plomo (Pb^{2+}) a diferentes concentraciones y en diferentes medios de acidez 51

5.2. Determinación del porcentaje (%) de remoción de plomo (Pb^{2+}) a diferentes concentraciones y en diferentes medios de acidez 52

5.3. Determinación de un rango de acidez óptimo y parámetros fisicoquímicos para la remoción favorable de plomo (Pb^{2+}), en el agua ácida sintética (drenaje ácido de mina) 53

VI. CONCLUSIÓN 54

VII. RECOMENDACIONES 55

VIII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS 57

IX. ANEXO 62

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro **Página**

1. Agua neutra de mina río San Juan, río Mantaro y afluentes …….....18
2. Aguas ácidas del túnel Kingsmill ……...…..19
3. Aguas ácidas de la laguna Quiulacocha..……..……...……..19
4. Límites máximos permisibles para descargas de efluentes…….…...22
5. Límites máximos organismo mundial de la salud en agua……...…….....23
6. Datos obtenidos en la lectura del espectrofotómetro…….....34
7. Porcentaje de remoción de Pb^{2+} …….....…...35
8. Comparación química de la dolomita utilizada……..…….....43
9. Análisis estadístico de los tratamientos……..…..…….47
10. Prueba de homogeneidad de varianza..……..……..……...…..…..47
11. Análisis de varianza …….…....…..48
14. Prueba de Duncan…….…….....49
15. Diluciones a preparar para matraces aforados de 500 ml. …….....70

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura **Página**

1. Drenaje ácido de mina…….……..……..…….....10

2. Dinámica del drenaje ácido de mina…….……..…….....12

3. Dinámica del drenaje ácido de mina en el medio ambiente…….....…….13

4. Montaje del sistema experimental.…….…..……..26

5. Diseño experimental de la investigación.…….…..…….....30

6. Sistema de columnas (filtro), con dolomita……..…….....31

7. Montaje del sistema experimental.……..……32

8. Porcentaje de remoción de Pb^{2+} en el agua ácida sintética ……..……35

9. Variación del parámetro pH - inicial en las diferentes repeticiones ..……..…...36

10. Variación del parámetro pH - final en los diferentes repeticiones.……...…...37

11. Variación del parámetro pH – inicial y final en los tratamientos……...…….....38

12. Variación de la temperatura en función de los rangos de pH…….....39

13. Variación del oxígeno disuelto en función de los rangos de pH…….....40

14. Variación de la conductividad eléctrica…….....…….....41

15. Variación del potencial redox en función de los rangos de pH…..…….....39

16. Variación del Ca(%), Mg(%), CaO(%), MgO(%), Humedad(%)…..…….....44

17. Variación del $CaCO_3$ en la dolomita en función del rango de pH……45

18. Acumulación de Pb^{2+} en la dolomita en función de los rangos de pH……..46

19. Prueba de Duncan – promedio Pb^{2+} (mg/L)…..…….……..…..…50

20. Análisis del agua con Pb^{2+} tratada en estudio……..……..…63

21. Análisis de la dolomita usada antes y después del tratamiento……...64

22. Análisis del agua mineral, usada para el estudio (Parte 01).....…65

23. Análisis del agua mineral, usada para el estudio (Parte 02)…… 66

24. Certificado del reactivo marca Xilong Chemical ……..……...….67

25. Equipo experimental del estudio……...…71

26. Filtros(columnas) de PVC con dolomita…….……...…72

27. Reactivos usados en el estudio……..…….…..…72

28. Pesado del reactivo - $Pb(NO_3)_2$…….……..……....73

29. Adecuación del pH a fines del estudio……..……..……73

30. Adecuación del pH a fines del estudio…….…….....74

31. Muestras de agua con Pb^{2+}……..…74

32. Diluciones de agua con Pb^{2+}…….…..…...75

33. Diluciones de la dolomita usada en tratamiento…….……...……..…75

34. Patrones estándar de plomo (Pb^{2+})..……..……..…....…76

35. Lecturas con espectrofotómetro de absorción atómica……..…….…....76

RESUMEN

El presente estudio evaluó la influencia de la acidez en la remoción de plomo (Pb^{2+}) utilizando dolomita natural como adsorbente a escala de laboratorio. Se implementó un montaje experimental (sistema de columnas), conteniendo dolomita interconectadas en cuatro volúmenes iguales (20L.) a concentración constante de 50 ppm de Pb^{2+} pero usando 4 rangos distintos de pH en cada volumen. Se desarrolló un diseño experimental, completamente al azar (DCA) con 3 tratamientos y 3 repeticiones le tomo al agua contaminada un tiempo de 96 horas atravesar el sistema. Las concentraciones finales del metal del agua de salida del sistema, fueron denominadas por espectrofotometría de absorción atómica. Se redujo la concentración de Pb^{2+} de 50 ppm a 2,893 ppm logrando un porcentaje remoción de 94,21 %, hallado en el primer tratamiento (A_1). Las propiedades alcalinas de la dolomita incrementaron el pH de las aguas ácidas de 1,5 a 8,11; también provocó la disminución del potencial redox (Eh), de oxidante a menos oxidante, pero sin llegar a un medio reductor. Los resultados encontrados permiten concluir, que si influye la acidez en la remoción de plomo (Pb^{2+}) que la acidez óptima oscila entre un rango de 1,5 – 3,5 de pH y que la dolomita natural puede ser utilizada como adsorbente de plomo en el tratamiento de efluentes mineros ácidos con alto contenido de plomo (Pb^{2+}).

I. INTRODUCCIÓN

El Perú es el cuarto productor de plomo en el mundo y primero en América Latina, estando por lo mismo expuesto a la contaminación producida por la explotación minera y los relaves que se generan, y sus consecuencias como el drenaje ácido de mina. En diferentes estudios de zonas mineras y lugares donde el plomo es depositado antes de su exportación, se ha encontrado altos niveles de plomo en la sangre de los pobladores.

Los relaves en minas abandonadas y en explotación constituyen un grave problema. Un total de 75% de los 52 ríos de la costa del país estarían contaminados con aguas residuales y metales. En la costa peruana, 16 de los 53 ríos que la cruzan transversalmente se encuentran contaminados con diversos tipos de vertimientos y efluentes mineros, industriales y domésticos. De éstos el río Rímac, la principal fuente de agua de Lima, es el más contaminado, por la elevada cantidad de residuos principalmente el plomo (Pb^{2+}), hierro y manganeso, que comprometen a todas las cuencas (GUEVARA, 2013).

Los drenajes ácidos de explotación minera, son una de las principales fuentes de contaminación de las aguas superficiales y subterráneas en el mundo, así como del suelo y del aire. Los drenajes ácidos de mina, contienen una gran cantidad de sólidos en suspensión y un alto contenido en

sulfato y metales disueltos (Fe, Al, Mn, Zn, Cu, Pb, etc.). Alcanzando sus concentraciones las decenas y centenas de miligramos por litro.

Éstos elementos, residuos por su composición y densidad, materiales peligrosos son capaces de romper los equilibrios de los ecosistemas, afectar la salud pública, degradar cuerpos de agua y modificar paisajes naturales (LÓPEZ, 2002).

Según la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA), el nivel permisible de plomo en el agua potable es 0,015 mg/L cuando la concentración supera el nivel permitido, puede causar efectos nocivos sobre la salud humana y la biota acuática. La constante exposición a Pb^{2+} hace que se presenten edemas y dificultades de comportamiento y el aprendizaje en los niños, daños a órganos como el hígado, los riñones, el corazón y alteraciones del sistema inmunitario. Los efectos adversos del plomo se han observado en las concentraciones entre 0,01 y 5,0 mg/L por lo tanto, la concentración de Pb^{2+} en solución acuosa debe reducirse para alcanzar las estrictas normas expuestas por diversos gobiernos y organizaciones internacionales.

Resultando un problema grave las concentraciones altas de metales pesados en el agua, en este caso el Pb^{2+} tanto para la vida y el medio en que se desarrolla.

En este contexto resulta vital para el país la investigación de la influencia de la acidez, en la remoción de estos metales pesados en su estado contaminante en este caso el plomo. El tratamiento de efluentes de la industria minera con dolomita es una solución al problema de generación de aguas ácidas.

Este tratamiento alternativo se constituye en un eficaz método de remediación de efluentes metalúrgicos a un bajo costo debido a la abundancia de la dolomita.

De acuerdo a lo mencionado, se planteó la siguiente interrogante, ¿Influenciará la acidez del agua en la remoción del Pb^{2+} usando dolomita como adsorbente, a escala de laboratorio?

Por lo que se plantea la siguiente hipótesis, La acidez del agua si influye en la remoción de Pb^{2+} usando dolomita como adsorbente. Los resultados de esta investigación nos van a permitir identificar la influencia y condiciones de acidez óptima para la remoción de Pb^{2+} en drenaje ácido de mina y así manipular este parámetro y optimizar su tratamiento.

Por lo tanto se formularon los siguientes objetivos:

a) Objetivo general

- Evaluar la influencia de la acidez del agua en la remoción de plomo (Pb^{2+}) con dolomita.

b) Objetivos específicos

- Realizar los ensayos a nivel de laboratorio para la remoción de Pb^{2+} a diferentes concentraciones y en diferentes medios de acidez.
- Determinar el porcentaje (%) de remoción de Pb^{2+} a diferentes concentraciones y en diferentes medios de acidez.
- Determinar el rango de acidez óptimo y parámetros fisicoquímicos para la remoción favorable de Pb^{2+}, en el agua ácida sintética.

II. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1. Antecedentes de la investigación

En las dos últimas décadas se han investigado diversos métodos de tratamiento pasivo y se ha comprobado que dan buenos rendimientos en la neutralización del pH y en la eliminación de metales pesados. Además, requieren poco mantenimiento y su bajo costo puede ser asumido durante largos períodos de tiempo (de 20 a 40 años) una vez clausurada la instalación minera (WATZLAF, 1997).

Los métodos de tratamiento pasivo se basan en los mismos procesos físicos, químicos y biológicos que tienen lugar en los humedales naturales, en donde se modifican favorablemente ciertas características de las aguas contaminadas, consiguiendo la eliminación de metales y la neutralización del pH.

Varios estudios referentes a humedales construidos para el tratamiento de drenajes ácidos de mina demuestran resultados satisfactorios en la reducción de la cantidad de metales pesados y acidez. Los procesos aeróbicos y anaeróbicos apuntan a quitar este agente contaminador pero principalmente los procesos anaeróbicos tales como reducción bacteriana del sulfato muestran un mejor funcionamiento. La presencia de plantas, microorganismos y sustancias orgánicas es esencial para alcanzar un tratamiento acertado. Las

plantas sirven como hábitat para poblaciones microbianas que actúan en el proceso de remoción y las sustancias orgánicas proporcionan una fuente de carbón para plantas y microorganismos, de tal modo realzan el proceso de remoción también (SUMMERS y BONELLI, 1997).

Los mecanismos complejos implicados en el tratamiento de drenajes ácidos de la mina todavía no se explican en toda su magnitud. La carencia de un diseño claro hace difícil la aplicación de humedales construidos en el campo de la industria de explotación minera. Por lo tanto, otras investigaciones serán, de hecho muy útiles en el mejoramiento de aguas contaminadas por drenaje ácido de mina.

A nivel laboratorio realizaron una serie de experimentos y lograron incrementar el pH de 2,39 a 7,23; una remoción de 94,8% de sulfatos; 99,60% de precipitación de hierro 99,23% de plomo y 98,57% de cobre empleando BSR (Bacterias Sulfato Reductoras) y mecanismos de absorción con especies fitorremediadoras (44 especies identificadas). Este sistema sinérgico se denomina sistema de humedales o “wetlands”, el humedal se implementó en la Cancha de Relave Mesapata - Huaraz (PALOMINO *et al.,* 2004).

En 1997 se construyó en el puerto de Vancouver (Canadá) una barrera piloto (10 m longitud x 6,7 m de profundidad x 2,5 m grosor) para tratar los drenajes ácidos provenientes de las pilas de concentrados de minerales dispuestos para su embarque. Estos drenajes ácidos contienen cantidades elevadas de diversos metales (Cu, Cd, Ni, Pb y Zn) que dañan el ecosistema marino circundante. La barrera estaba constituida en un 80% por grava para dotarla de una alta permeabilidad, un 15% de compost y un 5% de caliza. Con

esta barrera se ha logrado subir la alcalinidad del agua desde 99 mg/L (como $CaCO_3$) hasta 344 mg/L y reducir las concentraciones de Cd de 23 mg/l a 0,1mg/l y el Pb de 4,4 mg/L a 3 mg/l (31% de remoción de Pb) Sin embargo las concentraciones de Cu y Ni, si bien experimentan una disminución al salir de la barrera, se incrementan paulatinamente aguas abajo debido a infiltraciones y al reequilibrio que se produce entre los suelos contaminados previamente a la construcción de la barrera y las aguas tratadas (MCGREGOR, 1999).

Estudios realizados en la Universidad Mayor de San Marcos, compararon los métodos químicos y biocinéticos, tratando un drenaje ácido de mina real de la compañía minera Volcán, en la tesis "Evaluación de los Métodos Químicos y Biogénico para el Tratamiento de Drenaje Ácido de Mina a Escala de Laboratorio". Se empleó como fuente principal de sulfato, el drenaje ácido de mina, y como donador de electrones, fuente de carbono y de energía para el crecimiento de las BSR los estiércoles de aves de corral, oveja y vaca. Con el tratamiento químico se obtuvieron remociones de metales pesados, Cobre (99,99%) de hierro (99,99%) de plomo (96,67%) de zinc (99,93%) y de los sulfatos se consiguió remover el 73,14% sin embargo la concentración de calcio en el drenaje ácido de mina tratado, se incrementó significativamente desde 380 ppm hasta 795 ppm debido a que el tratamiento se realiza con cal para incrementar el pH desde 2,21 hasta 8,15. Con el tratamiento biogénico en biorreactores Batch, se alcanzaron 99,99% de remoción de cobre 99,56% de remoción de hierro 96,67% de remoción de plomo 99,88% de remoción de zinc 99,95% de remoción de calcio y respecto a los sulfatos se llegaron a precipitar el 80.29%. Los porcentajes de remoción de metales obtenidos por el método

biogénico fueron ligeramente mayores que los obtenidos con el método químico, la ventaja ambiental que tiene adicionalmente el tratamiento biogénico es que no se generan lodos de hidróxidos que son generados con la adición de cal en los precipitados junto con los metales pesados. (NINA, 2008).

Otros estudios, también han aportado valiosa información y patentado una nueva tecnología denominada NCD (Neutralización y Coagulación Dinámica) para el tratamiento del drenaje ácido de mina (DAM) basado en procesos fisicoquímicos desarrollados en Canadá, tecnología HDS (Lodos de Alta Densidad), actualmente esta tecnología viene siendo aplicada para descontaminar los ríos Yauli y Mantaro en la principal fuente de contaminación ácida que es el efluente del Túnel Kingsmill, que descarga de 1100 a 1800 L/s de agua ácida, en lo que probablemente constituye el mayor caudal de agua ácida del mundo. En el tratamiento de drenajes ácidos de mina por el método NCD se neutraliza con cal y paralelamente se adiciona un coagulante sólido granular que permite la coagulación y sedimentación de los precipitados coloidales aprovechando el fenómeno de “recubrimiento de lamas” que ocurre en la flotación de minerales (VILLACHICA, 2000).

2.2. Acidez

Se puede considerar tres tipos de acidez; la acidez protónica, asociada con el pH (medida de iones de H^+ libres), la acidez orgánica, asociada con los compuestos orgánicos disueltos y la acidez mineral asociada con los metales disueltos (HEDIN *et al.,* 1993). Las aguas de mina generalmente tienen un contenido de carbono orgánico disuelto muy bajo, por tanto la acidez orgánica

es muy baja. La acidez de los efluentes de mina surge fundamentalmente de los protones libres (bajo pH) y de la acidez mineral por Fe, Mn y Al disueltos. Estos metales pueden sufrir reacciones de hidrólisis que producen H^+, creando formaciones ácidas con la formación de ácido sulfúrico como resultado (CALDERÓN y LEÓN, 2005).

$$Fe^{2+}¼\ O_2 + ¾\ H_2O \rightarrow FeOOH + 2H^+$$

2.3. Alcalinidad

Cuando el agua de mina tiene un pH superior a 4.5, se dice que tiene capacidad de neutralización de la acidez y que contiene alcalinidad. Ésta puede resultar de iones (OH^-), carbonatos, silicatos, boratos, ligandos orgánicos, fosfatos y amoniaco. La principal fuente de alcalinidad en la aguas de mina es carbonato disuelto, que puede existir en forma de carbonato (CO_3^{2-}) o bicarbonato (HCO_3^-) ambos pueden neutralizar la acidez de los protones (CALDERÓN y LEÓN, 2005).

$$H^+ + HCO_3^- \rightarrow H_2O + CO_2$$

$$2H^+ + CO_3^{2-} \rightarrow H_2O + CO_2$$

2.4. La influencia del pH

La calidad del agua y el pH son a menudo mencionados en la misma frase. El pH es un factor muy importante, porque determinados procesos químicos solamente pueden tener lugar a un determinado pH. Por ejemplo, las reacciones del cloro solo tienen lugar cuando el pH tiene un valor de entre 6,5 y 8,0 (CALDERÓN y LEÓN, 2005).

Los contenidos de Mn descienden de modo importante a medida que disminuye la acidez protónica de la misma manera. Es sabido que para pH superior a 8,5 la concentración de Mn se reduce en su totalidad (ORDÓÑEZ, 1999).

Cuando un agua muy ácida y con alto contenido metálico entra en contacto con la caliza, la primera reacción que ocurre es la neutralización de la acidez protónica. Esta reacción eleva el pH, lo cual hace descender la solubilidad de hidróxidos metálicos. Con valores de pH entre 3 y 4 el ion férrico precipita como hidróxido férrico. Con pH entre 4 y 5, el aluminio precipita como hidróxido de aluminio. Cuando el pH sube por encima de 4,5 el bicarbonato comienza a acumularse en cantidades apreciables y a medida que aumenta su concentración, puede ser rebasada la solubilidad de los carbonatos metálicos, causando la precipitación de siderita y rodocrosita. En cada una de estas reacciones, el Ca entra en solución; a medida que aumenta su concentración, aumenta la posibilidad de precipitación de $CaSO_4$ (HEDIN *et al.,* 1994).

2.5. Drenaje ácido

El drenaje ácido es el escurrimiento de soluciones ácidas sulfatadas, frecuentemente con un contenido significativo de metales disueltos resultado de la oxidación química y biológica de minerales sulfurados y de la lixiviación de metales pesados asociados. Las reacciones de oxidación ocurren en forma natural, y se aceleran por el aumento de exposición de la roca al oxígeno y al agua y por la acción catalizadora de algunas bacterias.

Generalmente, el drenaje ácido está caracterizado por pH bajo (valores de pH entre 5 y 1,5)**;** asociado a una acidez creciente en el tiempo y una alcalinidad decreciente, y por concentraciones elevadas de sólidos disueltos totales (SDT); de sulfato (2000 mg/L), de hierro y otros metales.

Las soluciones de drenaje ácido frecuentemente presentan un color café rojizo atribuido al ion Fe^{3+}; sin embargo, también puede aparecer un color azul verdoso en el caso de que el hierro disuelto se encuentre en estado Fe^{2+}, el cual tenderá a obscurecerse por oxidación a Fe^{3+} a medida que esté expuesto al oxígeno del aire.

El drenaje ácido contiene en suspensión productos de reacciones de precipitación asociadas a los iones disueltos, que le pueden dar distintos colores a la solución.

Fuente: CALDERÓN y LEÓN, 2005.

Figura 1. Drenaje ácido de mina.

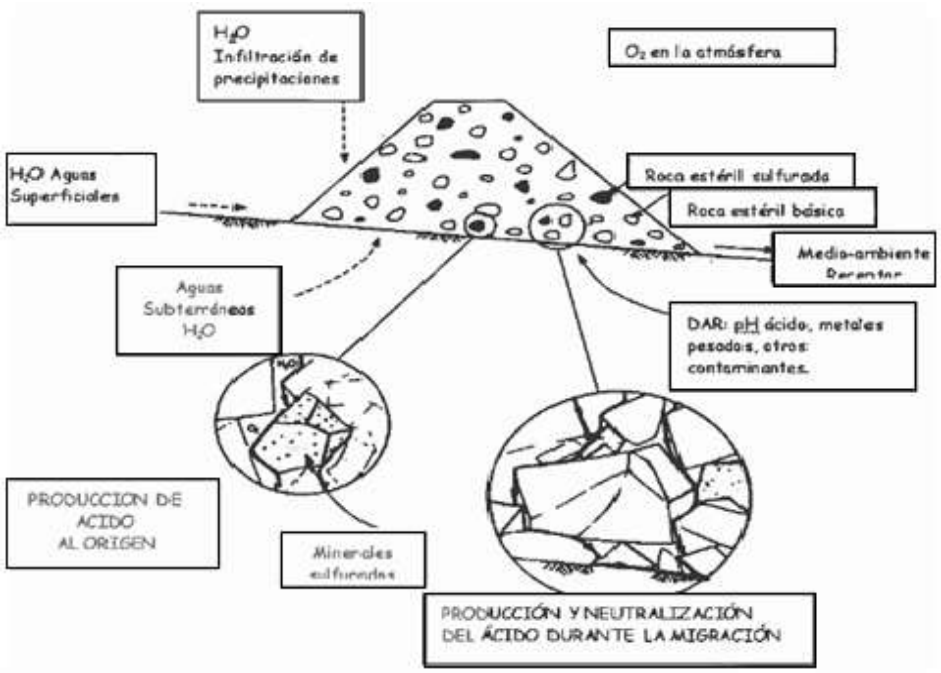
2.5.1. Generación de aguas ácidas

Describen el proceso de oxidación de la pirita como el principal responsable de la formación de aguas ácidas; esta oxidación se ve favorecida en áreas mineras debido a la facilidad con la que el aire entra en contacto con los sulfuros, a través de las labores mineras de acceso y por los poros existentes en las pilas estériles y residuos así como al incremento de la superficie de contacto de las partículas. Dichos autores consideran que los factores que más afectan a la generación del drenaje ácido de mina son el volumen, la concentración, el tamaño de grano y la distribución espacial de la pirita (NORDSTROM y ALPERS, 1999).

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

Cinéticamente, la oxidación de la pirita en un principio es un proceso lento, que acaba con el hierro liberado precipitado como hidróxido al ser todavía relativamente alto el pH. Progresivamente la capacidad neutralizadora del medio va disminuyendo, y al alcanzar el pH el valor de 3,5 ya deja de formarse el

hidróxido y la actividad del Fe^{3+} en solución se incrementa. A este pH, además, las bacterias catalizan y aceleran la oxidación de Fe^{2+} a Fe^{3+} en varias órdenes de magnitud. Es entonces cuando la reacción de oxidación de la pirita por el Fe^{3+} empieza a tener lugar, siendo la causa de la rápida oxidación de la pirita a pH ácido (NORDSTRON y ALPERS, 1999).

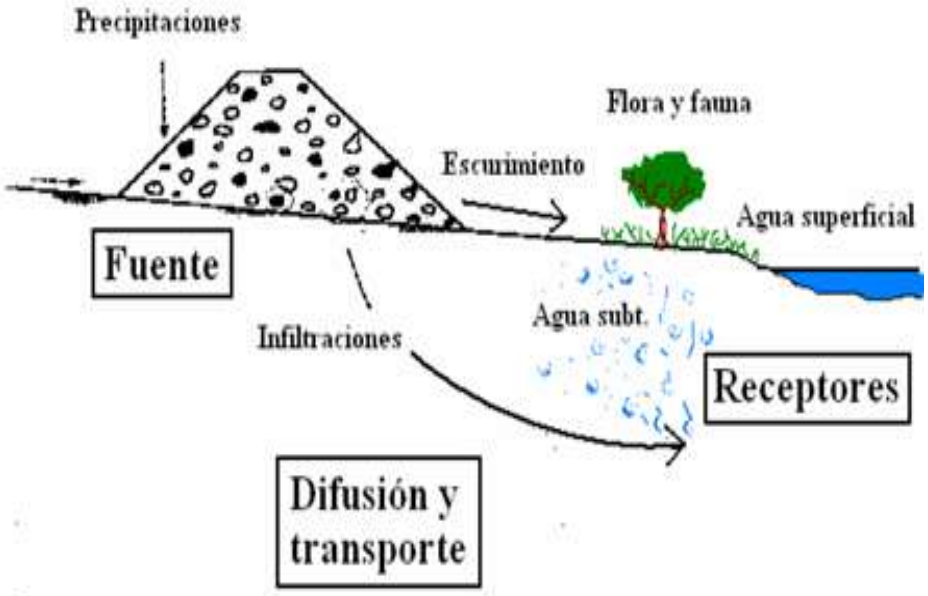


Fuente: NORDSTROM y ALPERS, 1999

Figura 2. Dinámica del drenaje ácido de mina.

Las reacciones que intervienen en la oxidación de la pirita pueden ser representadas por las siguientes cuatro ecuaciones:

- $2FeS_{2(s)} + 7O_{2(g)} + 2H_2O \rightarrow 2Fe^{2+} + 4\ SO_4^{2-} + 4H^+$…..(1)
- $2Fe^{2+} + 1/2O_{2(g)} + 2H^+ \rightarrow 2Fe^{3+} + H_2O$.....(2)
- $2Fe^{3+} + 6H_2O \rightarrow 2Fe\ (OH)^-_{3(s)} + 6\ H^+$.....(3)
- $FeS_2 + 14\ Fe^{3+} + 8\ H_2O \rightarrow 15\ Fe^{2+} + 2\ SO_4^{2-} + 16\ H^+$…..……(4)



Fuente: NORDSTROM y ALPERS, 1999

Figura 3. Dinámica del drenaje ácido de mina en el medio ambiente.

2.6. Metales pesados

Los metales pesados son elementos químicos con densidades superiores a 5 gr/cm^3, pesos atómicos mayores a 44,956 y números atómicos superiores a 20, excepto los elementos de los grupos alcalino, alcalinotérreo, lantánidos y actínidos. Los metales pesados se pueden clasificar en esenciales (Co, Cu, Fe, Mn, Mo, Zn, V), los cuales cumplen alguna función biológica a concentraciones traza y en no esenciales (Cr, Cd, Hg, Pb, As, Sb), cuando no cumplen ninguna función biológica conocida.

Los iones metálicos son parte de la geósfera, por lo tanto se encuentran presentes de forma natural en la corteza terrestre (yacimientos) y son extraídos por el hombre para su fundición y posterior uso industrial. Las principales causas de acumulación natural en los ecosistemas son: La erosión,

la actividad volcánica y los incendios forestales, que de la misma manera cumplen ciclos de acumulación y remediación, sin presentarse un efecto tóxico y/o nocivo para los ecosistemas.

El proceso de transformación de los metales pesados abarca desde su extracción en los yacimientos, hasta la fundición y el refinado de éstos, para obtener los metales de interés y convertirlos en bienes de consumo, que una vez utilizados son desechados. En cada una de estas etapas se liberan metales al ambiente, así, la minería expone las rocas metálicas a meteorización acelerada, lixiviación y escorrentía, la fundición y el refinado, liberan importantes cantidades de productos secundarios. Las descargas de las industrias de aplicación, transformación, residuos sólidos urbanos y lodos procedentes de plantas de tratamiento de aguas residuales, contienen una importante carga de diferentes iones metálicos. El aporte atmosférico se da principalmente por la combustión de materias primas energéticas fósiles como carbón, gasolina, etc. (MEJÍA, 2006).

Por lo tanto las actividades humanas son las principales causantes de la contaminación producida por la acumulación de estos elementos. Debido a sus características especiales, los metales pesados se convierten en potentes contaminantes ambientales. Algunas de estas características son, su estabilidad, lo cual los hace persistentes y residuales en los ecosistemas, la afinidad por grupos tiólicos (- SH -) presentes en la mayoría de las enzimas de cualquier organismo vivo, la biodisponibilidad en medio acuoso y la capacidad de bioconcentrarse en los organismos acuáticos (peces, crustáceos, algas, etc.) y terrestres (plantas), afectando toda la cadena alimenticia de los ecosistemas.

Los metales pesados en los ecosistemas pueden ser detectados en su estado natural o acomplejados con sales. En las aguas superficiales pueden existir en forma de coloides y/o partículas, apareciendo como hidróxidos, óxidos, silicatos, sulfuros adsorbidos en minerales del grupo de las arcillas, sílice y materia orgánica. También se pueden encontrar en fase disuelta (debido a la baja solubilidad de estos elementos, las concentraciones presentadas son muy bajas en forma iónica o complejos organometálicos), la cual es dependiente del pH, del tipo de sorbentes en los que se encuentran adsorbidos, y por último del estado de oxidación de las fases minerales y el ambiente rédox del sistema (MEJÍA, 2006).

2.7. El plomo (Pb)

El plomo es un metal pesado de peso atómico 207.2 u.m.a. densidad 11,4 gr/cm^3 a 16 °C, de color plateado con tono azulado, que se empaña para adquirir un color gris mate. Es flexible, inelástico y se funde con facilidad. Su fusión se produce a 327,4 °C y hierve a 1749 °C. Las valencias químicas normales son 2 y 4. Es relativamente resistente al ataque del ácido sulfúrico y del ácido clorhídrico, aunque se disuelve con lentitud en ácido nítrico y ante la presencia de bases nitrogenadas. El plomo es anfótero, ya que forma sales de plomo de los ácidos, así como sales metálicas del ácido plúmbico. Tiene la capacidad de formar muchas sales, óxidos y compuestos organometálicos.

La densidad del plomo es de 11,4 gr/cm^3 este valor es el más alto dentro de la familia IVA, es uno de los factores, que lo convierte en un metal denso tóxico y acumulativo. De los metales de uso cotidiano, el plomo es uno de

los metales con mayor densidad, exceptuando a los metales preciosos (ROMERO, 2002).

El plomo rara vez se encuentra en su estado elemental, obteniéndose básicamente de la galena (PbS) y, en menor proporción, de otros minerales de plomo asociados a la galena y a los sulfuros complejos como la anglesita ($PbSO_4$), cerusita ($PbCO_3$), crocoita ($PbCrO_4$).

Con excepción de los isótopos radioactivos, los metales no se degradan o desaparecen, una vez que son distribuidos sobre la superficie de la tierra, se quedan de manera indefinida. Así, la contaminación por metales es un fenómeno aún mayor que las sustancias orgánicas (CARPENTER, 1998).

2.7.1. Efectos del plomo en la salud

Usualmente el plomo es absorbido por inhalación o ingestión, y los niños menores de 7 años están más propensos a intoxicase y adquirir lesiones internas irreversibles. Pocas veces el plomo es absorbido a través de la piel, salvo cuando se está en contacto con compuestos orgánicos del mismo. La absorción del plomo por inhalación, ingestión o a través de la piel, la vía de ingreso, el tamaño de partícula y el tipo de compuesto de plomo (orgánico o inorgánico) determinan la concentración y la posibilidad de difusión del plomo hacia el organismo (SEPÚLVEDA, 2000).

Aún en pequeñas dosis, la absorción de plomo ocasiona daño al sistema nervioso central en los niños a temprana edad y durante el desarrollo fetal. En personas mayores, el plomo puede ser un factor para tener presión sanguínea alta y problemas cardíacos (SEPÚLVEDA, 2000).

2.8. Toxicocinética del plomo

El plomo es absorbido por inhalación, por ingestión y a través de piel. En la inhalación del plomo ambiental, un 35% del total de plomo inhalado, sea orgánico e inorgánico, se deposita en las vías aéreas y se absorbe parcialmente en el tracto gastrointestinal. Las partículas que llegan hasta los alvéolos, son absorbidas y aproximadamente un 35 a 50% del plomo que alcanza el tracto respiratorio inferior, pasa al torrente sanguíneo. La absorción gastrointestinal en adultos representa menos del 10% del plomo ingerido. La absorción cutánea sólo tiene importancia ante el contacto con compuestos orgánicos del plomo. El plomo absorbido es transportado por la sangre en donde establece un rápido equilibrio entre eritrocitos y plasma, distribuyéndose en diversos órganos y tejidos y depositándose principalmente en los huesos (ATSDR, 1999).

2.9. Principales niveles de contaminación por plomo (Pb) en cuerpos de agua en el Perú

2.9.1. Río Rímac (Región Lima)

El nivel de contaminación por Pb más alto se reportaron en el año 2000 en el punto de monitoreo río Aruri con 1,66 mg/L (33 veces el LMP) (DIGESA, 2000).

El monitoreo del río Rímac hecho por la ANA en abril 2012 revela que la actual contaminación de sus afluentes supera de lejos los niveles internacionales de calidad ambiental. En las muestras recogidas en 22 puntos

de la cuenca, se detectaron metales pesados altamente tóxicos y un alto nivel de coliformes fecales. SEDAPAL gasta millones de dólares anualmente en la purificación de ésta agua hasta un nivel potable para su distribución a la población de Lima.

La concentración media de Pb en el año 2000 fue de 0.26 mg/L para SEDAPAL y 0,22 mg/L para DIGESA 88% de los puntos de monitoreo evaluados sobre pasaron el LMP. La contaminación por Pb ha afectado gran parte de la cuenca media, cuenca alta y en zonas puntuales de la cuenca baja según SEDAPAL y casi toda la cuenca según DIGESA. El nivel de contaminación por Pb más alto se reportaron en el punto de monitoreo Río Aruri con 1,66 mg/L (33 veces el LMP) y en el punto de monitoreo Relave Centro Minero Fortuna con 0,64 mg/L (13 veces el LMP).

2.9.2. Río San Juan, río Mantaro y afluentes (Región de Pasco)

Riachuelo de desecho de la empresa VOLCAN (BIANCHINI, F. 2009). Dicho Riachuelo (que la empresa declara “agua neutra de mina”). Tienen valores de metales muchas veces por encima de lo máximo recomendado por la OMS. Esta agua tiene aluminio casi 11 veces más alto, hierro 10 veces más, arsénico 15 veces el límite OMS. Lo más preocupante es el plomo que tiene una concentración de 431 veces el límite de la OMS.

Cuadro 1. Agua neutra de mina río San Juan, río Mantaro y afluentes.

Agua neutra de mina	pH	Al mg/L	As mg/L	Cd mg/L	Cu mg/L	Fe mg/L	Ni mg/L	Pb mg/L	Zn mg/L
		2,15	0,150	0,014	2,01	30,02	0,012	4,31	6,580

Fuente: BIANCHINI, 2009

2.9.3. Río Yauli, río Mantaro (Región Junín)

En la provincia de Yauli, el túnel Kingsmill, cuyas aguas ácidas en el año 2002, procedentes de las minas de Morococha, se descargan sin tratamiento al río Yauli, afluente del Mantaro.

Cuadro 2. Aguas ácidas del túnel Kingsmill.

Drenaje ácido de mina (DAM)	pH	Al mg/L	As mg/L	Cd mg/L	Cu mg/L	Fe mg/L	Ni mg/L	Pb mg/L	Zn mg/L
	2,21	22,8	0,1	0,3	24,3	58,5	0,1	0,3	64,9

Fuente: Elaboración propia (2015).

2.9.4. Laguna Quiulacocha (Región de Pasco)

Esta laguna sirvió de botadero de las empresas mineras que por años han tirado sus desechos allí, la situación es muy grave, el aluminio es 160 veces más alto de los límites, el plomo 80, el cadmio 83, el hierro 833, el manganeso 445 y el arsénico 465. Valores que hacen totalmente imposible la vida en ésta agua, sino por algunas bacterias particularmente adaptadas (BIANCHINI, F. 2009).

Cuadro 3. Aguas ácidas laguna Quiulacocha.

Drenaje ácido de mina (DAM)	pH	Al mg/L	Ar mg/L	Cd mg/L	Cr mg/L	Cu mg/L	Fe mg/L	Mn mg/L	Pb mg/L	Zn mg/L
	3,9	32	4,65	0,25	0,18	16,5	2500	178	0,8	65

Fuente: BIANCHINI, 2009

2.9.5. El río Llaucano (Región de Cajamarca)

El río Llaucano y sus tributarios se localizan en las provincias de Hualgayoc y Chota de la región de Cajamarca. En la cabecera de la quebrada La E – 9, se ubican pasivos ambientales generadores de aguas ácidas (Sinchao), con una concentración de plomo de 5,1 mg/L en la clase III en sus aguas. Las empresas situadas en esta jurisdicción son las siguientes: Minera Yanacocha S.R.L., Sociedad Minera Corona S.A., Compañía Minera San Nicolas S.A.A., Empresa Sudafricana Gold Fields La Cima S.A. y Sociedad Minera Corona S.A. La Ley General de Salud - Ley N° 26842 y la Ley General del Ambiente facultan a la Autoridad Sanitaria, DIGESA, la vigilancia transectorial o supervigilancia de los recursos hídricos (DIGESA, 2011).

2.10. La dolomita

La dolomita es un mineral bastante común en las rocas sedimentarias continentales y marinas, se puede encontrar en capas de varios cientos de metros, más difundidos en las rocas sedimentarias carbonatadas. La dolomita, el doble carbonato de calcio y magnesio, es un componente en vez de una mezcla de calcita y magnesita. La dolomita tiene una fórmula química de $CaCO_3.MgCO_3$, con un peso molecular de 184,4 y una gravedad específica de 2,84 g/cm^3. Teóricamente, la dolomita pura contiene 45,7% de $MgCO_3$ y 54,3% de $CaCO_3$. Su dureza es 3,5 - 4 en la escala de Mohs y su sistema cristalino es romboédrico. La caliza dolomítica tiene 30,4% de CaO, 21,8% de MgO y 47,8% de CO_2. Las impurezas tales como: sílice (SiO_2), arcillas, esquisto, feldespato, etc., son usualmente asociados con la caliza dolomítica (FLORES, 2009).

2.10.1. Propiedades separadas de la dolomita

En suma, para ser del valor para muchos de los mismos propósitos como la caliza, la dolomita tiene propiedades que lo hacen de valor independiente. La dolomita o caliza dolomítica puede ser calcinada a aproximadamente 1500 ºC en un alto horno o un horno especial. Esto elimina el poco porcentaje de dióxido de carbono que puede quedar en la cal ordinaria, y produce un producto parcialmente sinterizado denominado Dolomita Tostada a Muerte (un nombre equivocado, cuando el material es actualmente cal-magnesia, CaO.MgO). Será resistente a altas temperaturas y es utilizado como un refractario en la línea de los hornos metalúrgicos.

2.10.2. Usos de la dolomita

Los más importantes usos de la dolomita están en la manufactura de los refractarios de magnesita, cal de alto magnesio, cementos especiales, un flux para las aleaciones de fierro, y como una fuente para magnesio.

a) Agricultura

- La dolomita puede ser usada como un neutralizante para la acidez del suelo y para neutralizar la acidez resultante del uso de tales fertilizantes como úrea.
- La dolomita neutraliza la acidez del suelo a través de un intercambio de base con los cationes de calcio y magnesio desplazando los iones hidrógeno en el suelo. Este proceso resulta en un incremento de 15 - 40% en el campo de la cosecha. La dolomita es añadida para mejorar esta pérdida; el tamaño de grano óptimo de 1,25 – 0,18 micrones logra gratuitamente un polvo fluido.

- Es una práctica muy común usada para mejor la productividad en los suelos ácidos, reduciendo el problema de la acidez, neutralizando los iones hidrógeno liberados por la materia orgánica y el aluminio intercambiable. Conforme aumenta el pH, proporciona elementos como el Ca y Mg (PIEDRA, 1986).

2.11. Legislación Peruana

2.11.1. Límites Máximos Permisibles para descargas

El Decreto Supremo N° 010-2010-MINAM, que es una norma que rige la presencia de plomo en efluentes líquidos de actividades minero metalúrgicas, donde se registra las concentraciones óptimas de plomo que a continuación se presenta en el Cuadro 4.

Cuadro 4. Límites máximos permisibles para descargas 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
Arsénico total	mg/L	0,1	0,08
Cadmio total	mg/L	0,05	0,4
Cromo hexavalente	mg/L	0,1	0,08
Cobre total	mg/L	0,5	0,4
Hierro total (disuelto)	mg/L	2	1,6
Plomo total	mg/L	0,2	0,16
Mercurio total	mg/L	0,002	0,0016
Zinc total	mg/L	1,5	1,2

Fuente: Decreto supremo 010-2010-MINAM

Según Límite Máximo Permisible clase III de calidad ambiental de plomo presente en los cuerpos de agua es de 0,01 mg/L.

2.11.2. Estándares de Calidad Ambiental del Agua (ECAS-agua)

Según el D.S. 002-2008-MINAM, el estándar de calidad ambiental de plomo presentes en los cuerpos de agua Categoría 1: A1 es de 0,01 mg/L.

2.12. Legislación Internacional

2.12.1. Organismo Mundial de la Salud (OMS) en agua

Según la Organismo Mundial de la Salud (OMS), el nivel permisible de plomo (Pb^{2+}) en el agua potable es 0,01 mg/L, valor referencial basado en efectos perjudiciales para la salud en las Guías de 1993 (OMS, 2003).

Cuadro 5: Límites organismo mundial de la salud en agua.

Parámetro	Unidad	Límite guía OMS
pH	mg/L	
Cadmio total	mg/L	0,003
Cromo hexavalente	mg/L	0,05
Cobre total	mg/L	2
Hierro total (disuelto)	mg/L	1 - 3
Plomo total	mg/L	0,01
Mercurio total	mg/L	0,006
Zinc total	mg/L	3

Fuente: Guías de la OMS para la calidad del agua potable, 1993 (OMS, 2003).

2.12.2. Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA) en agua

Según la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos EPA, el nivel permisible de plomo (Pb^{2+}) en el agua potable es 0,015 mg/L.

III. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. Ubicación

3.1.1. Ubicación política

El presente trabajo de investigación se desarrolló en las instalaciones del laboratorio de Análisis y Calidad de Agua de la especialidad de Ingeniería Ambiental (Facultad de Recursos Naturales Renovables) y en el laboratorio de Análisis de Suelos (Facultad de Agronomía) de la Universidad Nacional Agraria de la Selva, ubicado a 1,5 Km de la carretera Tingo María – Huánuco. Políticamente ubicado en la ciudad de Tingo María, distrito de Rupa Rupa, provincia de Leoncio Prado, región Huánuco, encontrándose a una altitud de 668 m.s.n.m., con una temperatura media de 24,9°C y una humedad relativa de 86%. La ejecución del proyecto de investigación se realizó a partir del mes de abril hasta setiembre del año 2015.

3.2. Materiales y equipos

3.2.1. Materiales

Los materiales que se usaron para la ejecución de la presente investigación fueron los siguientes:

- Probeta de 1 L
- Embudos de vidrío

- Matraces Erlenmeyer de 2L
- Vasos precipitados de 1L para preparar las soluciones
- Varillas para agitar la preparación del agua sintética
- Frascos de Vidrío
- 9 columnas de tuvo PVC
- 18 tapas roscas
- 3 tanques de almacenamiento 20 L
- 6 soportes de fierro para los tanques de 20 L
- 9 vasos de para el recojo de las muestras 1 litro
- 9 Mangueras con llaves de paso
- 1 mesa, guantes de látex, mascarilla

3.2.2. Equipos

- Multiparámetro portátil Thermo – modelo Orion 4 Star
- Espectrofotómetro de absorción atómica
- Cámara fotográfica kodak 16Mpx.

3.2.3. Reactivos

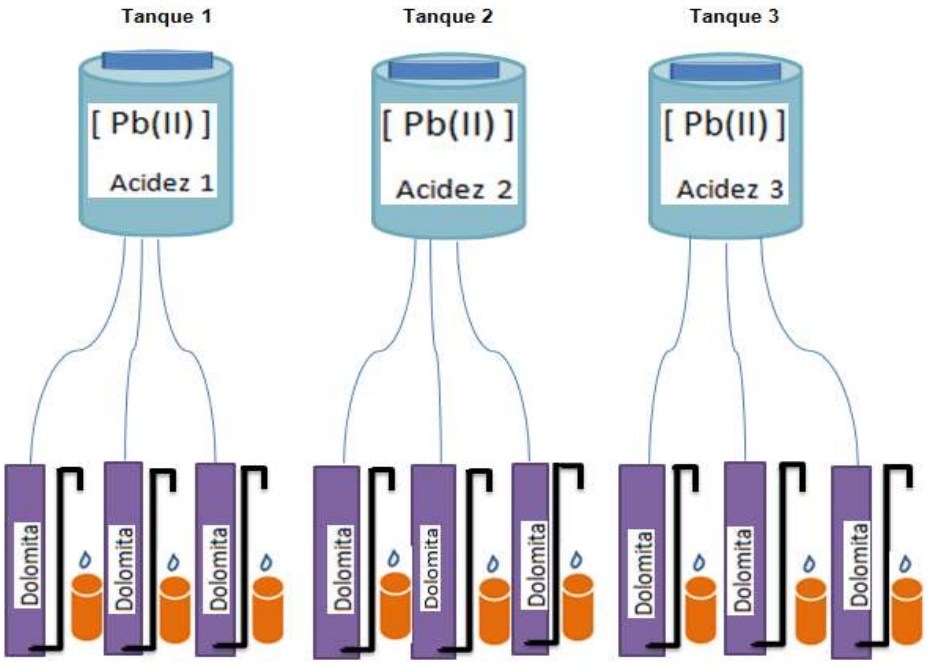
- Nitrato de plomo $Pb(NO_3)_2$ densidad 4530 kg/m^3, masa molar 331,21 g/mol. Solubilidad en agua 52 g/100 ml (20 °C)
- Ácido nítrico (HNO_3) 65%, para acondicionar el agua sintética a un pH ácido.
- Ácido clorhídrico (HCl) 37%, para la conservación de muestras
- Dolomita natural de Tingo María.

3.3. Metodología

La presente tesis se enmarca en el área de la investigación experimental, basándose en un método químico ya que para fines de validación de la hipótesis, planteamiento del problema y los objetivos de la investigación se empleó la experimentación a escala de laboratorio. Teniéndose en cuenta lo siguiente:

3.3.1. Realización de los ensayos a nivel de laboratorio para la remoción de Pb^{2+} a diferentes concentraciones y en diferentes medios de acidez

3.3.1.1. Implementación de un sistema de columnas de relleno con dolomita a nivel de laboratorio



Fuente: Elaboración propia (2015).

Figura 4. Montaje del sistema experimental.

Se implementó un sistema de 4 columnas de tubos PVC. De dimensiones de 30 cm de alto por 8 cm de diámetro relleno en su interior con dolomita natural de Tingo María, las ¾ partes de la columna.

3.3.1.2. Preparación del agua ácida sintética, con plomo

Se prepararon cuatro soluciones de agua ácida sintética en volúmenes de 20 litros para cada tanque (tratamiento) a imagen real; a concentraciones distintas de acidez, para el cual se empleó el ácido nítrico (HNO_3), y se le añadió 50 mg/L de plomo, cuantificado del nitrato de plomo $Pb(NO_3)_2$ .Se realizó cálculos para obtener las diferentes concentraciones (Ver Apéndice 2 del Anexo).

- Acidez 1 (A_1) : (1,5 – 2,5) de pH
- Acidez 2 (A_2) : (2,5 – 3,5) de pH
- Acidez 3 (A_3) : (3,5 – 4,5) de pH
- Testigo (A_0) : Sin adición de acidez (7,01) de pH

3.3.1.3. Operación del sistema

Para la toma de datos se circuló el agua ácida en sentido descendente a un caudal de 0,6 ml/min.

3.3.1.4. Toma de muestras

Para la toma de muestra se utilizó frascos de plástico de 450 ml con tapa hermética. Previamente a la toma de muestra estos recipientes fueron identificados con una etiqueta y escritos en ella con letra clara y legible conteniendo la siguiente información número de muestra, código de

identificación, fecha y hora del muestreo a la cual la protegimos con una cinta adhesiva transparente.

3.3.2. Determinación del porcentaje (%) de remoción de Pb^{2+} a diferentes concentraciones y en diferentes medios de acidez

Se determinó la concentración de plomo por el método de absorción atómica (APHA, 1992); (Ver Apéndice 3 del Anexo).

Se determinó el porcentaje de remoción del Pb^{2+}, mediante los postulados de MARCOVECCHIO y MORENO (1991), definen el porcentaje de remoción del metal mediante la siguiente ecuación:

$$\%\ Remoción = \frac{(C_i - C_f)}{C_i} * 100$$

Dónde:

C_i: Concentración inicial de Pb^{2+} (mg/L).

C_f: Concentración final de Pb^{2+} (mg/L).

3.3.3. Determinación del rango de acidez óptima y parámetros fisicoquímicos para la remoción de Pb^{2+}, en el agua ácido sintética (drenaje ácido de mina)

Se identificó y propuso un rango de acidez óptima considerando el tratamiento con mayor remoción de Pb^{2+}, hallado en esta investigación y el aporte de la estadística

Se observó cambios en los principales parámetros que intervienen en el presente estudio y su afectación por la presencia de Pb^{2+} en el medio acuoso a distintos medios ácidos, los cuales fueron registrados cada 4 días teniendo en cuenta el período de duración del experimento de 16 días. Se determinó:

3.3.3.1. Determinación del pH

Se realizó la medición del pH utilizando el equipo Multiparámetros marca Thermo, Orion 4 Star, esta medición se realizó in situ, en cada toma de muestras.

3.3.3.2. Determinación de la Temperatura

Se realizó la medición de la temperatura (ºC) con un termómetro digital, esta medición se realizó in situ, en cada toma de muestras.

3.3.3.3. Determinación del oxígeno disuelto

Se realizó la medición del oxígeno disuelto (mg/L) utilizando el equipo Multiparámetro marca Thermo, Orion 4 Star, esta medición se realizó in situ, en cada toma de muestras.

3.3.3.4. Determinación de la conductividad

Se realizó la medición de la conductividad (µS/cm) utilizando el equipo Multiparámetro marca Thermo, Orion 4 Star, esta medición se realizó in situ, en cada toma de muestras.

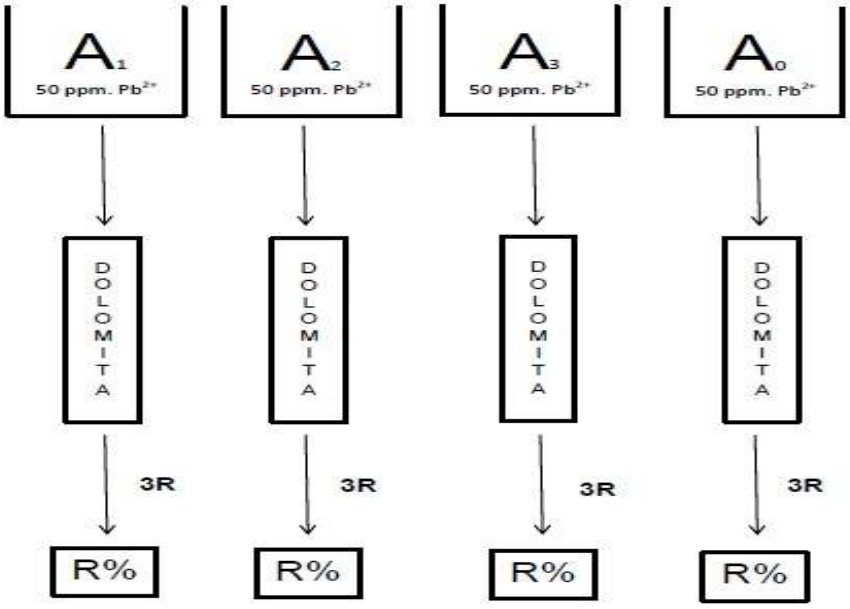
3.3.3.5. Determinación del potencial Redox

Se realizó la medición del potencial Redox Eh (mV) utilizando el equipo Multiparámetro marca Sartorius PB-11, esta medición se realizó in situ, en cada toma de muestras.

3.3.3.6. Diseño de la investigación

En esta investigación se desarrolló un diseño experimental, diseño completamente al azar (DCA) y tres repeticiones por tratamiento ya que se basa en la obtención de la información, manipulando las variables.

- A_1 = Acidez 1: (1,5 – 2,5) de pH
- A_2 = Acidez 2: (2,5 – 3,5) de pH
- A_3 = Acidez 3: (3,5 – 4,5) de pH
- A_0 =Acidez 4: (7,01)de pH (Testigo - agua sin acidificar)



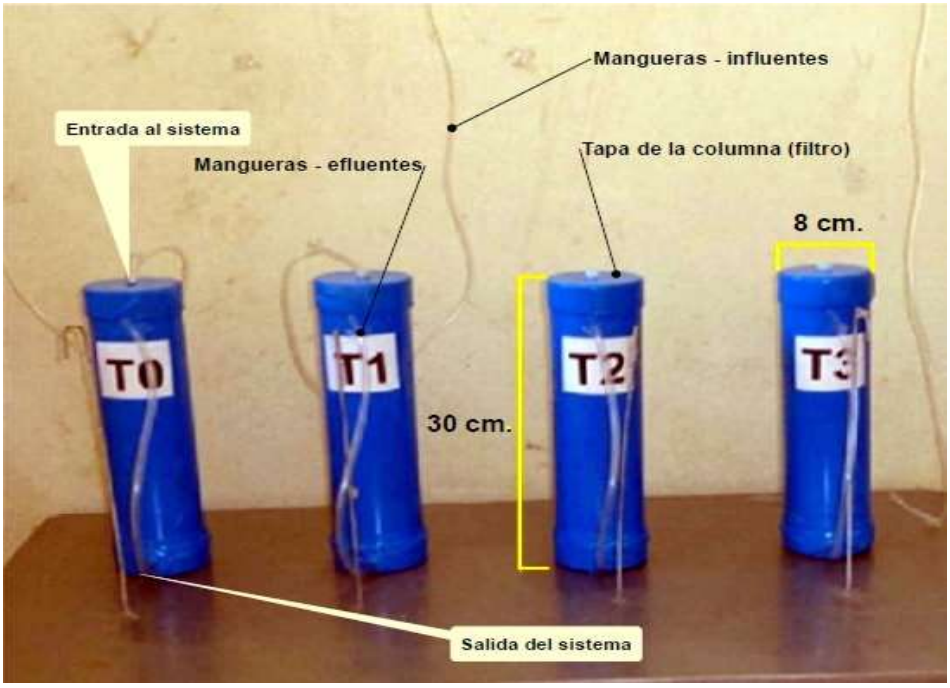
Fuente: Elaboración propia (2015).

Figura 5. Diseño experimental de la investigación.

IV. RESULTADOS

4.1. Realización de ensayos a nivel de laboratorio para la remoción de Pb^{2+} a diferentes concentraciones y en diferentes medios de acidez

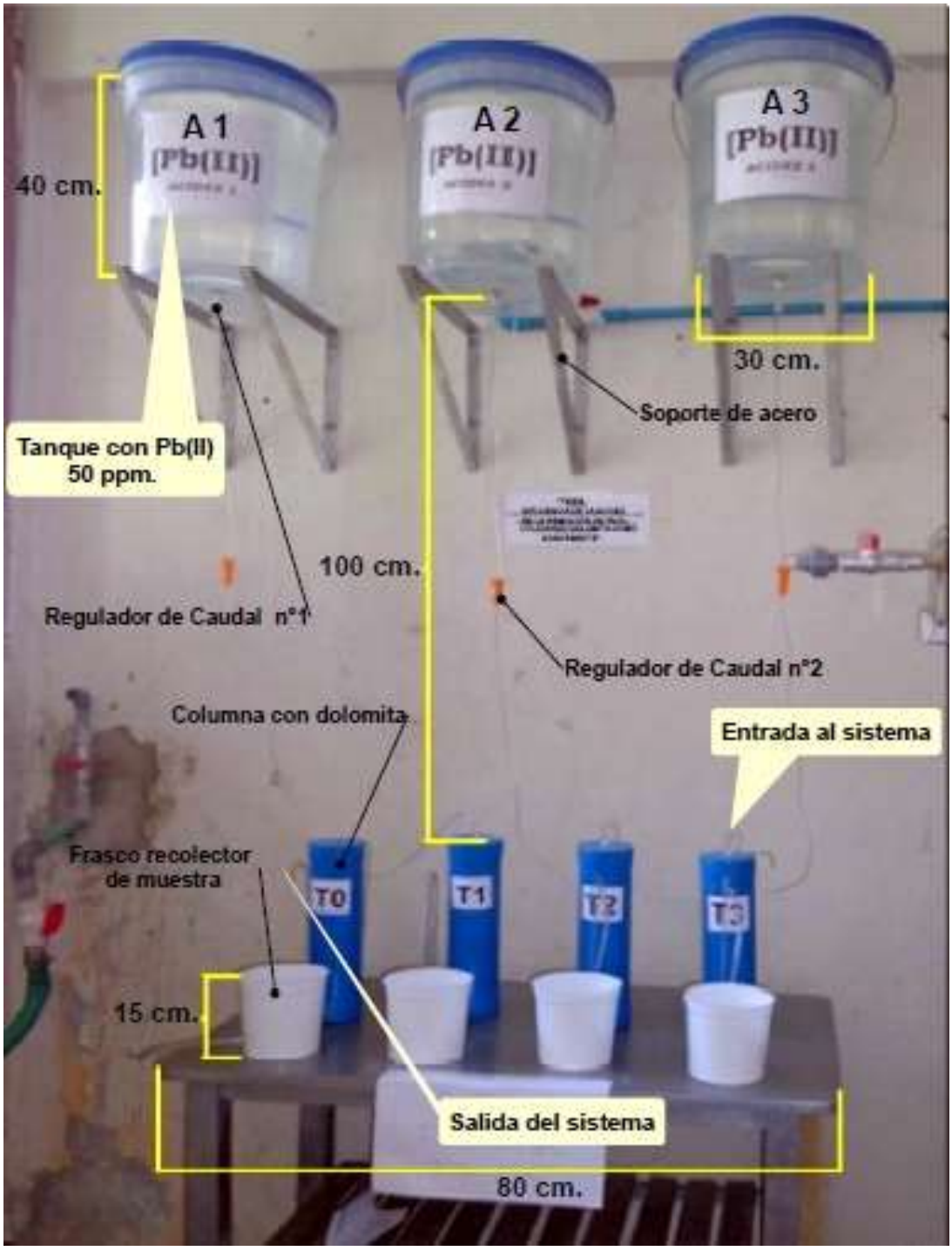
4.1.1. Implementación de un sistema de columnas de relleno con dolomita a nivel de laboratorio



Fuente: Elaboración propia (2015).

Figura 6. Sistema de columnas (filtro), con dolomita.

Se implementó un sistema de 4 columnas de PVC. De dimensiones de 30 cm de alto por 8 cm de diámetro relleno en su interior con dolomita natural de Tingo María las ¾ partes de la columna.



Fuente: Elaboración propia (2015).

Figura 7. Montaje del sistema experimental.

Cada tanque tiene diferentes rangos de pH (acidez) pero la misma concentración de Pb^{2+} (50ppm), conectada cada tanque a una columna.

4.1.2. Preparación del agua ácida sintética con plomo

Se preparó cuatro soluciones distintas, en volúmenes de 20 litros para cada tanque (tratamiento) a imagen real; a concentraciones distintas de acidez, para el cual se empleó el ácido nítrico (HNO_3), se calculó la concentración de acidez en el agua directamente, apoyada por método electrométrico con un electrodo de vidrio (pH - metro), para obtener el pH deseado. Se acondicionó en tres tanques un medio ácido, más un tanque adicional (control) con los siguientes rangos de acidez:

- Acidez 1 (A_1) : (1,5 – 2,5) de pH
- Acidez 2 (A_2) : (2,5 – 3,5) de pH
- Acidez 3 (A_3) : (3,5 – 4,5) de pH
- Testigo (A_0) : Sin adición de acidez (7.01 de pH)

Además se adicionó como contaminante 50 ppm de Pb^{2+} la misma concentración en todos los tanques (tratamiento) cuantificados del reactivo de nitrato de plomo $Pb(NO_3)_2$ por estequiometria (Ver Apéndice 2 del Anexo). Todas preparadas cuantificadas en el mismo momento y a temperatura ambiente.

4.1.3. Operación del sistema

Se reguló el caudal del sistema experimental a 0.6 ml/min y se puso a correr el sistema, circulando el agua ácida en sentido descendente a un caudal constante, la cual atravesó la columna llena con dolomita las ¾ partes. El agua ácida tendrá una permanencia en el sistema durante 4 días en promedio por repetición, durante dure su paso por la columna.

4.1.4. Toma de muestras

Se tomó la muestra inicial en los tanques, antes de hacer correr cada tratamiento y una muestra final después de hacer correr los tratamientos (circulando el agua ácida por las columnas). Toda estas tomas de muestras se realizaron por las mañanas, luego se le lectura los parámetros correspondientes.

4.2. Determinación del porcentaje (%) de remoción de Pb^{2+} a diferentes concentraciones y en diferentes medios de acidez (HNO_3)

Los resultados del análisis del agua ácida sintética con Pb^{2+} los datos obtenidos en la lectura en el espectrofotómetro, de plomo, para cada tratamiento y repetición (Cuadro 6).

Cuadro 6. Datos obtenidos en la lectura en el espectrofotómetro – agua.

Datos de muestra		
Tratamiento	Repetición	Plomo(Pb^{2+}) mg/L
A_O	R-1	2,950
	R-2	2,920
	R-3	2,910
A_1	R-1	2,880
	R-2	2,900
	R-3	2,900
A_2	R-1	2,900
	R-2	2,910
	R-3	2,900
A_3	R-1	2,930
	R-2	2,930
	R-3	2,910

Fuente: Resultados de análisis N° 001 - 0424336 (ver anexos apéndice 1).

Los resultados del porcentaje (%) de remoción de Pb^{2+}, observándose que el 1er tratamiento (A_1) tiene el porcentaje de mayor remoción obteniendo 94,213% mientras que el porcentaje de menor remoción lo tiene el tratamiento control (A_0) con 94,147% Pb^{2+} removido (Cuadro 7 y Figura 8).

Cuadro 7. Porcentaje de remoción de Pb^{2+}

Tratamiento	Periodo	Concentración (Pb^{+2}) mg/L	Remoción de Pb^{+2} (%)
A_1	Inicio	50	94,213
	Final	2,893	
A_2	Inicio	50	94,193
	Final	2,903	
A_3	Inicio	50	94,153
	Final	2,923	
A_0	Inicio	50	94,147
	Final	2,927	

Fuente: Elaboración propia (2015).

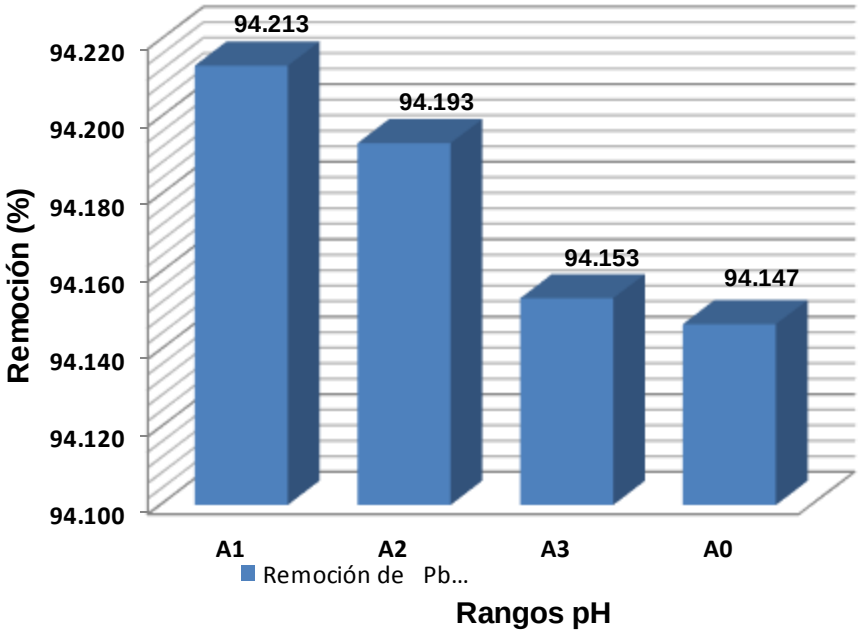


Figura 8. Porcentaje de remoción de Pb^{2+} en el agua ácida sintética a diferentes rangos de pH (acidez).

4.3. Determinación de un rango de acidez óptima y parámetros fisicoquímicos para la remoción favorable de Pb^{2+}, en el agua ácida sintética (drenaje ácido de mina)

4.3.1. Determinación del pH

La variaciones del parámetro pH evaluados en los diferentes tratamientos y sus repeticiones, en función de los rangos de pH, cuyos valores oscilan entre 1,78 a 8,14 en la escala del pH (Figura 9, 10 y 11).

En la Figura 9 pH – inicial, se sacó la muestra antes de iniciar el tratamiento (tanques) en el se observa una pequeña variación de pH de repetición en repetición en el mismos tratamiento (A_1, A_2, A_3, y A_O).

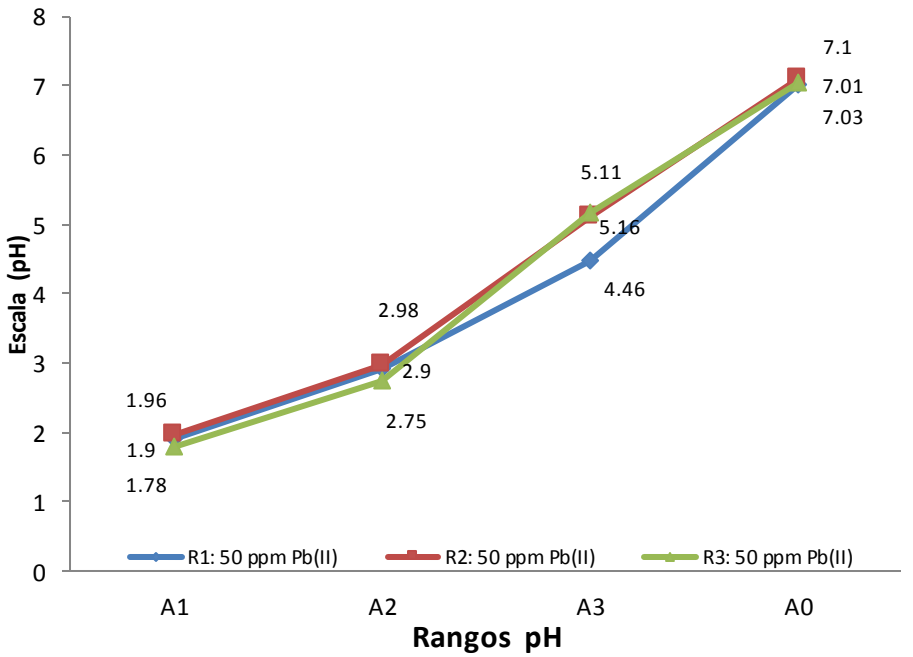


Figura 9. Variación del parámetro pH - inicial en las diferentes repeticiones en función de los tratamientos.

En el Figura 10 pH – final, muestra la variación del rango pH de todo el estudio en un tiempo de contacto 4 días por repetición (16 días total), 3 repeticiones por tratamientos (A_1, A_2, A_3 y A_0), observando un incremento de la basicidad del agua de salida (agua ácida sintética). Aumento del rango pH con respecto al pH – inicial en todo el sistema.

Los niveles de pH - final del agua ácida tratada en las columna con dolomita alcanza valores desde 7,64 a 8,15 este rango de pH tiende a crecer siendo esta diferencia significativa, siendo el rango de pH mayor logrado en el primer tratamiento A_1 y la primera repetición R_1 alcanzando 8,15 y el menor rango en el tercer tratamiento A_3 y la segunda repetición R_2 alcanzando 7,64 de rango de pH debido a las propiedades alcalinas de la dolomita en los filtros (columnas).

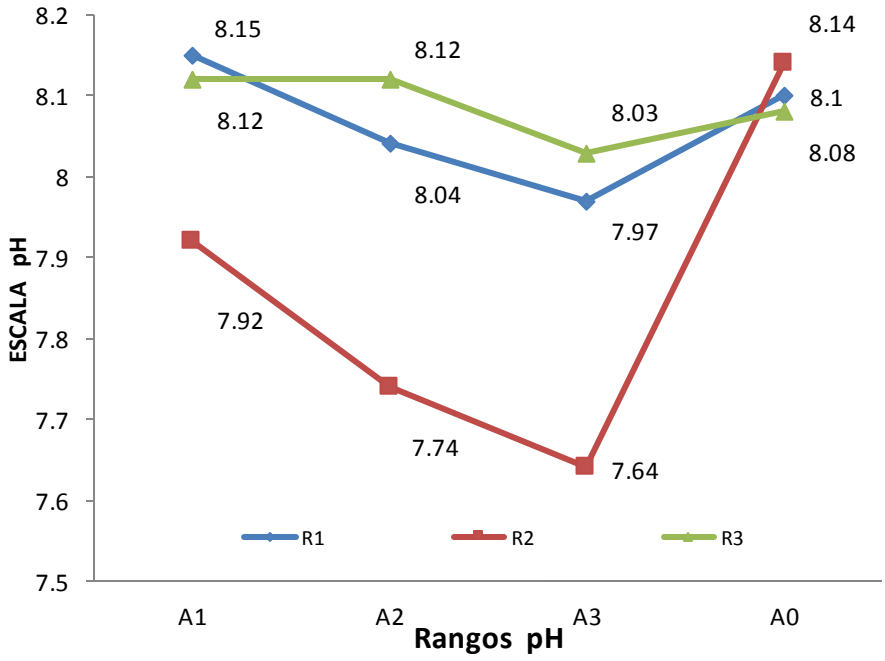


Figura 10. Variación del parámetro pH - final en las diferentes repeticiones en función de los rangos de pH.

En la Figura 11 variación del parámetro pH – inicial y final muestra el promedio general de la variación del rango pH – inicial (promedio) con respecto al pH - final (promedio), observando una diferencia significativa con respecto a la variación del rango pH (acidez) inicial y final.

Siendo el rango de pH mayor, logrado en el primer tratamiento A_1 de 1,88 de acidez a 8,06 de basicidad; de 2,88 de acidez a 7,97 de basicidad logrado en el segundo tratamiento, observando también en el tratamiento control A_0 (sin adición de acidez) que la variación de rango de pH no es tan significativa con respecto al primer y segundo tratamiento de 7,05 de basicidad a 8,11 de basicidad.

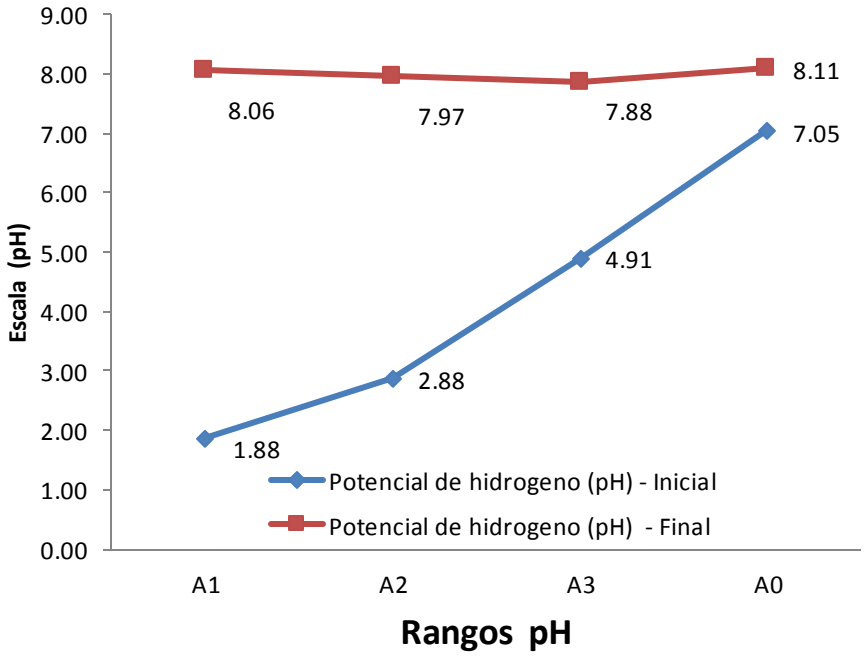


Figura 11. Variación del parámetro pH – inicial y final en los diferentes tratamientos.

4.3.2. Determinación de la Temperatura

En la Figura 12 se muestra el comportamiento del parámetro temperatura en °C evaluados en los diferentes tratamientos en función de los rangos de pH (acidez) cuyos valores oscilan entre 25,4 y 27,4 °C de acuerdo a los días de evaluación.

La variación de la temperatura en función de los rangos de pH estas temperaturas (°C) tomadas después de su paso del agua ácida al sistema de tratamiento (columnas con dolomita) en el se observa, que a mayor temperatura mayor variación del rango de pH (acidez), mayor es el incremento de la basicidad.

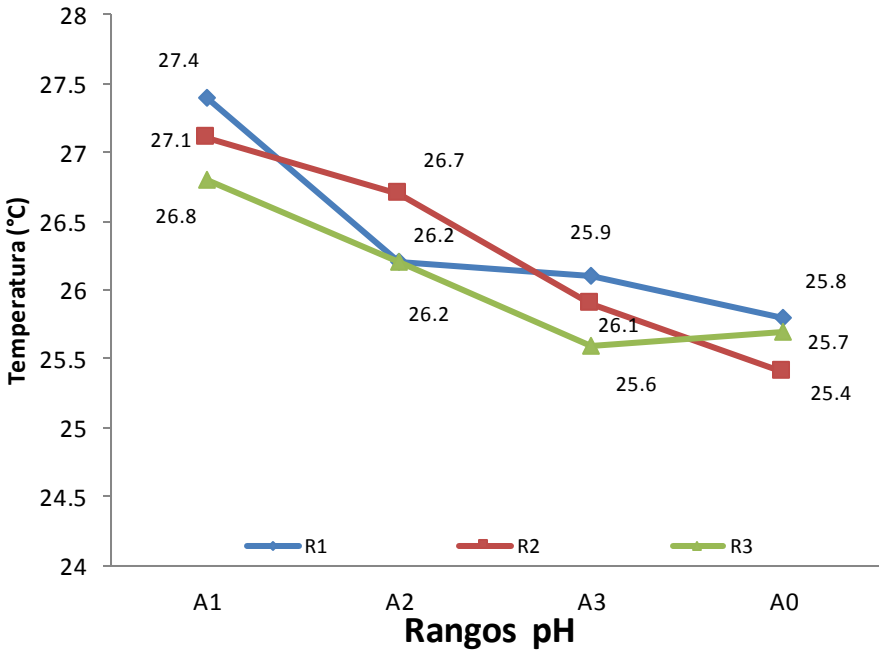


Figura 12. Variación de la temperatura en función de los rangos de pH.

4.3.3. Determinación de oxígeno disuelto (OD)

En la Figura 13 se muestra el contenido de oxígeno disuelto (ppm) del agua tratada a la salida del sistema de acuerdo a los 16 días de evaluación, cuyos valores oscilan entre 6,77 ppm alcanzado en el primer tratamiento A_1, repetición R_1 y 7,42 ppm alcanzado en el tratamiento control A_0 y repetición R_2

Relacionando la Figura 12 y 13 muestran La variación del oxígeno disuelto en función de los rangos de pH estas lecturas darían, que a menor temperatura mayor cantidad de oxigeno disuelto, observándose también que la cantidad de oxigeno disuelto en el agua tratada de salida es inversamente proporcional al incremento del rango del pH (acidez) observado en el primer tratamiento A_1.

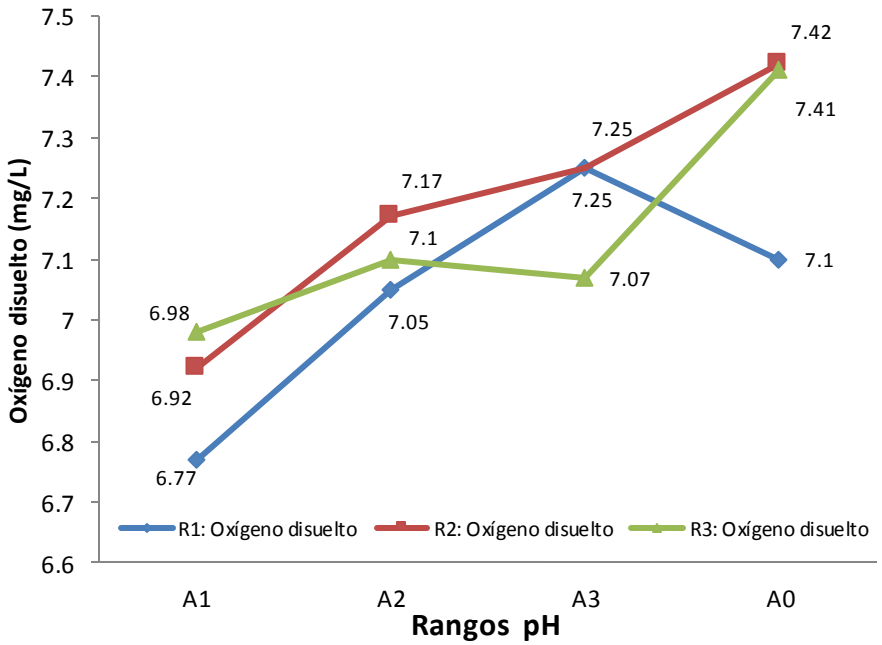


Figura 13. Variación del oxígeno disuelto en función de los rangos de pH.

4.3.4. Determinación de la conductividad

En la Figura 14 se muestra el comportamiento del parámetro conductividad (µs/cm) evaluados en los diferentes tratamientos en función de los rangos de pH cuyos valores oscilan entre 1452 y 1503; observándose en el agua sin tratamiento y valores que oscilan entre 1346 y 1503 observándose en el agua tratada de salida durante los 16 días de evaluación.

En estas lecturas se observa, que la conductividad tiende a un ligero incremento en el sistema con respecto del primer tratamiento A_1 y el tratamiento neutro A_0, también las lecturas (conductividad) tomadas antes y después del tratamiento del agua ácida sintética observando que el promedio de conductividad es mayor antes del tratamiento que después del tratamiento del agua ácida sintética.

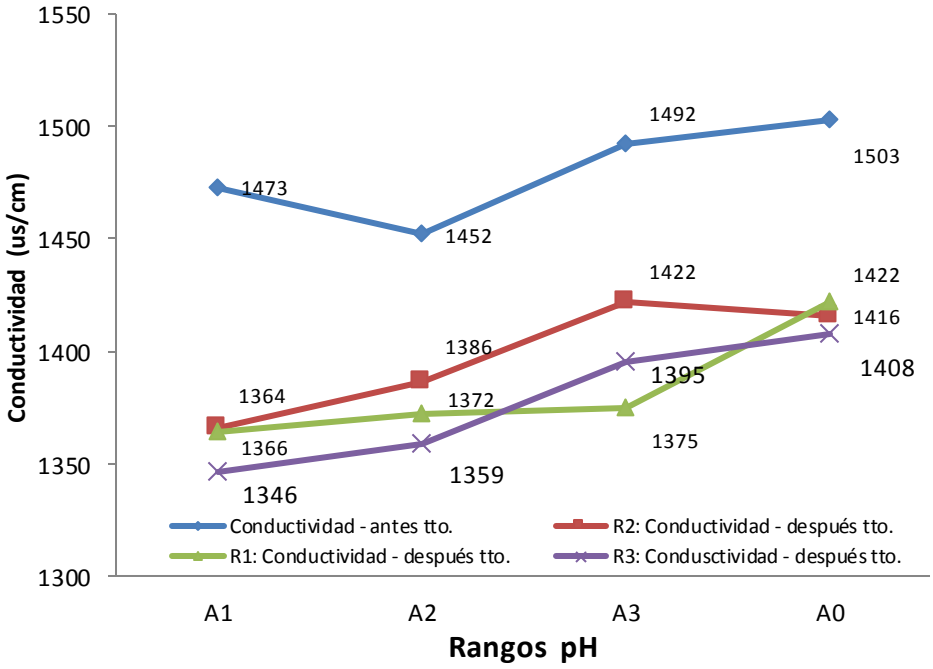


Figura 14. Variación de la conductividad en función de los rangos de pH.

4.3.5. Determinación de potencial Redox

En la Figura 15 se muestra el comportamiento del parámetro potencial Redox (mV) evaluados en los diferentes tratamientos en función de los rangos de pH cuyos valores oscilan entre 248 y 288 mV; observándose en el agua sin tratamiento y valores que oscilan entre 51,6 y 80,4 mV observándose en el agua tratada de salida durante los 16 días de evaluación.

El potencial del agua de entrada en promedio fue de 254,25 mV que indica que el agua de entrada está en condiciones oxidantes. Todos los valores de potencial obtenidos del agua tratada de salida, son inferiores al del agua de entrada pero con valores de Eh > 0 entonces todos llegando a tener condiciones oxidante. Si observamos la tendencia que siguen los valores de Eh de salida obtenidos, en los 4 tratamientos y las 3 repeticiones, vemos cómo siguen una ligera tendencia ascendente del primer tratamiento A_1 al tratamiento neutro A_0.

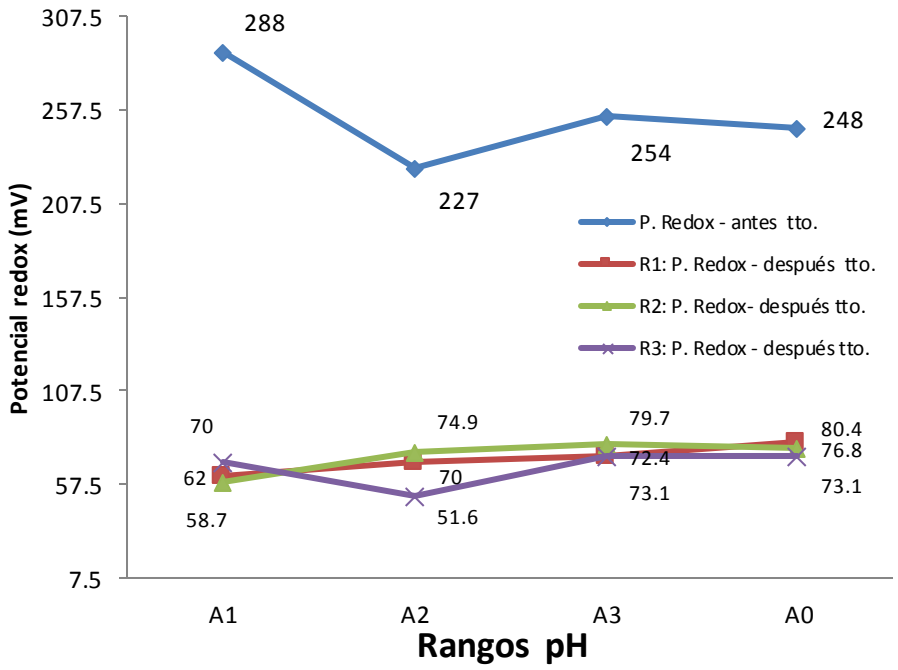


Figura 15. Variación del potencial Redox en función de los rangos de pH.

4.3.6. Determinación de la concentración de Pb^{2+} en la dolomita

Los resultados del análisis de la dolomita ya usada en los tratamientos (Cuadro 8 y Figura 16).

Cuadro 8.Comparación química de la dolomita ya utilizada.

Datos de muestra				
Elemento	Tratamiento			
	A_1	A_2	A_3	A_0
Ca (%)	17,64	16,7	23,01	19,72
Mg (%)	13,86	14,39	16,39	16,09
CaO (%)	24,52	23,22	31,98	27,41
MgO (%)	23,06	23,89	27,21	26,71
$CaCO_3$	101,44	101,19	125,14	115,73
Humedad (%)	0,12	0,03	0,16	0,03
Plomo (mg/L)	1,27	1,04	1,11	0,92

Fuente: Análisis N° 424636 (espectrofotómetro); (ver anexos apéndice 1).

En el Cuadro 8 y Figura 16, se muestran los resultados de la concentración final expresadas en porcentaje (%) de los elementos de la dolomita de desecho ya utilizada en el estudio, después del tiempo de contacto 4 días por repetición (16 días total) en los diferentes tratamientos (A_1, A_2, y A_3), comparándoles todos ellos con el tratamiento Ao, que es la dolomita control, sin adición de acidez en el tratamiento.

Se muestra la evolución de de elementos y compuestos contenido en la dolomita como: Ca, Mg, CaO y MgO, observado que los tratamientos A_1 y A_2 son los que tienen menores % de dichos elementos y compuestos en comparación con el tratamiento control A_0 (sin adición de acidez), siendo aquellos tratamientos con mayor rango de remoción de acidez en el agua tratada de salida, gastando más estos elementos y compuestos en su basicidad del agua de salida, por ser sustancias básicas y alcalinas.

Se observa también en el tercer tratamiento A_3 las variables (Ca, Mg, CaO y MgO) de la dolomita son más altos que todo el sistema de tratamiento (Cuadro 8 y Figura 16).

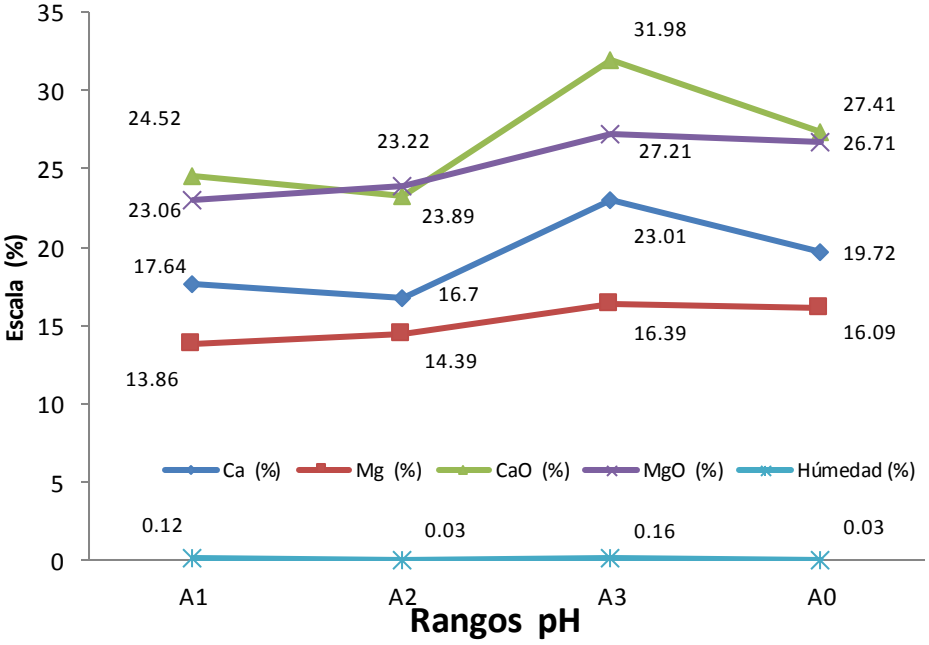


Figura 16. Variación del Ca(%), Mg(%), CaO(%), MgO(%), Humedad(%) en la dolomita en función de los rangos de pH.

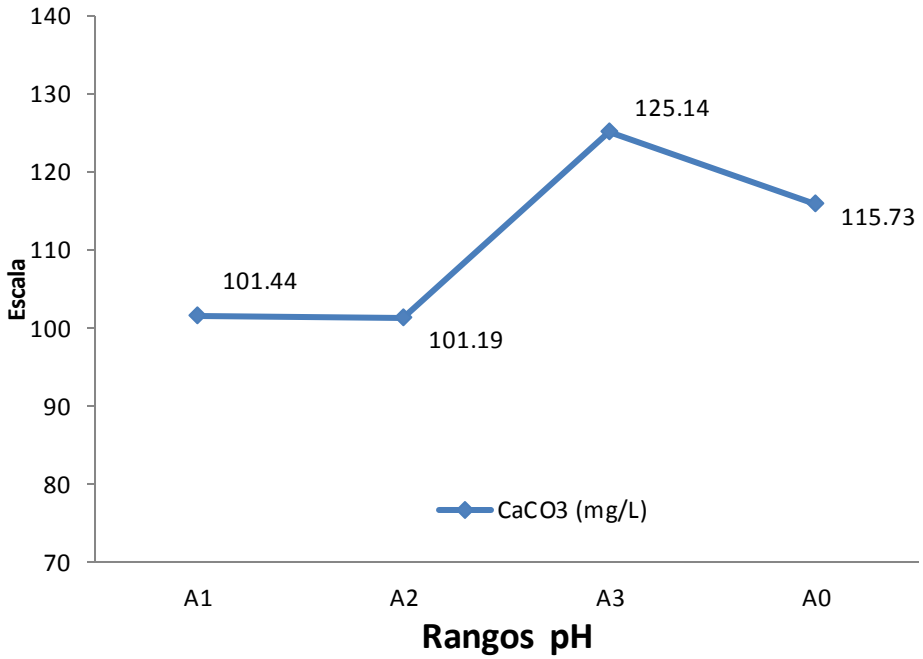


Figura 17. Variación del $CaCO_3$ en la dolomita en función del rango de pH.

En el Figura 17, se muestran los resultados de la concentración final de la acidez expresadas en mg/L de $CaCO_3$ en la dolomita de desecho ya utilizada en el estudio, después del tiempo de contacto 4 días por repetición (16 días total) en los diferentes tratamientos (A_1, A_2, y A_3), comparándoles todos ellos con el tratamiento Ao, que es la dolomita control sin adición de acidez en el tratamiento.

Con el $CaCO_3$ es otra medida de cuantificar la acidez mediante la alcalinidad evaluada soló en la dolomita en el presente estudio. En la muestra se observa que el 2do tratamiento A_2 es el que tiene menor concentración de $CaCO_3$ en la dolomita, seguido del 1er tratamiento A_1. Estando la alcalinidad en un rango de media, siendo la alcalinidad la capacidad del agua para neutralizar ácidos o aceptar protones, justificándose los menores valores de $CaCO_3$ en el 1er y 2do

tratamiento (A_1 y A_2) y logrando una mayor basicidad en los resultados del agua ácida sintética evaluada.

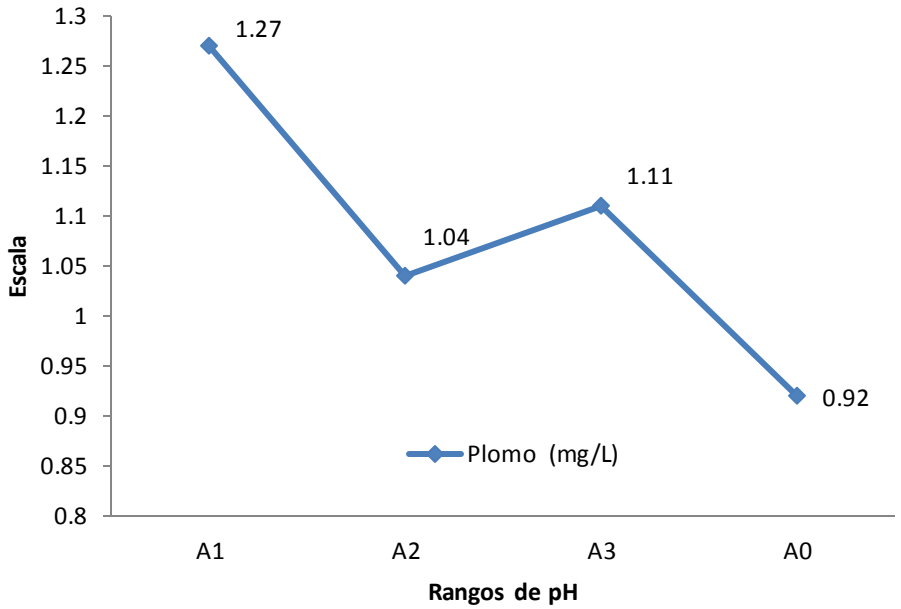


Figura 18. Acumulación de Pb^{2+} en la dolomita en función de los rangos de pH.

En el Figura 18, se muestran los resultados de la concentración final expresadas en mg/L de plomo (Pb^{2+}) en la dolomita usada en el estudio, después del tiempo de contacto 4 días por repetición (16 días total) en los diferentes tratamientos (A_1, A_2, y A_3) comparándoles con el tratamiento control (Ao).

En la muestra se observa que el tratamiento A_1 es el que tiene mayor concentración de plomo (Pb^{2+}) en la dolomita, seguido del tratamiento A_3 siendo aquellos tratamientos con mayor rango de acidez, en el agua ácida sintética evaluada, en menor concentración en el tratamiento control (Ao).

De los 50 mg/L de plomo inicial utilizado en el estudio 2,91 mg/L (promedio) de plomo removidos en agua tratada y 1,085 mg/L (promedio) encontrados en la dolomita de desecho. El catión Pb^{2+} se encuentra estable en

soluciones ácidas o neutras, a medida que aumenta el pH se hidroliza parcialmente formando especies nuevas, como hidróxido de plomo, $PbOH^+$.

4.3.7. Análisis estadístico de los tratamientos

Cuadro 9. Análisis estadístico de los tratamientos.

Acidez	N	Media	Desviación típica	Error típico	Intervalo de confianza para la media al 95%		Mínimo	Máximo
					Límite inferior	Límite superior		
A_0	3	2,927	0,021	0,012	2,875	2,978	2,91	2,95
A_1	3	2,893	0,012	0,007	2,865	2,922	2,88	2,90
A_2	3	2,903	0,006	0,003	2,889	2,918	2,90	2,91
A_3	3	2,923	0,012	0,007	2,895	2,952	2,91	2,93
Total	12	2,912	0,019	0,005	2,900	2,923	2,88	2,95

Fuente: Elaboración propia (2015).

Se muestra las medidas de tendencia central por cada tratamiento, observándose los valores de la media, la desviación típica, el error típico, intervalo de confianza al 95 %, y los valores mínimos y máximos.

Puede observarse que existe poca diferencia en los valores de lectura para cada tratamiento, evidenciándose ésta en los mínimos valores de la desviación y error típico. Asimismo entre los tratamientos el máximo valor encontrado fue de 2,95 mg/L y el mínimo de 2,88 mg/L.

4.3.7.1. Prueba de homogeneidad de varianza

Cuadro 10. Prueba de homogeneidad de varianza.

Estadístico de Levene	gl1	gl2	Sig.
2,429	3	8	0,140

Fuente: Elaboración propia (2015).

Se usó la prueba de Levene, la que nos permitió contrastar la hipótesis de igualdad de varianzas poblacionales para los tratamientos. Dado que el nivel crítico (sig.=0,140) es mayor que 0,05 se acepta la hipótesis de igualdad de varianzas. Concluyendo de esta manera que para las lecturas de Pb^{2+} en mg/L obtenidas a distintos niveles de acidez (pH) las varianzas de la variable son iguales.

4.3.7.2. Análisis de varianza

Ésta prueba básicamente nos dice si las lecturas de Pb^{2+} obtenidas son iguales o diferentes respecto a sus medias, analizando la diferencia entre la variación de cada lectura y la media de su grupo (tratamiento) y la variación entre la media de cada grupo y la media general.

Para efecto de la investigación se tendrán las siguientes hipótesis:

- Ho: Las lecturas de Pb^{2+} promedio es igual a distintos niveles de acidez (pH).
- Ha: Al menos una de las lecturas de Pb^{2+} promedio es diferente a distintos niveles de acidez (pH).

Cuadro 11. Análisis de varianza.

Fuente de variación	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Acidez	0,0023	3	0,0008	4,1818	0,0469
Error	0,0015	8	0,0002		
Total	0,0038	11			

Fuente: Elaboración propia (2015).

Dado que el p - valor es menor que 0,05 debe rechazarse la hipótesis de igualdad de medias. Por tanto, las lecturas de Pb^{2+} promedio difieren a distintas dosis de acidez (pH).

4.3.7.3. Pruebas para la comparación de medias

- **Prueba de Duncan**

Se utilizó también la prueba de Duncan, para reforzar lo visto en el ANVA. Ésta prueba muestra dos subconjuntos homogéneos (el nivel crítico del test de comparación entre ambas resultó 0,392 y 0,077 con Duncan respectivamente), afirmándose así lo visto en el ANVA. Se concluye de esta manera que las lecturas de Pb (II) para los niveles de pH = 2 y pH = 3 (A_1 y A_2) son significativamente iguales, por otro lado se afirma lo mismo para los niveles de pH = 3, pH = 4 y pH = 7 (A_2, A_3 y A_0).

Cuadro 12. Prueba de Duncan.

ACIDEZ	N	Subconjunto para alfa = 0.05	
		1	2
A_1	3	2,8933	
A_2	3	2,9033	2,9033
A_3	3		2,9233
A_0	3		2,9267
Sig.		0,392	0,077

Fuente: Elaboración propia (2015).

La Figura 19 muestra las medias de las lecturas de Pb^{2+} en los tratamientos en dos subgrupos homogéneos, de acuerdo a la prueba de Duncan.

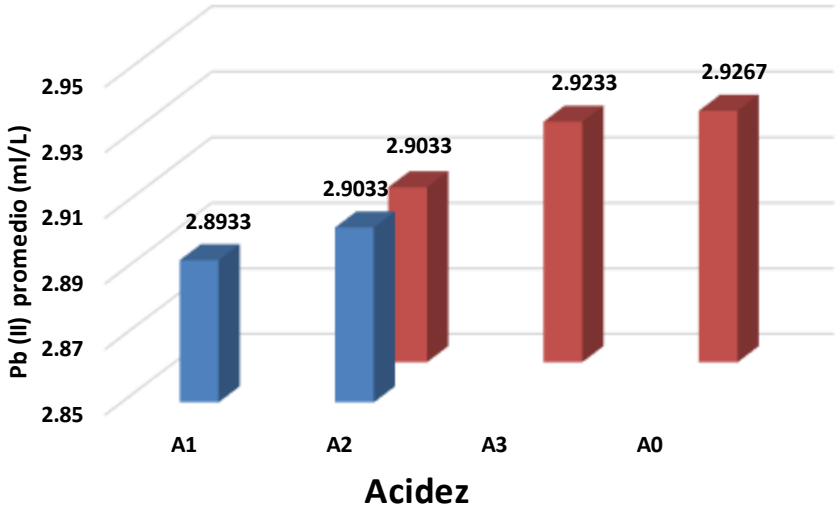


Figura 19. Prueba de Duncan – promedio Pb^{2+} (mg/L).

V. DISCUSIÓN

5.1. Ensayos a nivel de laboratorio para la remoción de Pb^{2+} a diferentes concentraciones y en diferentes medios de acidez

ORDÓÑEZ *et al.* (1999), desarrolló ensayos a nivel de laboratorio, un sistema en base a columnas de dimensiones próximas a 30 cm de altura y 8 cm de diámetro demostró una gran versatilidad, así como facilidad de operación y un mínimo mantenimiento. Del mismo modo en la implementación de montajes a escala de laboratorio realizado en el presente estudio Figura 6 y 7, se desarrolló un sistema en base a columnas, demostrando versatilidad, facilidad en la operación y un mínimo mantenimiento.

PALOMINO *et al.* (2004), sin embargo, debido a no implantar un sistema adquisitivo de datos ha sido laboriosa la toma de muestras. Además, el hecho de trabajar con caudales tan pequeños ha dificultado tanto la toma de muestras como los análisis llevados a cabo para un correcto seguimiento de la experimentación. De igual modo en la implementación de los ensayos a nivel de laboratorio realizados en el presente estudio Figura 30, 31 y 32 encontramos estos inconvenientes.

5.2. Determinación del porcentaje (%) de remoción de Pb^{2+} a diferentes concentraciones y en diferentes medios de acidez

PALOMINO *et al.* (2004), a nivel laboratorio realizaron una serie de experimentos y lograron una remoción de 99,23% de plomo, en un drenaje ácido de mina, empleando un sistema BSR (Bacterias Sulfato Reductoras) y mecanismos de adsorción con especies fitorremediadoras en un humedal artificial, utilizando un método biológico y químico. De la misma manera NINA, (2008) en un tratamiento a escala de laboratorio. Utilizando un método químico un tratamiento realizado con cal, en reactores Batch y reactores continuos lograron una remoción 96.67% de plomo, en la misma investigación utilizando un método biogénico con el empleo de BSR en bioreactores anaerobios, se alcanzaron 96,67% de remoción de plomo. También MCGREGOR *et al.*(1999), lograron una remoción 31% de plomo mediante un sistema de barreras que estaba constituida en un 80% por grava,15% de compost y un 5% de caliza.

En la presente investigación se logró en laboratorio mediante un método químico utilizando dolomita natural como adsorbente, utilizando un sistema de columnas a cuatro diferentes concentraciones de acidez en los tratamientos un 94,21 % de plomo (II) removido, logrado en el 1er tratamiento (A_1). Constatados en el Cuadro 7 y en la Figura 8. Utilizando como contaminante 50 ppm de Pb^{2+} en todos los tratamientos.

5.3. Determinación de un rango de acidez óptimo y parámetros fisicoquímicos para la remoción favorable de Pb^{2+}, en el agua ácida sintética (drenaje ácido de mina)

CALDERÓN y LEÓN (2005) El pH es un factor muy importante, porque determinados procesos químicos solamente pueden tener lugar a un determinado pH.

Según la estadística, prueba de Duncan:

Esta prueba muestra dos sub conjuntos homogéneos (el nivel crítico del test de comparación entre ambas resultó 0,392 y 0.077 con Duncan respectivamente), afirmándose así lo visto en el ANVA. Se concluye de esta manera que las lecturas de Pb^{2+} para los niveles (Tratamientos: A_1 y A_2) de pH = 2 y pH = 3 son significativamente iguales, por otro lado se afirma lo mismo para los niveles (Tratamientos: A_2, A_3 y A_0) de pH = 3, pH = 4 y pH = 7, también son iguales, dado que el tratamiento A_0 es el tratamiento control, siendo el 1er sub grupo el que obtiene mayor remoción de plomo (ll) se afirma que la acidez óptima para la remoción de plomo usando dolomita como adsorbente fluctúa en un rango de acidez de 1,5 a 3,5 de acidez (pH).

VI. CONCLUSIÓN

1. La dolomita incrementa el pH de las aguas ácidas de 1,5 a 8,11 en la escala del pH.
2. Se redujo la concentración de plomo (Pb^{2+}) de 50 mg/L a 2,893 mg/L, logrado en el primer tratamiento A_1.
3. La tasa de mayor remoción del plomo (Pb^{2+}) es 94,21% alcanzado en el primer tratamiento A_1.
4. La acidez óptima para la remoción de Pb^{2+} usando dolomita como adsorbente fluctúa entre 1,5 a 3,5 de rango de pH (acidez).

VII. RECOMENDACIONES

1. Es importante para este tipo de investigaciones de neutralizaciones de pH un análisis completo de la alcalinidad en el agua tratada en mg de $CaCO_3$/L, en cada etapa de investigación (tiempo).
2. Para estudios posteriores, realizar una titulación de fenolftaleína para determinar la acidez en $CaCO_3$ mg/L.
3. Realizar este tipo de investigación utilizando un drenaje ácido de mina real y a las mismas condiciones de altitud y temperatura, ejemplo realizarlo en Cerro de Pasco.
4. Para estudios posteriores, se propone evaluar el plomo en función de la influencia de la remoción de los demás elementos presentes en un drenaje ácido de mina real.
5. Para estudios posteriores, se propone evaluar la adsorción con dolomita en la remoción de metales pesados empleando un método químico y biológico con sistema BSR (Bacterias Sulfato Reductoras) y mecanismos de absorción con especies fitorremediadoras.

ABSTRACT

This present study evaluated the influence of acidity in the removal of lead (Pb^{2+}) by using a natural dolomite as adsorbent in a laboratory scale. It was implemented an experimental arrangement (columns systems) containing dolomite interconnected into four equal volumes (20L.) at constant concentration of 50 ppm Pb^{2+} but using the 4 different pH ranges in each volume.It is developed an experimental desingn in 3 treatments and 3 repetitions, It took a time of 96 hours to break through the contaminated water to the system. The final concentrations, were denominated by spectrophotometry of atomic absorption. It was decreased Pb^{2+} a concentration of 50 ppm to 2,893 ppm making removal percentages of 94,21% found in the first treatment (A_1). Alkaline properties of dolomite increased the pH of the acid water from 1,5 to 8,11 it also caused the decrease of the redox potential (Eh), to oxidant to less oxidant. The results allow to conclude, that acidity influences in the removal of lead (Pb^{2+}) and optimal acidity ranges from a range of 1,5 – 3,5 pH and natural dolomite can be used as adsorbent of lead in the treatment of acid mine effluents with high lead content (Pb^{2+}).

VIII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APHA (LA ASOCIACIÓN AMERICANA DE SALUD PÚBLICA). 1992. Los métodos estándar para el Examen de Agua y Agua Residual. 18ava edición: Washington.

ATSDR (Agencia para Sustancias Tóxicas y el registro de enfermedades). 1999. Perfil Toxicológico del plomo (en inglés). Sección 3. Atlanta, GA: Departamento de Salud y Servicios Humanos de los EE.UU., Servicio de Salud Pública.

BIANCHINI, F. 2009. Evaluación de la Calidad de los Recursos Hídricos en la Provincia de Pasco y de la Salud en el Centro Poblado de Paragsha. Cerro de Pasco, Perú. 98p.

CALDERÓN, V., LEÓN, J. 2005. Evaluación y optimización de parámetros de la puesta en funcionamiento de la planta de neutralización de aguas acidas perteneciente a la Volcán C.I.A. Minera unidad Yauli - Oroya. Tesis Ing. Químico. Huancayo, Perú. Universidad Nacional del Centro. 123 p.

CARPENTER, D., CIKRT, M., AND SUK, W.A. 1999. Hazardous waster in Eastern and central Europe: technology and health effects. Environmental Health Perspectives. 107, 4: 249 – 250.

CARPENTER, D. 1998. Health effects of metals. Central Europe Journal Public Health. 6. No. 2, 160 – 163.

DIGESA, 2000. Monitoreo del río Rímac y tributarios – 2000 evaluación de riesgos sanitarios y ambientales por parámetro en estaciones DIGESA/JMRR/15-03-2001

DIGESA, 2011. Monitoreo del río Llaucano y tributarios – 2011 evaluación de riesgos sanitarios y ambientales por parámetro en estaciones DIGESA/JMRR/16-04-2012

DIGESA, 2011. Monitoreo del río Rímac y tributarios – 2011 evaluación de riesgos sanitarios y ambientales por parámetro en estaciones DIGESA/JMRR/16-04-2012

EL PERUANO. 2010. (Decreto Supremo N° 010-2010-MINAM: Aprueban Límites Máximos Permisibles para descargas de efluentes líquidos de actividades minero-metalúrgicas [En línea]: <http://www.minam.gob.pe/dmdocuments/ds_002_2008_eca_agua.pdf, 10 Jun 2010>

FLORES, S. 2009. Tratamiento de remediación de efluentes metalúrgicos con énfasis en el abatimiento de cobre con dolomita. Tesis Ing. Metalurgista Lima, Perú. Universidad Mayor de San Marcos.199 p.

GUEVARA, M. 2013. Proyecto de ley n° 1974/2012 - CR: Ley que declara de interés nacional y necesidad pública la transformación de relaves mineros en materiales de construcción. Congreso de la República. 9:4-5.

HEDIN, R., WATZLAF, G., NAIRN, R. 1994. Passive treatment of acid mine drainage with limestone, J. Environ qual, Vol.23. n° 6, USA, 1338 - 1345

LÓPEZ, P. 2002. Tratamientos pasivos de drenajes ácidos de mina: estado actual y perspectivas de futuro. Boletín Geológico y Minero, 113 (1): 3 - 21 ISSN: 0366 - 0176

MARCOVECCHIO, J. y MORENO, V. 1991. Metal accumulation in tissues of sharks from the Bahía Blanca Estuary, Argentina. Marine Environmental Research. Vol. 31: 263 - 274. [En línea]: <http://www.cricyt.edu.ar/enciclopedia/terminos/Bioac.htm, documentos, 20 agosto. 2015.>

MCGREGOR, C. 1999. Remediation of a heavy metal plume using a reactive Wall. Insitu and on site bioremediation. The Fifth International Symposium, Battelle, San Diego, CA, April, 19 - 20

MEJÍA, S. 2006. Aproximación teórica a la biosorción de metales pesados por medio de microorganismos Revista CES Medicina Veterinaria y Zootecnia 1 (1): 77 - 99.

NINA, M. 2008. Evaluación de los métodos químicos y biogénico para el tratamiento de drenaje ácido de mina a escala de laboratorio. Tesis grado magíster en ciencias ambientales. Lima, Perú. Universidad Mayor de San Marcos.105 p.

NORDSTROM, D., ALPERS, C. 1999. Geochemistry of acid mine waters. En: Plumlee, G.S., Logsdon, M.J. (Eds), Theenvironmental geochemistry of mineral deposists. Reviews in Economic Geology, SEG, Littleton, CO. USA. (6A), 133-156.

OMS, 2003. Lead in drinking water. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra - Suiza, Organización Mundial de la Salud WHO SDE WSH 03.04.9.

ORDÓÑEZ, A. 1999. Sistema de tratamiento pasivo para aguas ácidas de mina. Experiencia de laboratorio, diseño y ejecución. Tesis doctoral. Oviedo, España. Universidad de Oviedo. 693 p.

PALOMINO, J., PAREDES, M., VILLANUEVA, R. 2004. Universidad Nacional Santiago Antúnez de Mayolo (UNSAM). Biorremediación de drenaje ácido de mina (DAM) mediante sistema de humedales. Tomado del IV Congreso Internacional de Medio Ambiente en minería y metalurgia. 13 -16 de julio del 2005.

PIEDRA, V. 1986. Efecto de la Dolomita y Fertilización Fosforada en una Secuencia de Cultivos en Suelos Ácidos. Tesis para optar el título de Ingeniero Agrónomo. Tingo María, Perú. Universidad Nacional Agraria de la Selva (UNAS).

PROSPERO, J. 1999. Long - range transport of mineral dust in the global atmosphere: Impact of African dust on the Environmental Pollution. 110: 171 – 178.

ROMERO, R. 2002. Calidad del agua. Escuela Colombiana de ingeniería. Editorial Nomo S.A. Bogotá. Colombia.p.127.

SEPÚLVEDA – ARCUCH, V. 2000. Exposición a plomo ambiental en población infantil de la ciudad de Antofagasta. Tesis de posgrado en salud pública. Organización panamericana de la salud 1 – 74.

SUMMERS, L., BONELLI, J. 1997. Guía Ambiental para el Manejo de Drenaje Ácido de Minas, Lima, Perú.

TREJO, M. 2001. Plomo: contaminación causada por plomo por una industria recuperadora del metal y su impacto sobre las personas que residen en su cercanía. (Tesis doctoral). Universidad San Carlos de Guatemala.

U.S. EPA 1996. Constructed wetlands treatment. Engineering Bulletin. EPA/540/S-96/501, 9pp.

U.S. EPA 2000.Coal remining best management practices guidance manual. Office of Science and Technology Engineering and Analysis Division. Washington DC. EPA 821-R-00-007.

VILLACHICA, C. 2000. Proceso NCD “Tecnología Nacional comprobada para el tratamiento de efluentes ácidos mineros”. Recuperado del IV Congreso Internacional de Medio Ambiente en Minería y Metalurgia. 13-16 de Julio del 2005.

WATZLAF, G. 1997. Passive treatment acid mine drainage in down- flow limestone systems. U.S. Department of Energy Technology Center, Pittsburgh, 233-244.

IX. ANEXO

Apéndice 1. Especificaciones

Anexo A. Certificados de laboratorio de análisis

UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA DE LA SELVA
TINGO MARIA
Facultad de Agronomía - Laboratorio de Análisis de Suelos
Av. Universitaria s/n Telef. 562342 - Fax 561156 Apdo. 156
analisisdesuelosunas@hotmail.com

ANALISIS ESPECIAL

SOLICITANTE: BASILIO TAVERA JIMMY CHARLES

TIPO DE MUESTRA: AGUA

PROCEDENCIA: UNAS - RUPA RUPA - LEONCIO PRADO - HUANUCO

DATOS DE LA MUESTRA				PLOMO (Pb) mg/L
Nº	COD. LAB	MUESTRA	R	
2	M111	To	R1	2.950
3	M112	To	R2	2.920
4	M113	To	R3	2.910
5	M114	TA	R1	2.880
6	M115	TA	R2	2.900
7	M116	TA	R3	2.900
8	M117	TB	R1	2.900
9	M118	TB	R2	2.910
10	M119	TB	R3	2.900
11	M120	TC	R1	2.930
12	M121	TC	R2	2.930
13	M122	TC	R3	2.910

FECHA: 20 de Julio 2015
MUESTREADO: por el solicitante
RECIBO Nº: 001-0424336

UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA DE LA SELVA
LAB. ANALISIS DE SUELOS
M.Sc. Blgo. Miguel Herallya Rojas
JEFE

Figura 20. Análisis del agua con Pb^{2+} tratada en el estudio.

UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA DE LA SELVA

Facultad de Agronomía - Laboratorio de Análisis de Suelos

ANALISIS ESPECIAL

SOLICITANTE: BASILIO TAVERA JIMMY CHARL PROCEDENCIA: UNAS

Datos de la Muestra		Ca (%)	Mg (%)	CaO (%)	MgO (%)	E $CaCO_3$	Húmedad (%)	Pb (ppm)
Cod. Lab	Tipo							
M123	DOLOMITA To	19.72	16.09	27.41	26.71	115.73	0.03	0.92
M124	DOLOMITA T1	17.64	13.89	24.52	23.06	101.44	0.12	1.27
M125	DOLOMITA T2	16.70	14.39	23.22	23.89	101.19	0.03	1.04
M126	DOLOMITA T3	23.01	16.39	31.98	27.21	125.14	0.16	1.11

FECHA: 11 de agosto del 2015

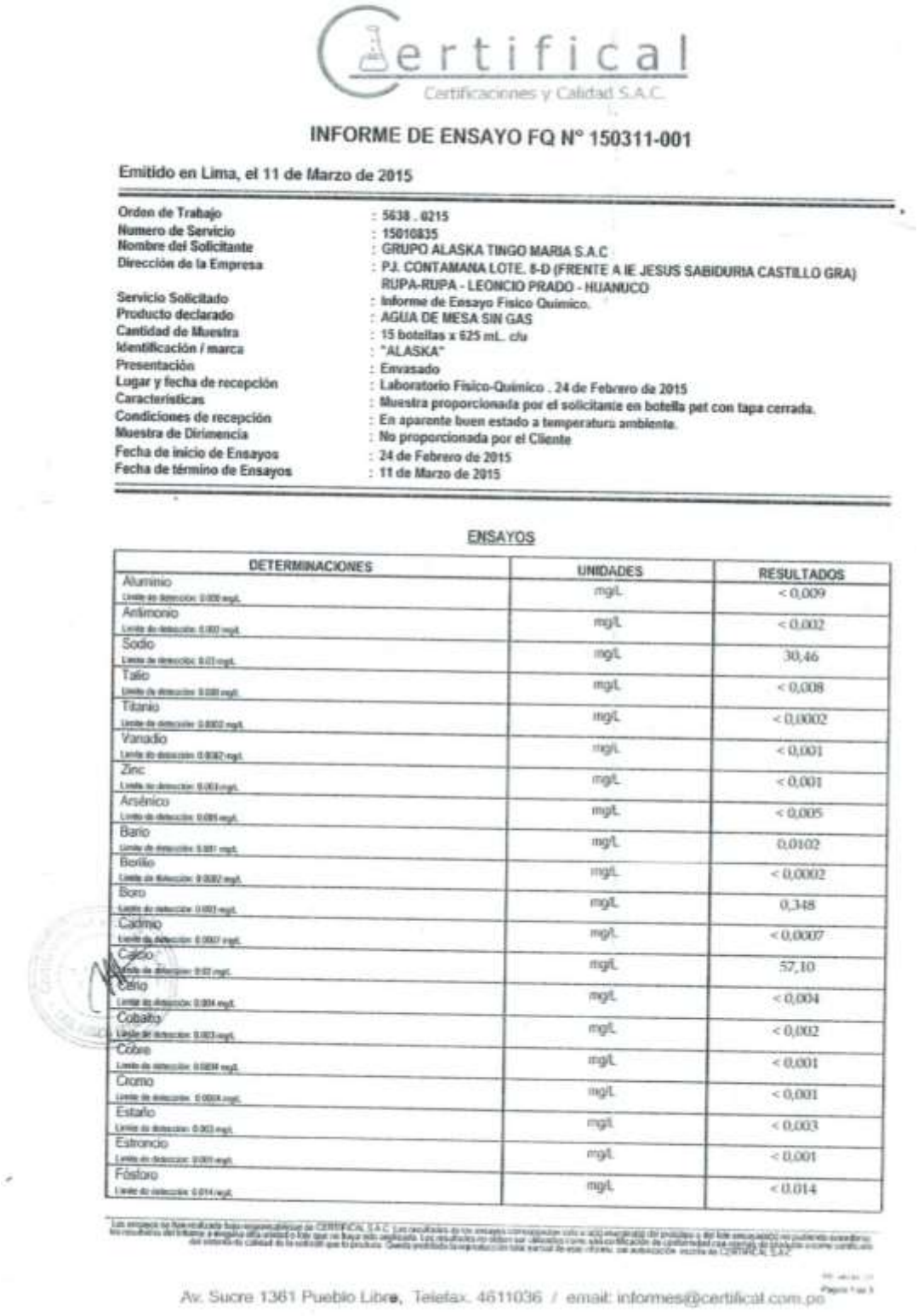
MUESTREADO: por el solicitante

Recibo N° 424336

M.Sc. Biól. Michel Huanya Rojas
JEFE

METODOLOGIA
Ca: E. Absorción Atómica
Mg: E. Absorción Atómica
Humedad: Estufa

Figura 21. Análisis de la dolomita usada antes y después del tratamiento.



Certifical
Certificaciones y Calidad S.A.C.

INFORME DE ENSAYO FQ N° 150311-001

Emitido en Lima, el 11 de Marzo de 2015

Orden de Trabajo	: 5638 . 0215
Numero de Servicio	: 15010835
Nombre del Solicitante	: GRUPO ALASKA TINGO MARIA S.A.C
Dirección de la Empresa	: P.J. CONTAMANA LOTE. 8-D (FRENTE A IE JESUS SABIDURIA CASTILLO GRA) RUPA-RUPA - LEONCIO PRADO - HUANUCO
Servicio Solicitado	: Informe de Ensayo Fisico Quimico.
Producto declarado	: AGUA DE MESA SIN GAS
Cantidad de Muestra	: 15 botellas x 625 mL. c/u
Identificación / marca	: "ALASKA"
Presentación	: Envasado
Lugar y fecha de recepción	: Laboratorio Fisico-Quimico . 24 de Febrero de 2015
Caracteristicas	: Muestra proporcionada por el solicitante en botella pet con tapa cerrada.
Condiciones de recepción	: En aparente buen estado a temperatura ambiente.
Muestra de Dirimencia	: No proporcionada por el Cliente
Fecha de inicio de Ensayos	: 24 de Febrero de 2015
Fecha de término de Ensayos	: 11 de Marzo de 2015

ENSAYOS

DETERMINACIONES	UNIDADES	RESULTADOS
Aluminio	mg/L	< 0,009
Antimonio	mg/L	< 0,002
Sodio	mg/L	30,46
Talio	mg/L	< 0,008
Titanio	mg/L	< 0,0002
Vanadio	mg/L	< 0,001
Zinc	mg/L	< 0,001
Arsénico	mg/L	< 0,005
Bario	mg/L	0,0102
Berilio	mg/L	< 0,0002
Boro	mg/L	0,348
Cadmio	mg/L	< 0,0007
Calcio	mg/L	57,10
Cinc	mg/L	< 0,004
Cobalto	mg/L	< 0,002
Cobre	mg/L	< 0,001
Cromo	mg/L	< 0,001
Estaño	mg/L	< 0,003
Estroncio	mg/L	< 0,001
Fósforo	mg/L	< 0,014

Av. Sucre 1361 Pueblo Libre, Telefax. 4611036 / email: informes@certifical.com.pe

Figura 22. Análisis del agua mineral, usada para el estudio (Parte 01).

INFORME DE ENSAYO FQ N° 150311-001

Emitido en Lima, el 11 de Marzo de 2015

ENSAYOS

DETERMINACIONES	UNIDADES	RESULTADOS
Hierro Límite de detección: 0.001 mg/L	mg/L	< 0,001
Litio Límite de detección: 0.007 mg/L	mg/L	< 0,007
Magnesio Límite de detección: 0.02 mg/L	mg/L	16,85
Manganeso Límite de detección: 0.0004 mg/L	mg/L	< 0,001
Molibdeno Límite de detección: 0.0075 mg/L	mg/L	< 0,0075
Níquel Límite de detección: 0.0020 mg/L	mg/L	< 0,0020
Plata Límite de detección: 0.0005 mg/L	mg/L	< 0,0005
Plomo Límite de detección: 0.005 mg/L	mg/L	< 0,005
Potasio Límite de detección: 0.02 mg/L	mg/L	< 0,02
Selenio Límite de detección: 0.006 mg/L	mg/L	< 0,006
Silicio Límite de detección: 0.03 mg/L	mg/L	< 0,01
Dureza total Límite de detección: 0.57 mg/L ; Límite de cuantificación: 1.83 mg/L	$CaCO_3$ mg/L	13,20
Sulfatos Límite de detección: 0.3 mg/L ; Límite de cuantificación: 1.0 mg/L	SO_4^{2-} mg/L	12,14
pH Res.: 0.01	-	6,84
Sólidos totales	mg/L	24,61
Cloruros Límite de detección: 8.00 mg/L ; Límite de cuantificación: 2.10 mg/L	Cl^- mg /L	4,50
Mercurio Límite de Detección: 0.001 mg/L	mg/L	< 0,001
Nitratos Límite de detección: 0.018 mg/L ; Límite de cuantificación: 0.051 mg/L	NO_3^- mg/L	0,181
Nitritos Límite de detección: 0.001 mg/L ; Límite de cuantificación: 0.003 mg/L	$(N\text{-}NO_2^-)$ mg/L	< 0,001
Cianuro Límite de Cuantificación: 0.006 mg/L	mg/L	< 0,006
Fluoruros Límite de cuantificación: 0.10 mg/L	mg/L	0,42
Cloro	mg/L	0,32
Cloruro Límite de cuantificación 0.1 mg/L	mg/L	< 0,05
Clorato Límite de cuantificación: 0.1 mg/L	mg/L	< 0,05
Uranio Límite de detección 0.00005 mg/L	mg/L	0,005
Turbiedad Límite de detección: 0.015 NTU; Límite de Cuantificación: 0.047 NTU	NTU	0,06
Conductividad Res.: 0.1 uS/cm	uS/cm	68,22
Color	UVC	5,10
Amoniaco Límite de detección: 0.001 mg/L	mg/L	< 0,001

Los ensayos se han realizado bajo responsabilidad de CERTIFICAL S.A.C. Los resultados de los ensayos corresponden solo a la(s) muestra(s) del producto o del lote ensayado(s) no pudiendo extenderse los resultados del informe a ninguna otra unidad o lote que no haya sido ensayado. Los resultados no deben ser utilizados como una certificación de conformidad con normas de producto o como certificado del sistema de calidad de la entidad que lo produce. Queda prohibida la reproducción total parcial de este informe, sin autorización escrita de CERTIFICAL S.A.C.

Página 2 de 3

Figura 23. Análisis del agua mineral, usada para el estudio (Parte 02).

Anexo B. Especificaciones técnicas del reactivo nitrato de plomo (II)

Xilong Chemical Co., Ltd. Inspection Report

XH/R-ZJ.01-09

Commodity name	Lead nitrate		Performance Standard: HG/T3470-2000		
Molecular formula	$Pb(NO_3)_2$	Relative molecular mass	331.21	Department batch No.	
Grade	Analytical reagent	Packing specification	500g/ bottle	Quantity	60 bottles
Batch No.	131008 2	Sampling date	Oct.8.2013	Reporting date	Oct.9.2013
Manufacturer	Xilong Chemical Co., Ltd.				

Inspect items	Specifications	Inspect results
Assay [$Pb(NO_3)_2$], %	≥99.0	99.4
pH value (50g/L, 25□)	≥3.5	4.1
Clearness index test	Pass test	Pass test
Water insoluble matters, %	≤0.005	0.005
Chloride (Cl), %	≤0.001	<0.001
Iron (Fe), %	≤0.001	<0.001
Cupric (Cu), %	≤0.0005	<0.0005
Non-sludging to hydrogen sulfide (as SO_4), %	≤0.05	0.04
End of Report		

Conclusion: By checking, the lot product quality accurate to HG/T3470-2000 with analytical reagent.

Figura 24. Certificado del reactivo marca Xilong Chemical Co. LTD.

Apéndice 2. Cálculos para la preparación del agua contaminada con plomo

Para la adición de Nitrato de plomo [Pb $(NO_3)_2$]

Se adicionó Pb $(NO_3)_2$ en 4 cubas, 1 se empleó para testigo y se tuvieron 3 repeticiones.

Para la concentración 1, 2, 3, 4 (C_1:50ppm)

$$[Pb(NO_3)_2]\frac{mg}{L} = [Pb]\frac{mg}{L} * \frac{Peso\ molecular\ [Pb(NO_3)_2]\ gr}{Peso\ molecular\ [Pb]\ gr}$$

$$[Pb(NO_3)_2]\frac{mg}{L} = 50\frac{mg}{L} * \frac{331.2\ gr\ [PbNO_3)_2]}{207.2\ gr\ [Pb]}$$

$$[Pb(NO_3)_2O]\frac{mg}{L} = 79{,}9227\ \frac{mg}{L}\quad solucion\ para\ un\ 99.00\%\ de\ pureza$$

Siendo para un 100% de pureza 80,7301 mg/L $Pb(NO_3)_2$

Para que la concentración se disuelva en una cuba (20 L)

$$[Pb(NO_3)_2]\frac{mg}{L} = 80{,}7301\frac{mg}{L} * 20L$$

$$[Pb(NO_3)_2]mg = 1614{,}6016\ mg * \frac{1\ g}{1000\ mg}$$

$$[Pb(NO_3)_2]gr = 1{,}6146\ gr\ de\ [Pb(NO_3)_2]$$

Obteniendo 1,6146 gr de $Pb(NO_3)_2$; la cual se adicionó a cada cuba de 20 litros de agua para que la solución contenga 50 ppm de Pb^{2+}.

Apéndice 3. Determinación de la concentración de plomo por el método de absorción atómica (APHA, 1992)

a) Principio

La muestra es digerida para reducir la interferencia por materia orgánica y convertir todo el metal a una forma libre determinable por Espectrofotometría de Absorción Atómica (EAA) con llama a 217,0 nm. El contenido de plomo se determina mediante una curva de calibración.

b) Materiales especiales y reactivos

- Espectrómetro de absorción atómica equipado con una lámpara de plomo de cátodo hueco y un conjunto nebulizador-quemador de aire-acetileno.
- Plancha calefactora, Pipetas aforadas de 5 - 100 mL.
- Erlenmeyers de 100 - 125 mL., Papel de filtro libre de ceniza.
- Matraces aforados de 25 - 1000 mL.
- Ácido nítrico (HNO_3) 65 %, d= 1,40 g/ml.
- Ácido clorhídrico (HCl) 37 %.
- Solución estándar de plomo de 1000 mg/L:
- Disolver 1,5980 g de nitrato de plomo (ppa para Absorción Atómica) en $HNO_3$1% v/v y diluir a 1 L en matraz aforado, con HNO_3 1% v/v. Almacenar en frasco de plástico. Es estable por 1 año.
- Pueden usarse soluciones estándar para Absorción Atómica comerciales.
- Agua destilada.

c) Diluciones a preparar matraces

- Diluciones a preparar para matraces aforados de 500 ml.

Cuadro 13. Diluciones a preparar para matraces aforados de 500 ml.

Número de los matraces	T	I	II	IV	V
Solución de plomo 0.4 mg/L (ml)	0	5	25	100	200
Ácido nítrico (ml)	1	1	1	1	1
Agua destilada hasta enrase (ml)	500	500	500	500	500
Correspondencia en ug/l de plomo	0	4	20	80	160

Fuente: APHA, 1992

d) Procedimiento

- Homogeneizar la muestra. Si se dispone de una estimación del contenido total de plomo en la muestra, realizar una toma con pipeta aforada tal que la solución final esté en el rango de medida. La toma mínima a realizar será de 5 ml, en el caso de muestras muy concentradas diluirlas luego de la digestión. En el caso de estimar un contenido de plomo menor a 0,3 mg/L, y de ser necesario, concentrar la muestra durante la digestión. Transferir la toma a un Erlenmeyer de 100 - 125 ml.
- Agregar 5 ml de HNO_3. Calentar en una plancha calefactora tal que se obtenga una ebullición leve, concentrar al menor volumen tal que no ocurra precipitación. Si es necesario agregar más ácido y seguir calentando hasta obtener una solución clara. No permitir que la solución se seque durante el calentamiento. Puede quedar un pequeño precipitado no soluble en agua que es luego filtrado. En caso de que la digestión con HNO_3 no sea suficiente, usar mezcla de ácidos (HCl). la medida se realizará por adiciones estándar.
- Lavar el Erlenmeyer, si es necesario filtrar con papel de filtro lavando abundantemente el precipitado, y recoger el filtrado en un matraz aforado. Dejar enfriar a temperatura ambiente y llevar a volumen con agua destilada, homogeneizar. Efectuar las lecturas a la longitud de onda de 217,0 nm.

Apéndice 4. Galería de fotos

Anexo C. Equipo y reactivos

Fuente: Elaboración propia (2015).

Figura 25. Equipo experimental del estudio.

Fuente: Elaboración propia (2015).

Figura 26. Filtros (columnas) de PVC con dolomita.

Fuente: Elaboración propia (2015).

Figura 27. Reactivos usados en el estudio.

Anexo D. Principales actividades realizadas

Fuente: Elaboración propia (2015).

Figura 28. Pesado del reactivo - Pb $(NO_3)_2$.

Fuente: Elaboración propia (2015).

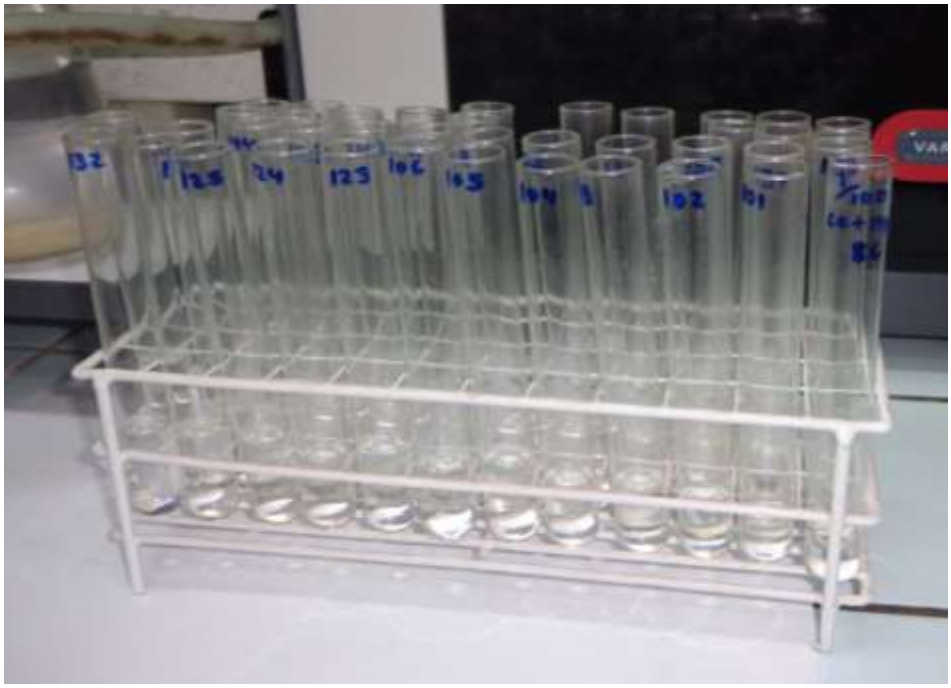
Figura 29. Adecuación del pH a fines del estudio.

Fuente: Elaboración propia (2015).

Figura 30. Adecuación del pH a fines del estudio.

Fuente: Elaboración propia (2015).

Figura 31. Muestras de agua con Pb^{2+}.

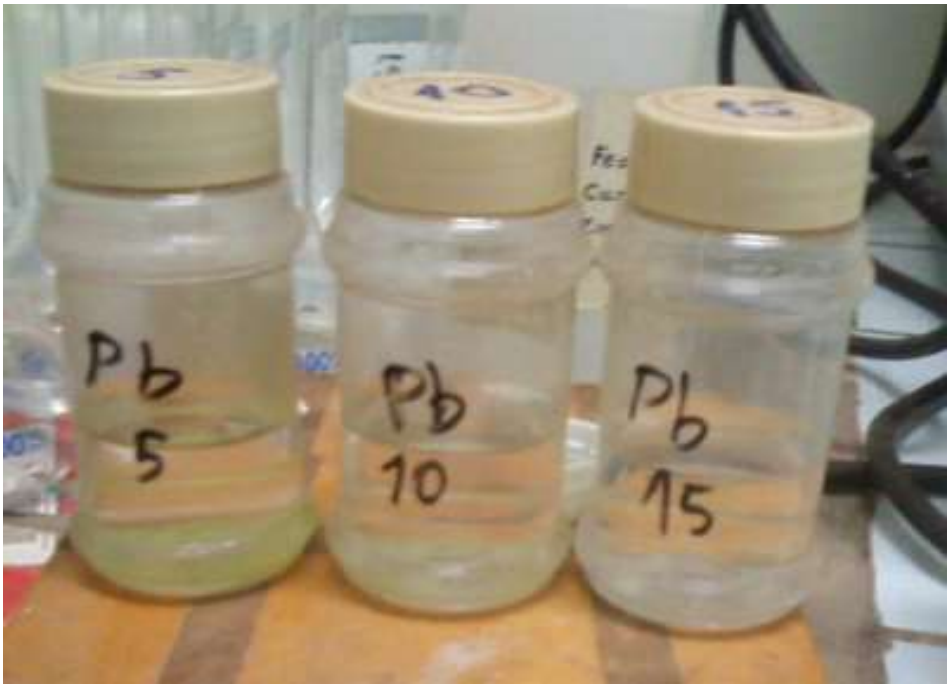


Fuente: Elaboración propia (2015).

Figura 32. Diluciones de agua con Pb^2.

Fuente: Elaboración propia (2015).

Figura 33. Diluciones de la dolomita usada en tratamiento.



Fuente: Elaboración propia (2015).

Figura 34. Patrones estándar de plomo (Pb^{2+}).

Fuente: Elaboración propia (2015).

Figura 35. Lecturas con espectrofotómetro de absorción atómica.

GLOSARIO

Acidez: La acidez de un agua es su capacidad cuantitativa de neutralizar una base fuerte a un pH de 8,2. La titulación con NaOH mide la concentración de ácidos minerales como el ácido sulfúrico, de CO_2 disuelto y de sales de hidrólisis ácida.

Alcalinidad: La alcalinidad del agua es una medida de su capacidad de neutralizar ácidos, puede generarse por hidróxidos, carbonatos, y bicarbonatos de elementos como el calcio, magnesio, sodio, potasio o de amonio.

Absorción: Fijación y concentración selectiva de sólidos disueltos en el interior de un material sólido, por difusión.

Adsorción: Retención de las sustancias disueltas en un fluido sobre la superficie de un sólido, por ejemplo carbón activado.

Fenómeno fisicoquímico que consiste en la fijación de sustancias gaseosas, líquidas o moléculas libres disueltas en la superficie de un sólido.

Afluente: Agua u otro líquido que ingresa a un reservorio, planta de tratamiento o proceso de tratamiento.

Analito: Sustancia contenida en la muestra sometida a análisis.

Anaerobio: Condición en la cual no hay presencia de aire u oxígeno libre.

Análisis: El examen a una sustancia para identificar sus componentes.

Bacterias: Grupo de organismos microscópicos unicelulares, con cromosoma bacteriano único, división binaria y que interviene en los procesos de estabilización de la materia orgánica.

Biodegradación: Transformación de la materia orgánica en compuestos menos complejos, por acción de los microorganismos.

Bioensayo: Cuantificación del efecto de un factor determinado sobre un organismo; el factor puede ser, por ejemplo, una sustancia tóxica.

Bioacumulación: Acumulación de determinadas sustancias químicas en tejidos de organismos vivos de manera directa o a través de la cadena alimenticia, alcanzando concentraciones mayores que en el ambiente al que está expuesto.

Biomagnificación: Aumento en la bioacumulación de una sustancia a lo largo de la cadena trófica.

Biosorción: Describe la eliminación de metales pesados por la unión pasiva a biomasa no viva a partir de soluciones acuosas; el mecanismo de remoción no está controlado por el metabolismo.

Concentración: Proporción de contaminante presente en un medio generalmente expresado en unidades de masa como micro o nano gramos fraccionando a una unidad de masa mayor como gramo o kilos.

DAM: Drenaje ácido de mina.

Efluente: Descarga directa de aguas residuales que son descargadas al ambiente, cuya concentración de sustancias contaminantes es medida a través de los Límites Máximos Permisibles (LMP).

Fenómeno físico: Transformaciones transitorias, donde las mismas sustancias se encuentra antes y después del fenómeno, es decir, no hay alteración en su estructura molecular.

Fenómeno químico: Transformaciones permanentes, donde una o varias sustancias desaparecen, y una o varias sustancias nuevas se forman, es decir hay alteración en su estructura íntima o molecular.

Oxígeno disuelto (OD): Gas de baja solubilidad en el agua, requerido para la vida acuática aerobia. La solubilidad del oxígeno atmosférico en aguas dulces oscila entre 7 mg/L a 35°C y 14,6 mg/L a 0°C.

Potencial de hidrógeno (pH): Medida de concentración del ion hidrógeno en el agua, expresada como el logaritmo negativo de la concentración molar de ion hidrógeno.

Recalcitrancia: Condición de un compuesto xenobiótico, especialmente resistente a degradación físico - químico o biológica.

Soluto: Sustancia que se encuentra en una solución.

Solvente: Líquido en que se disuelve el soluto.

Toxicidad: Capacidad para causar daño a un organismo vivo así como respecto de cualquier efecto adverso de una sustancia química en un organismo vivo.