

UNIVERSIDAD TÉCNICA FEDERICO SANTA MARÍA
DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA QUÍMICA Y AMBIENTAL
SANTIAGO DE CHILE



UNIVERSIDAD TECNICA
FEDERICO SANTA MARIA

**“REMOCIÓN DE PLOMO POR MEDIO DE SEDIMENTACIÓN DE
OXIHIDRÓXIDOS DE HIERRO Y ALUMINIO EN DRENAJE ÁCIDO
SINTÉTICO”**

AUTORA

AMANDA ROCÍO VARELA SEPÚLVEDA

MEMORIA PARA OPTAR AL TITULO DE
INGENIERO CIVIL QUÍMICO

PROFESORA GUÍA

DRA. PAULA GUERRA PINTO

PROFESOR CORREFERENTE

DR. HENRIK HANSEN

AGOSTO 2020

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar, quiero agradecerle a mi mamá Mónica Sepúlveda por todo el amor, enseñanzas y apoyo que me ha dado, gracias a ella me he convertido en una mujer perseverante, este título es de la dos.

También le agradezco a mi abuelos Gladys Wijnands y Antonio Iglesias, y a mi tío Daniel Iglesias, por su apoyo incondicional y por todo el orgullo que sienten por mis logros, su amor ha sido motor siempre en mi vida.

Le agradezco a mi amigos, las incondicionales que me acompañan desde antes de empezar este proceso y a los que conocí durante esta aventura que ha sido la universidad, tengo el corazón llenísimo de mucho amor, siempre han estado para apoyarme, para empujarme a dar lo mejor de mí y para mostrarme con su ejemplo que se puede llegar lejos si uno se lo propone.

Agradezco a la profesora Paula Guerra, por la oportunidad de desarrollar esta memoria, por su guía, su paciencia y por calidez humana siempre, ha sido un privilegio poder trabajar con ella y un tremendo ejemplo del tipo de profesional en la que me quiero convertir. También estoy profundamente agradecida de Jeamilette Mendoza apoyo académico del departamento, quien con toda la paciencia del mundo me guio, apoyó y exigió durante el trabajo en el laboratorio, donde además de adquirir sus conocimientos con respecto al desarrollo del trabajo experimental, aprendí lecciones que me llevo para la vida.

Finalmente, quiero agradecer a la Comisión Nacional de Investigación Científica y Tecnológica por financiar esta investigación a través del Fondo Nacional de Desarrollo Científico y Tecnológico al proyecto 11180314.

RESUMEN EJECUTIVO

La minería en Chile ha sido históricamente un sector muy importante en la economía nacional. Sin embargo, paralelamente a la importancia económica que adquirió, se fue transformando en una de las actividades productivas más invasivas, causando un fuerte impacto ambiental en las zonas donde se desarrollaba, una de las mayores consecuencias que ha traído consigo es la formación y liberación al ambiente de una sustancia denominada drenaje ácido. El drenaje ácido es el escurrimiento de soluciones ácidas sulfatadas, con alta concentración de metales y metaloides, resultado de la oxidación química y biológica de minerales sulfurados y de la lixiviación de metales pesados asociados. Las aguas contaminadas por drenaje ácido se pueden identificar por un bajo pH, altas concentraciones de hierro, sulfatos, sólidos disueltos y otros metales pesados, la mayoría perjudiciales para organismos vivos.

Esta memoria está situada en un contexto de la necesidad de estudiar los métodos de descontaminación para los recursos hídricos afectados por la actividad minera, específicamente con drenaje ácido, y del potencial de las fases minerales de hierro y aluminio como mecanismo de atenuación natural de diversos contaminantes, con énfasis en el plomo.

Así, esta investigación tiene como objetivo evaluar la remoción de plomo de aguas ácidas mediante la sedimentación de fases de hierro y aluminio en aguas ácidas sintéticas, a fin de determinar si es un potencial método de descontaminación.

Se realizaron experimentos de remoción, donde se estudió el comportamiento del hierro, aluminio y plomo frente a distintas condiciones (concentración inicial de Fe y Al, pH, tiempo de sedimentación y proceso de coagulación floculación). Adicionalmente se realizaron experimentos de sedimentación con el objetivo de obtener la velocidad de sedimentación de las fases minerales formadas.

De los resultados se obtuvo que a partir de un aumento en el pH de la solución de drenaje ácido se forman fases minerales tanto de hierro como de aluminio, y que estas son capaces de remover el plomo presente en la solución, llegando a un porcentaje de remoción del 82% para la solución compuesta por Fe a una concentración de 100 mg/L y un pH de 5,5, mientras que para la solución compuesta de Al a una concentración de 100 mg/L y pH 5,5 se obtuvo una remoción de 69% de plomo, esto sometiendo los RILes al proceso de coagulación/floculación, donde este resultó fundamental para la eficiencia del fenómeno de remoción de plomo. Se observó además una relación entre el porcentaje de remoción de plomo y la concentración de hierro y aluminio presentes, donde a mayor concentración mayor es la remoción, esta misma tendencia se observó en función del pH, donde al aumentar el pH también lo hace la remoción del contaminante.

Adicionalmente, de los experimentos de sedimentación se obtuvo la velocidad de sedimentación para las fases de hierro y aluminio, donde las máximas fueron obtenidas para aquellas soluciones que contenían los metales en altas concentración (100 mg/L) donde para las fases de hierro la velocidad fue de 10,8 cm/min y para las fases de aluminio fue de 3,8 cm/min.

A partir de resultados obtenidos, se concluye que al neutralizar soluciones de drenaje ácido de mina se forman fases sólidas, las cuales con el paso del tiempo y por efecto de la gravedad sedimentan, y son capaces de remover el plomo presente en la solución, donde, de las condiciones de trabajo utilizadas las óptimas para remover el plomo son en soluciones ricas en hierro y altos valores de pH, ya que el porcentaje de remoción es mayor, así como también la velocidad de sedimentación.

TABLA DE CONTENIDO

AGRADECIMIENTOS.....	2
RESUMEN EJECUTIVO.....	3
ÍNDICE DE FIGURAS	7
ÍNDICE DE TABLAS.....	9
CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN	10
CAPÍTULO 2: MARCO TEÓRICO	12
2.1 Drenaje ácido.....	12
2.2 Metales pesados y su impacto	15
2.2.1 Aspectos generales	15
2.2.2 Plomo.....	16
2.3 Métodos de tratamiento de drenaje ácido	19
2.3.1 Tratamientos activos.....	19
2.3.2 Tratamientos pasivos	21
2.4 Oxihidróxidos de hierro y aluminio.....	23
2.4.1 Minerales secundarios como compuestos de hierro y aluminio en aguas ácidas	23
2.4.2 Adsorción de metales pesados sobre oxi-hidróxidos de hierro y aluminio	24
2.4.3 Importancia de las fases minerales de hierro y aluminio.....	27
2.4.2 Sedimentación	28
CAPÍTULO 3: CONTEXTO DE LA INVESTIGACIÓN	35
CAPÍTULO 4: OBJETIVOS	36
4.1 Objetivo general	36
4.2 Objetivos específicos.....	36
CAPÍTULO 5: MATERIALES Y MÉTODOS.....	37
5.1 Diseño experimental	37
5.2 Materiales	39
5.3 Procedimientos	40
5.3.1 Experimentos de remoción	40
5.3.2 Experimentos sedimentación.....	43
CAPÍTULO 6: RESULTADOS Y DISCUSIÓN	46
6.1 Remoción hierro y aluminio	46
6.1.1 Experimentos con coagulación/floculación.....	46

6.1.2 Experimentos sin coagulación/floculación.....	52
6.2 Remoción plomo.....	56
6.2.1 Experimentos con coagulación/floculación.....	57
6.2.2 Experimentos sin coagulación/floculación.....	61
6.2.3 Efecto de la interacción hierro y aluminio.....	64
6.3 Curvas de Sedimentación	66
CAPÍTULO 7: CONCLUSIONES	74
CAPÍTULO 8: RECOMENDACIONES.....	76
REFERENCIAS	77

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Aguas contaminadas con drenaje ácido de mina .	13
Figura 2: Fuentes de contaminación por metales pesados en aire, suelo, agua y plantas....	16
Figura 3: Diagrama de especiación del plomo en agua	17
Figura 4: Esquema con los métodos de control de drenaje ácido y lugar en el proceso de formación en el que se llevan a cabo.....	19
Figura 5: Fases de hierro y aluminio predominantes en solución en función del pH.....	25
Figura 6: Curvas de adsorción de metales traza para una solución rica en hierro.....	26
Figura 7: Curvas de adsorción de metales traza para una solución rica en aluminio.....	27
Figura 8: Esquema proceso de descontaminación por formación de fases secundarias de hierro y aluminio	28
Figura 9: Fuerzas a las cuales es sometida la partícula en suspensión.	30
Figura 10: Fases en la sedimentación discontinua de suspensiones según Cloe y Clevenger	33
Figura 11: Curvas altura de sedimento en función del tiempo, para distintas concentraciones	34
Figura 12: Esquema procedimiento experimentos de remoción con coagulación/floculación	40
Figura 13: Procedimiento ajuste de pH.	41
Figura 14: RIL en Test de Jarras	41
Figura 15: Esquema columnas de sedimentación con sus respectivos puntos de toma de muestras.....	42
Figura 16: Esquema procedimiento experimentos de remoción sin proceso de coagulación/floculación.....	43
Figura 17: Esquema procedimiento experimentos de sedimentación.....	43
Figura 18: Esquema toma de datos experimentos de sedimentación.	44
Figura 19: Remoción de hierro y aluminio en drenaje ácido sintético a distintos valores de concentración y pH para experimentos realizados con proceso de coagulación/floculación.	47
Figura 20: Imágenes de las fases sólidas formadas durante las experimentaciones.....	50

Figura 21: Remoción de hierro y aluminio en drenaje ácido compuestos de hierro y aluminio a distintos valores de pH para experimentos realizados con proceso de coagulación/floculación.....	51
Figura 22: Remoción de hierro y aluminio en drenaje ácido sintético a distintos valores de concentración y pH para experimentos realizados con proceso de coagulación/floculación.	53
Figura 23: Remoción de hierro y aluminio en drenaje ácido compuestos de hierro y aluminio a distintos valores de pH para experimentos realizados sin proceso de coagulación/floculación.....	55
Figura 24: Remoción de plomo mediante fases secundarias de hierro y aluminio en drenaje ácido sintético a distintos valores de concentración y pH para experimentos realizados con proceso de coagulación/floculación.....	57
Figura 25: Remoción de plomo mediante fases secundarias de hierro y aluminio en drenaje ácido sintético a distintos valores de concentración y pH para experimentos realizados sin proceso de coagulación/floculación.....	61
Figura 26: Remoción de plomo mediante fases secundarias de hierro y aluminio en drenaje ácido sintético a distintos valores de pH	65
Figura 27: Gráficas de altura de clarificado en función del tiempo para soluciones de drenaje ácido de mina a distintas condiciones de trabajo	67
Figura 28: Secuencia del comportamiento de solución de hierro con concentración de 25 mg/L en el tiempo	68
Figura 29: Secuencia del comportamiento de solución de hierro con concentración de 100 mg/L en el tiempo.....	68
Figura 30: Secuencia del comportamiento de solución de aluminio con concentración de 25 mg/L en el tiempo.....	69
Figura 31: Secuencia del comportamiento de solución de aluminio con concentración de 100 mg/L en el tiempo.....	69

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1: Fases secundarias principalmente de hierro y aluminio formadas	24
Tabla 2: Diseño experimental experimentos de remoción de plomo	37
Tabla 3: Diseño experimental experimentos curvas de sedimentación	38
Tabla 4: Elementos constituyentes riles sintéticos y sus respectivas oncentraciones	39
Tabla 5: Cantidad de reactivo utilizado para cada una de las concentraciones	40
Tabla 6: Cantidad de reactivo utilizado para cada una de las concentraciones	44
Tabla 7: Velocidad de sedimentación para distintas condiciones experimentales.	71
Tabla 8: Fases minerales de hierro y aluminio, con sus respectivos valores de densidad....	72

CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN

La minería en Chile ha sido históricamente una actividad muy importante en la economía nacional. Su importante desarrollo ha implicado un auge en las regiones mineras del país, siendo la II y III aquellas que se han visto mayormente favorecidas, observándose un significativo desarrollo tanto en el sector inmobiliario como comercio, entre otros (Ministerio de Minería, 2013). La actividad minera representa cerca del 10% del PIB nacional, siendo de 9,7% para el año 2018 y de 9,4% para el año 2019, según lo reportado por el consejo minero en su último reporte anual (Consejo Minero , 2019).

El desarrollo de la minería nacional se ha basado históricamente en la producción de minerales metálicos, especialmente cobre, hierro, molibdeno, manganeso, plomo, zinc, oro y plata, en el mismo orden de importancia. De estos productos, los de mayor interés son el cobre y molibdeno, siendo este último un subproducto de la producción de cobre. Como resultado de esta abundancia, la minería ha sido desde hace mucho tiempo la principal actividad productiva del país (Ministerio de Minería, 2018) .

Sin embargo, paralelamente a la importancia económica que adquirió este subsector, la minería se fue transformando en una de las actividades productivas más invasivas, causando un fuerte impacto ambiental en las zonas donde se desarrollaba. En particular la minería ha sido una causa importante de perturbación del agua dulce; donde la contaminación por metales pesados, la acidificación, la carga de sedimentos, la desoxigenación, la salinización y la disminución del calcio han tenido consecuencias negativas para la salud del ecosistema acuático (Beck, 2020). Debido a la importancia del agua dulce para toda la vida en la tierra, es crucial comprender los impactos de la minería, en particular el efecto causado por uno de los residuos más complejos que en esta se genera, el drenaje ácido de mina.

En esa línea, hoy es de suma importancia, e implica un gran desafío, que la industria minera desarrolle sus labores de manera sustentable y respetuosa con el medio ambiente y las comunidades circundantes, sin dejar de lado el rendimiento esperado. Por lo que el estudio de nuevos métodos de tratamiento de residuos, entre otros; resulta imperante.

Así, en esta memoria se desarrolló un estudio del comportamiento del plomo en soluciones de drenaje ácido sintético en distintas condiciones, para analizar la remoción de este metal contaminante a partir de fases minerales producidas de forma natural en las soluciones.

A lo largo del documento, en el Capítulo 2, correspondiente al marco teórico, se realiza una profundización de los conceptos más importantes sobre el drenaje ácido, el origen y presencia de plomo en el medio, posibles formas de tratamiento y el rol de la sedimentación. Luego, en el Capítulo 3, se plantea la contextualización de esta investigación, permitiendo asociar los conceptos explicados previamente con los objetivos expuestos en el Capítulo 4. En el Capítulo 5 se describen los métodos y los materiales utilizados en la investigación, dando paso en el Capítulo 6 a la presentación y análisis de los resultados obtenidos, para finalmente en los Capítulos 7 y 8 culminar con las conclusiones de la investigación y recomendaciones para futuros trabajos desarrollados en la misma línea, respectivamente.

CAPÍTULO 2: MARCO TEÓRICO

2.1 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 de 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 (Ministerio de Minería, 2002).

Los sulfuros naturales (producto de metales y semiminerales) son la clase más importante en la metalurgia, pues en ella entran metales importantes como el hierro, estaño o manganeso, entre otros. Se trata de compuestos de diversos minerales combinados con el azufre. Ejemplos de minerales de los que forman parte los sulfuros son la pirita (FeS_2); calcopirita ($CuFeS_2$); galena (PbS); blenda (ZnS); cinabrio (HgS); antimonita (SbS_3) y realgar (As_4S_4) (SERNAGEOMIN, 2020).

Los minerales sulfurados son de ocurrencia común en el ambiente geológico, pero se encuentran principalmente en rocas que yacen debajo de una capa de suelo, y a menudo debajo de la capa freática. Estos minerales se ven constantemente expuestos al oxígeno y al agua por procesos naturales, como la erosión y la actividad tectónica. Bajo condiciones naturales, el suelo que cubre la roca y la presencia de agua subterránea minimizan el contacto de los sulfuros con el oxígeno, permitiendo así que la generación de ácido prosiga a una velocidad tan baja que el efecto sobre la calidad general del agua sea insignificante o indetectable. Sin embargo, bajo condiciones antropogénicas, tales como obras civiles, construcción de vías, y en especial por la actividad minera, se acelera la velocidad de formación de drenaje ácido, ya que este material sulfurado se fractura por las explosiones y extracciones del mineral (Ministerio de Minería, 2002). Es decir, la minería expone los minerales previamente enterrados al oxígeno y al agua, lo que lleva a la disolución de los minerales dentro de los residuos de la mina para liberar ácido sulfúrico (Zhao et al., 2017).

Se denomina drenaje ácido de mina (DAM) al efluente de aguas ácidas provenientes de minas metal o carbón, activas o abandonadas (Saha & Sinha, 2016) las cuales al escurrir entran en contacto con cauces de ríos circundantes a los yacimientos.

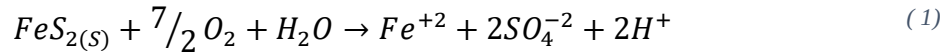
Las aguas contaminadas por DAM se pueden identificar por un bajo pH, altas concentraciones de hierro, sulfatos, sólidos disueltos y otros metales pesados, la mayoría perjudiciales para organismos vivos (Saha & Sinha, 2016). Las soluciones de drenaje ácido frecuentemente presentan un color café rojizo 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} . Usualmente, cuando el escurrimiento de drenaje ácido es aireado, se forman manchas café rojizas en los cauces y canales del drenaje (Ministerio de Minería, 2002). Aunque en su mayoría son las aguas superficiales las que se ven afectadas por el DAM, debido a la infiltración de este por relaves o pilas de rocas residuales las aguas subterráneas también se pueden ver contaminadas (Saha & Sinha, 2016).



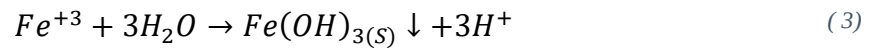
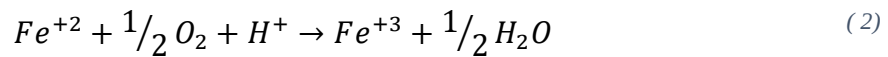
Figura 1: Aguas contaminadas con drenaje ácido de mina (Akcil & Koldas, 2006).

La generación de drenaje ácido se desarrolla en general siguiendo tres etapas, caracterizadas por el pH del agua en el microambiente de los minerales sulfurados (Ministerio de Minería, 2002), donde el mineral clave para que estas ocurran corresponde a la pirita (Fe_2S). Las etapas de formación son las siguientes:

Etapla 1: Los minerales sulfurados son oxidados químicamente por el oxígeno del aire, que es el oxidante principal. El producto de esta reacción de oxidación es sulfato (SO_4^{-2}), hierro ferroso (Fe^{+2}) y protones (H^+), los cuales generan acidez.



Minerales presentes en la roca, como la calcita ($CaCO_3$) neutralizan la acidez y originan la oxidación y precipitación del hierro como óxido o hidróxido.

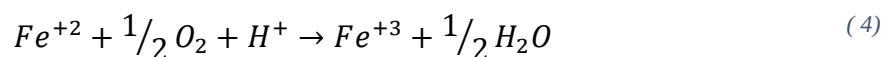


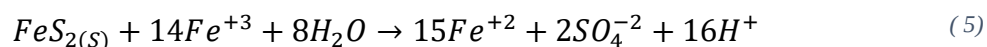
A medida que los minerales alcalinos se consumen o encapsulan por cubiertas de precipitado, disminuirá el pH en el área en torno al sulfuro, pasando a la siguiente etapa de desarrollo del drenaje ácido.

Etapla 2: El pH del microambiente disminuye hasta aproximadamente 4,5; por lo que ocurren reacciones de oxidación tanto químicas como biológicas, y si la oxidación continúa hasta que se agota todo el potencial de neutralización, se presentan valores de pH por debajo de 3,5. Adicionalmente existen concentraciones elevadas de hierro ferroso y sulfato.

Etapla 3: Las reacciones de oxidación catalizadas por bacterias como las *Acidithiobacillus ferroxidans* aumentan, produciéndose hierro ferroso (Fe^{+2}), que se oxida a hierro férrico (Fe^{+3}), el cual se convierte en el oxidante dominante, reemplazando al oxígeno.

El drenaje se vuelve aún más ácido producto de la oxidación de sulfuros metálicos (ZnS, PbS, etc), con mayor concentración de metales disueltos. Debido a la oxidación de sulfuros metálicos, metales como Zn y Pb se liberan hacia la fase acuosa.





2.2 Metales pesados y su impacto

2.2.1 Aspectos generales

Los metales pesados son un grupo de elementos químicos que presentan una densidad alta, generalmente sobre 5 g/cm^3 . Un metal pesado se define como tal principalmente sobre la base de su peso específico o de su densidad. Son generalmente tóxicos para los seres humanos y entre los más susceptibles de presentarse en el agua destacamos mercurio, níquel, cobre, plomo y cromo (FACSA, 2017).

Los metales son persistentes, es decir, no pueden ser creados o degradados, ni mediante procesos biológicos ni antropogénicos (Universidad de Bogotá, 2016).

El incremento de concentración en las aguas de estos compuestos se debe principalmente a contaminación puntual de origen industrial o minero. Los lixiviados de vertederos o vertidos de aguas residuales pueden ser asimismo una fuente de contaminación. Hay que señalar también que en algunos casos existen aguas que sufren un proceso de enriquecimiento natural en metales pesados al atravesar acuíferos formados por rocas que los contienen en su composición (FACSA, 2017).

En la Figura 2 se presentan esquemáticamente algunas fuentes y consecuencias de la presencia de metales pesados en el medio ambiente.



Figura 2: Fuentes de contaminación por metales pesados en aire, suelo, agua y plantas (Reyes et al., 2016).

Los efectos tóxicos dependen del tipo de metal, de la concentración y en algunos casos de la edad de la población expuesta. Dentro de alimentos como carne y leche, se han encontrado que el cadmio, el mercurio, el plomo y el arsénico, son cuatro de los elementos que por su impacto en la salud y concentración deben ser cuidadosamente evaluados y monitoreados (Reyes et al., 2016), lo anterior es debido a que si, por ejemplo, estos elementos se encuentran en el agua, generalmente son asimilados por los organismos vivos, ingresando así a la cadena alimenticia.

2.2.2 Plomo

El plomo es un elemento químico de alta densidad, $11,4 \text{ g/cm}^3$; se caracteriza por ser un metal de color gris azulado, el cual se encuentra principalmente en la galena (PbS), el cual es un mineral sulfurado presente en la roca de los yacimientos mineros. La liberación de este elemento al medioambiente ocurre mediante la reacción de oxidación del compuesto recién mencionado, a partir de la siguiente reacción (Steger & Desjardins, 1980):



A partir de la disociación del compuesto formado se liberan los iones Pb^{+2} y SO_4^{-2} hacia la fase acuosa. En solución se puede encontrar el plomo enlazado con diferentes elementos según el pH. En la Figura 3 se muestran las distintas especies del plomo en una solución con concentración $0,97 \text{ mmol/L}$ a 25°C .

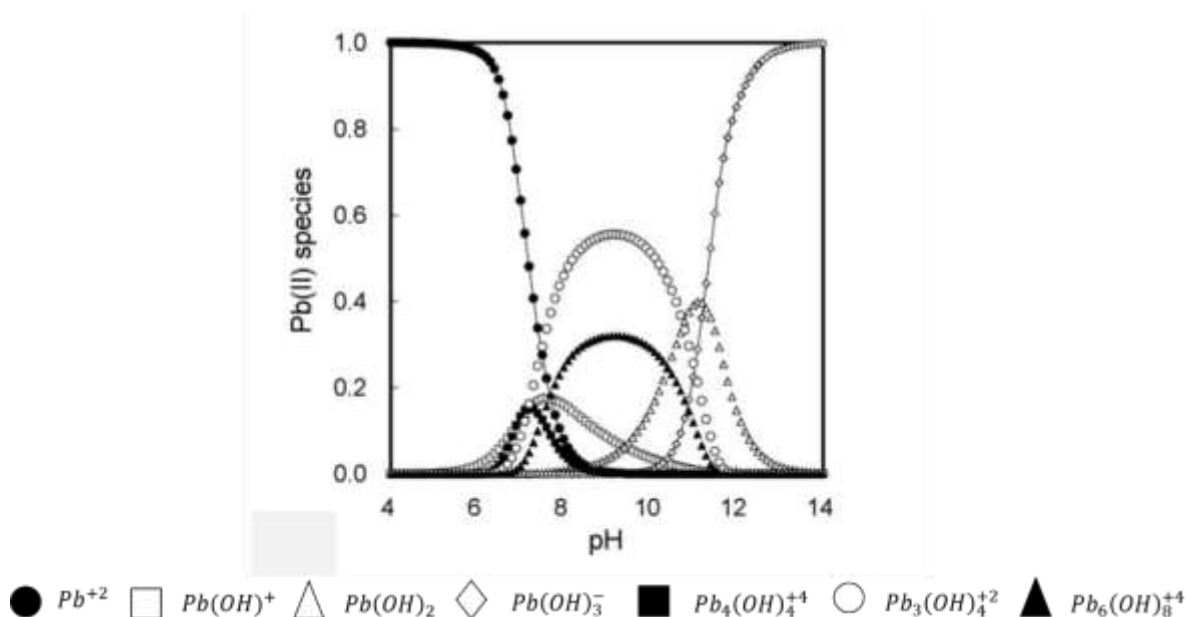


Figura 3: Diagrama de especiación del plomo en agua (Machida, Yamazaki, Aikawa, & Tatsumoto, 2005).

El plomo puede penetrar en el organismo por tres vías: respiratoria, digestiva y cutánea. El plomo que atraviesa la piel pasa directamente al torrente circulatorio. En la especie humana la absorción de plomo por vía inhalatoria es mínima en comparación con la vía digestiva, sin embargo, se considera la vía respiratoria como la forma más peligrosa de ingestión. El plomo suele acumularse mayoritariamente en los tejidos blandos y en los huesos. La semivida del plomo circulante es de unos 25 días, la del plomo en los tejidos blandos de unos 40 días y la del plomo depositado en los huesos puede ser de hasta 30 años (Rubio et al., 2004).

La exposición de seres humanos al plomo puede producir diversos problemas de salud, entre los que se encuentran los siguientes (Rubio et al., 2004):

- Afecta al sistema nervioso central.
- Produce anemia.
- Produce alteraciones renales.
- Afecta al sistema reproductor, tanto de hombres como mujeres.

En Chile existen una serie de normas que establecen los límites en la concentración de contaminantes que puede existir en diversas fuentes hídricas. A continuación, se mencionan algunas y su regulación con respecto al plomo específicamente.

- Decreto Supremo N°46: Esta norma tiene como objeto de protección prevenir la contaminación de las aguas subterráneas, mediante el control de la disposición de los residuos líquidos que se infiltran a través del subsuelo acuífero.

Se establecen las concentraciones máximas de contaminantes permitidas en los residuos líquidos que son descargados por la fuente emisora, a través del suelo, a las zonas saturadas de los acuíferos, mediante obras destinadas a infiltrarlo.

En el caso del plomo el límite máximo permitido para descarga de residuos líquidos es una concentración de $0,05 \text{ mg/L}$ (Ministerio Secretaría General de la Presidencia, 2003).

- Decreto Supremo N°90: Esta norma tiene como objetivo de protección ambiental prevenir la contaminación de las aguas marinas y continentales superficiales de la República, mediante el control de contaminantes asociados a los residuos líquidos que se descargan a estos cuerpos receptores. Se establece la concentración máxima de contaminantes permitida para residuos líquidos descargados por las fuentes emisoras, a los cuerpos de agua marinos y continentales.

Para el caso del plomo el límite máximo permitido para descarga de residuos líquidos corresponde a una concentración de $0,05 \text{ mg/L}$ (Ministerio Secretaría General de la Presidencia, 2001).

- Norma Chilena 409 “Norma calidad del agua potable”: Esta norma establece los requisitos de calidad que debe cumplir el agua potable en todo el territorio nacional. Para el caso del plomo el límite máximo permitido para el agua potable corresponde a una concentración de $0,05 \text{ mg/L}$

- Norma Chilena 1333 “Norma calidad del agua para diferentes usos”: Esta norma establece los requisitos de calidad del agua de acuerdo con su uso, la cual aplica para agua para consumo humano, consumo animal, riego, recreación y estética.

Para el caso del plomo el límite máximo permitido es una concentración de $5,00 \text{ mg/L}$

2.3 Métodos de tratamiento de drenaje ácido

El drenaje ácido de mina causa la contaminación de los sistemas de agua alrededor de la mina, por lo que requieren ser tratados (Seo et al, 2017). Existen varios métodos disponibles para tratar el drenaje ácido, entre los que se encuentran, la prevención primaria, la cual inhibe el proceso de generación del drenaje ácido; el control secundario, en el cual se cesa el movimiento del drenaje ácido después de su formación, para evitar que este se propague; y finalmente el control terciario, en el cual se trata el efluente ácido después de ser recolectado. En la Figura 4 se presenta un esquema donde se indica en qué etapa de la formación del drenaje ácido se aplica cada uno de los métodos de control.

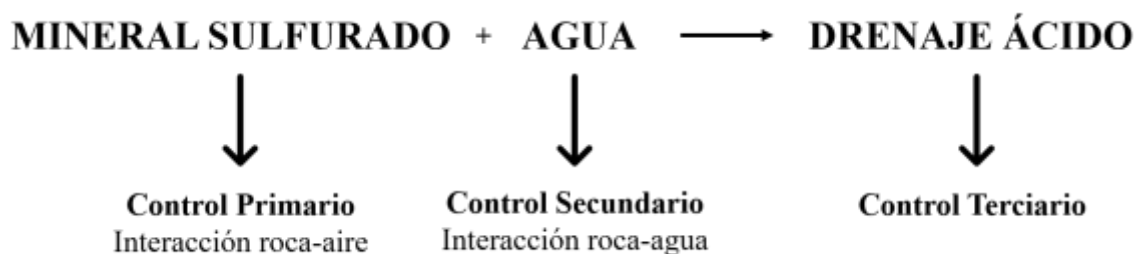


Figura 4: Esquema con los métodos de control de drenaje ácido y lugar en el proceso de formación en el que se llevan a cabo. Modificado de (Ministerio de Minería, 2002).

Como el proceso de generación de ácido es muy complejo de controlar, además de que la composición y concentración de metales pesados en el drenaje ácido de mina varían ampliamente de un lugar a otro, los dos primeros procesos, control primario y secundario no son muy utilizados (Saha & Sinha, 2016), siendo el mayormente utilizado el método de control terciario.

El tratamiento terciario es ampliamente dividido en dos grupos, tratamiento activo y tratamiento pasivo (Saha & Sinha, 2016).

2.3.1 Tratamientos activos

Los tratamientos activos precisan de una operación continuada, como sucede en una planta química de tratamiento de agua, por lo que se requieren reactivos químicos para llevar a cabo estos tratamientos. Algunos de los métodos más utilizados se presentan a continuación.

- **Neutralización:** Corresponde a una de las metodologías más utilizadas para tratar efluentes ácidos, e implica la adición continua de un agente químico neutralizante. Se debe introducir la cantidad suficiente de químico para neutralizar la acidez y así los metales disueltos en el drenaje precipiten (Saha & Sinha, 2016).

Algunos de los agentes neutralizantes más utilizados corresponden a: carbonato de calcio, amoníaco, soda caustica, caliza y cal hidratada; cada uno de los químicos mencionados se diferencian en términos de costo y efectividad (Saha & Sinha, 2016). Debido a la gran cantidad de precipitados que se forman, se presentan dificultades para separar algunos iones complejos, por lo que si se obtiene un efluente final que no cumple con la normativa de calidad, se debe someter a otros procesos (Ministerio de Minería, 2002).
- **Coagulación/floculación:** Los coagulantes/floculantes mejoran la eficiencia de sedimentación de partículas. Los coagulantes minimizan las fuerzas repulsivas en la superficie de la partícula y ayudan a asociar las partículas más pequeñas en una más grande, mientras que la floculación combina las partículas haciendo un canal entre ellas y el químico. Este tipo de productos químicos se utilizan cuando se requiere un sistema de tratamiento especializado para la composición metálica única en el drenaje ácido, o cuando la aireación y el tiempo de residencia en el equipo no son lo suficientemente capaces para la precipitación completa del metal.

Existe una amplia variedad de coagulantes/floculantes disponibles, como sulfato de aluminio, sulfato ferroso, sulfato férrico, aluminato de sodio, entre otros (Saha & Sinha, 2016).
- **Aireación:** Este método consiste en introducir aire al agua. Cuando el agua se oxida, ayuda a que los metales precipiten a valores de pH más bajos. La aireación mecánica introduce oxígeno atmosférico en el agua, el cual es absorbido por el agua y posteriormente reacciona con hierro y otros compuestos reducidos presentes.

El aireador crea la turbulencia y las burbujas de aire dispersas mantienen el flóculo en suspensión. Si se introducen aireación y oxidación en el sistema de tratamiento, la eficiencia de este aumentará (Saha & Sinha, 2016).
- **Osmosis inversa:** Cuando existen dos soluciones de diferentes concentración separadas por una membrana semipermeable, el solvente fluye desde la solución más

diluida a la solución más concentrada hasta lograr un equilibrio de concentración entre ambas soluciones. El proceso de osmosis inversa, la dirección del flujo se invierte aplicando presión a la solución más concentrada, así el solvente deja la solución con mayor cantidad de soluto. Este mecanismo es utilizado para separar calcio, magnesio, zinc, manganeso, cobre, aluminio, hierro, además de sales de nitrato, cloruro y sulfato del agua de mina, obteniendo un efluente de alta calidad adecuada para uso potable o industrial (Saha & Sinha, 2016).

- **Intercambio iónico:** El intercambio iónico se define como el intercambio de iones entre un medio sólido y la solución acuosa. Generalmente se usa en caso de ablandamiento del agua dura para uso doméstico, dureza causada generalmente por iones de Ca^{+2} y Mg^{+2} . La solución de agua dura pasa a través del material del lecho de intercambio iónico que está cargado con iones de sodio monovalentes.

A través del proceso de intercambio iónico es posible eliminar los iones de metales pesados del drenaje ácido mediante precipitación con cal, seguido por el intercambio iónico (Saha & Sinha, 2016).

Uno de los aspectos más difíciles del tratamiento químico activo es la descarga del lodo de tratamiento, el cual contiene los contaminantes extraídos y metales en los precipitados de óxidos e hidróxidos metálicos (Ministerio de Minería, 2002).

2.3.2 Tratamientos pasivos

Los sistemas de tratamiento pasivo han sido desarrollados con la finalidad de que no se requieran alimentaciones continuas de químicos, además de poder aprovechar los procesos químicos y biológicos que se dan de forma natural para tratar aguas contaminadas de minas (Skousen et al., 2019).

Las tecnologías pasivas incluyen humedales construidos, desagües de piedra caliza anóxica, humedales de flujo vertical, canales abiertos de piedra caliza y lechos de lixiviación alcalina (Skousen et al., 2019). Los más utilizados se explican a continuación.

- **Humedales construidos:** Los humedales construidos para el tratamiento de drenaje ácido de mina pueden ser aerobios o anaerobios (Skousen et al., 2019).

En los **humedales aerobios** artificiales se pretende reproducir los fenómenos de los humedales naturales, creando un ambiente propicio para el desarrollo de ciertas plantas, comunidades de organismos como algas, protozoos, bacterias y musgos, los cuales participan en la depuración del agua. El lento fluir del agua en el humedal permite alcanzar el tiempo de retención necesario para que tengan lugar los lentos procesos depuradores del agua.

Estos sistema favorecen el contacto entre el agua contaminada y el aire atmosférico mediante el empleo de plantas acuáticas, al liberar éstas oxígeno. Para que la vegetación emergente actúe de este modo la profundidad del humedal no debe superar los 30 cm. El sustrato oxigenado del humedal propicia el desarrollo de ciertas colonias de bacterias que actúan como catalizadoras en la reacción de oxidación de los contaminantes presentes.

Un sistema aerobio suele consistir en una o varias celdas conectadas por las que circula el agua lentamente por gravedad (Aduvire, 2006). Deflectores de desviación son a menudo utilizados para reducir las tasas de flujo en los humedales (Skousen et al., 2019).

En contraste, los **humedales anaerobios** son relativamente profundos, con sustratos de tierra, turba, compost de hongos, aserrín, fardos de heno u otro material orgánico a base de carbono, a menudo subyacente o mezclado con piedra caliza.

El agua pasa a través de la gruesa capa de subsuelo orgánico permeable y se vuelve anaeróbica debido a la alta demanda bioquímica de oxígeno. La falta de oxígeno promueve la reducción de sulfato bacteriano a sulfuros que luego forman precipitados metálicos insolubles. La reducción de sulfato microbiano también produce alcalinidad que conduce a la precipitación de metales como oxihidróxidos (Skousen et al., 2019).

- **Humedales de flujo vertical:** En contraste con los humedales anaerobios donde el drenaje ácido se mueve horizontalmente a través del sustrato, en lo humedales de flujo vertical, a través de un cabezal hidráulico el drenaje ácido es forzado a pasar verticalmente a través del sustrato orgánico hacia un lecho de piedra caliza con tuberías para transportar el agua tratada a la siguiente etapa (Skousen et al., 2019).

- **Drenajes anóxicos de piedra caliza:** Los drenajes de anóxicos de piedra caliza consisten en una zanja rellena con gravas que generan alcalinidad en el agua que pasa a través de un lecho de piedra caliza en un sistema semicerrado, con la menor cantidad de oxígeno disuelto posible debido a que poseen a una geomembrana impermeable. Cuando la piedra caliza se entierra, se cubre y se disuelve, el aumento de la presión parcial de CO_2 conduce a la disolución y alcalinidad adicional de la piedra caliza (Skousen et al., 2019; Aduvire, 2006).

2.4 Oxihidróxidos de hierro y aluminio

2.4.1 Minerales secundarios como compuestos de hierro y aluminio en aguas ácidas

Los minerales primarios son aquellos que constituyeron los conjuntos de minerales y ganga, mientras que los minerales secundarios son aquellos que se forman a través de reacciones de oxidación y disolución/precipitación (Martín et al., 2010).

Las reacciones de oxidación y neutralización ácida disocian parcialmente los minerales de sulfuro y promueven el desarrollo de oxihidróxidos, arseniatos y sulfatos secundarios. Los precipitados formados por hidrólisis metálica pueden incluir tanto oxihidróxidos como hidrosulfatos dependiendo de las condiciones geoquímicas locales (Lee et al., 2002).

Las aguas contaminadas con drenaje ácido de mina tiene una amplia gama de composición química y contienen elementos no conservativos como hierro y aluminio, los cuales precipitan rápidamente al haber un incremento del pH (Lee et al., 2002). A valores de pH inferiores a 2, tanto el hierro como el aluminio se encuentran disueltos, a medida que el pH va incrementándose al mezclarse con aguas moderadamente alcalinas, el hierro hidroliza y precipita a pH mayores a 2, mientras que el aluminio tiende a hidrolizarse a pH 4,5-5 (Sánchez España, 2008).

Así dependiendo del pH se tienen distintos compuestos disponibles. Por un lado, los cationes acuosos libres de hierro y aluminio (Fe^{+3} y Al^{+3}) solo son dominantes en condiciones extremadamente ácidas, mientras que los complejos de sulfato de metal son dominantes en los en los rangos de pH 1-4,5 para hierro y 1,5-6 para aluminio. A medida que aumenta el

pH, los complejos iónicos sulfatados se reemplazan progresivamente por formas de hidróxido, que se vuelven dominantes en condiciones casi neutras (Sánchez España, 2008).

En la Tabla 1 se puede observar algunos de los minerales secundarios de hierro, aluminio y plomo formados al ocurrir las reacciones de oxidación, mientras que en la Figura 5 se tienen diagramas de especiación, donde se muestra la fase mineral dominante en solución en función del pH en esta.

Tabla 1: Fases secundarias principalmente de hierro y aluminio formadas (Sánchez España, 2008, Martín et al., 2010).

Minerales	Fórmula química
Hidróxidos/hidrosulfatos de hierro	
Jarosita	$KFe_3^{III}(SO_4)_2(OH)_6$
Natrojarosita	$NaFe_3^{III}(SO_4)_2(OH)_6$
Plumbojarosita	$PbFe_6^{III}(SO_4)_4(OH)_{12}$
Shwertmannita	$Fe_8^{III}O_8(SO_4)(OH)_6$
Goetita	$\alpha - Fe^{III}O(OH)$
Ferrihidrita	$Fe_5^{III}HO_8 \cdot 4H_2O$
Hidróxidos/hidrosulfatos de aluminio	
Gibbsita	$\gamma - Al(OH)_3$
Alunita	$KAl_3(SO_4)_2(OH)_6$
Jurbanita	$Al(SO_4)(OH) \cdot 5H_2O$
Basaluminita	$Al_4(SO_4)(OH)_{10} \cdot 5H_2O$
Hidrobasaluminita	$Al_4(SO_4)(OH)_{10} \cdot 12 - 36H_2O$
Hidróxidos/hidrosulfuros de plomo	
Anglesita	$PbSO_4$

2.4.2 Adsorción de metales pesados sobre oxi-hidróxidos de hierro y aluminio

Adicionalmente, se tiene que las concentraciones de metales pesados, en la mayoría de las aguas naturales se controlan mediante un proceso de adsorción o coprecipitación. El primero corresponde a la acumulación bidimensional de un ion en la interfaz entre un sólido preformado y la fase acuosa, mientras que el segundo es la eliminación simultánea de un ion extraño durante la formación de precipitados metálicos como los óxidos de hierro y aluminio.

La coprecipitación puede incluir adsorción, formación de conglomerados, entre otros procesos, pero principalmente se observa el de adsorción (Lee et al., 2002).

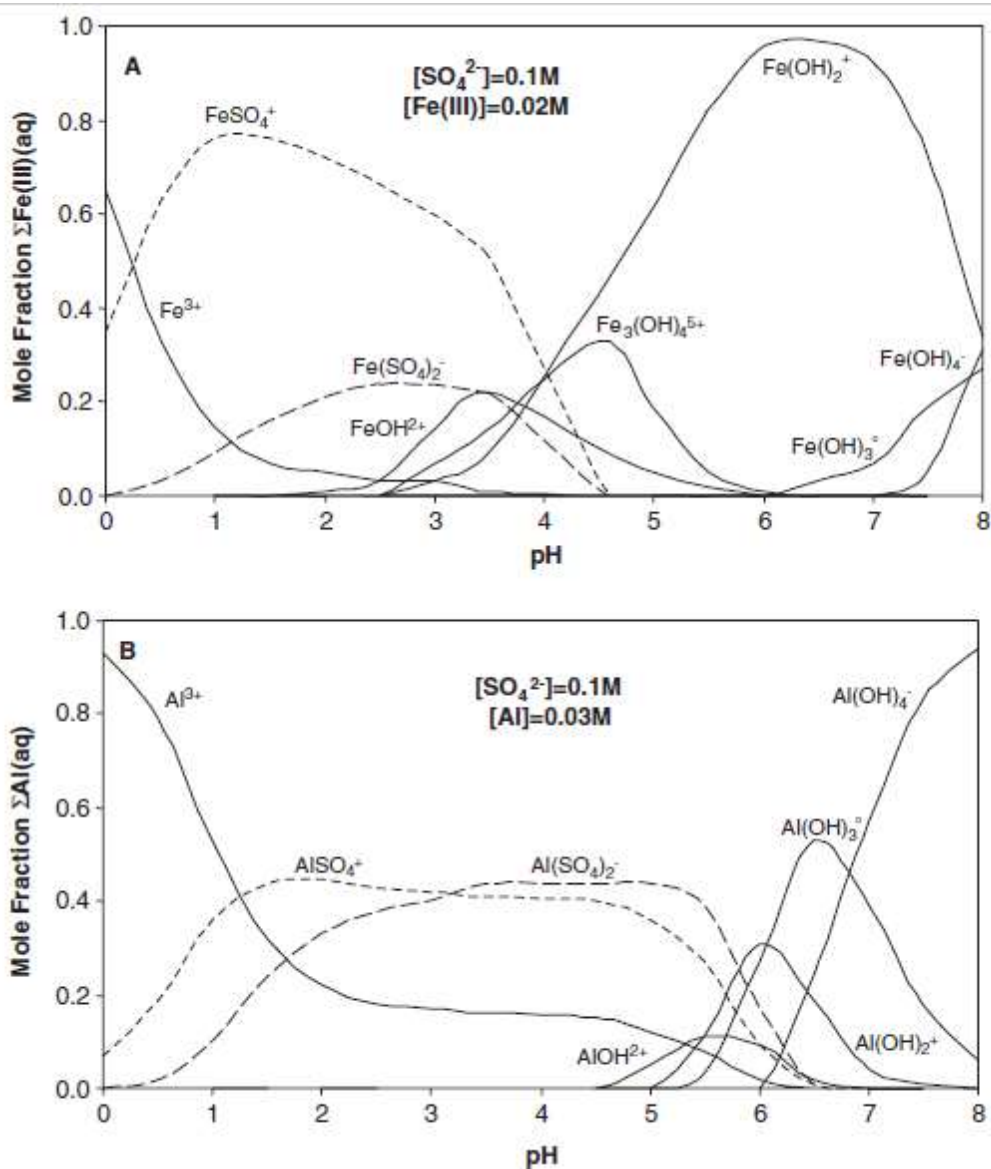


Figura 5: Fases de hierro y aluminio predominantes en solución en función del pH (Sánchez España, 2008).

La adsorción es un proceso de separación en la que ciertos componentes de una fase fluida se transfieren hacia la superficie de un sólido adsorbente. La mayor parte de los adsorbentes son materiales altamente porosos y la adsorción tiene lugar fundamentalmente en el interior de las partículas sobre las paredes de los poros en puntos específicos. La separación se

produce debido a que diferencias de peso molecular o de polaridad dan lugar a que algunas moléculas se adhieran más fuertemente a la superficie que otras (McCabe, 1991).

Dadas las características mencionadas es que la adsorción es una de las técnicas atractivas para eliminar sustancias y para purificar el agua. Como adsorbentes se usan geles de sílice, alúmina activada, óxidos e hidróxidos de metales, zeolitas, minerales arcillosos, polímeros sintéticos y materiales carbonosos (Machida et al., 2005).

En las Figuras 6 y 7 se presentan las curvas de adsorción para aquellos metales que se encuentran en mayor cantidad en soluciones de drenaje ácido de mina. En la Figura 6 se presenta la curva para una solución con una alta concentración de hierro, de 677 mg/L , mientras que la Figura 7 se tienen las curvas para una solución donde el elemento predominante corresponde al aluminio, con una concentración de $97,4 \text{ mg/L}$, la concentración de plomo en las muestras era de $8 \mu\text{g/L}$ y $30 \mu\text{g/L}$ respectivamente (Lee et al., 2002). En ambas figuras se observa que existe una alta remoción de metales, siendo el primero en eliminarse el plomo, en cada caso al pH correspondiente en que las respectivas fases de hierro y aluminio precipitan, como se mencionó anteriormente.

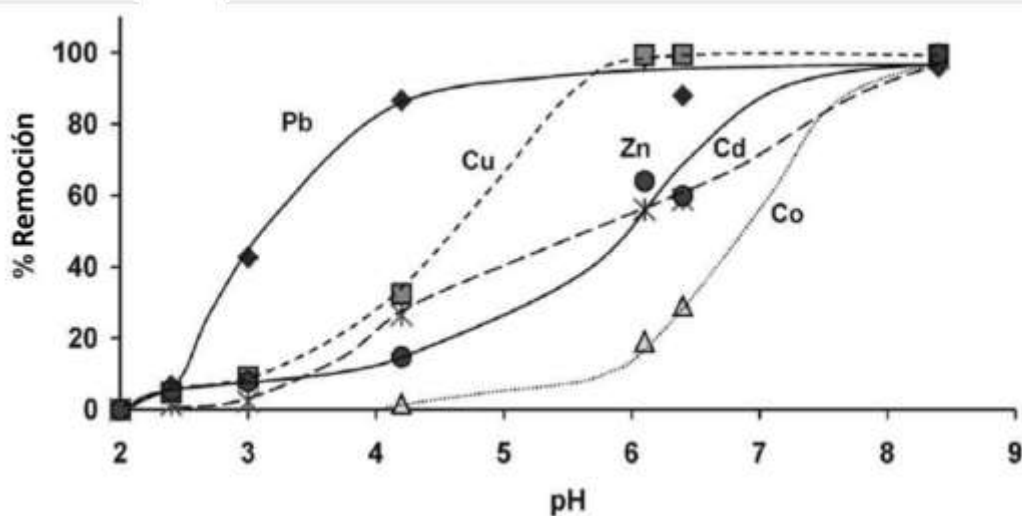


Figura 6: Curvas de adsorción de metales traza para una solución rica en hierro (Lee et al., 2002).

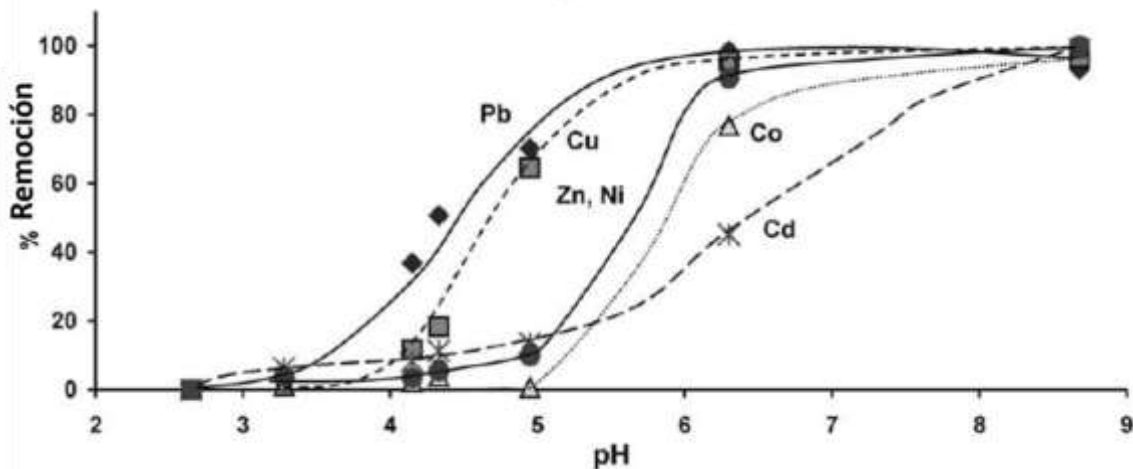


Figura 7: Curvas de adsorción de metales traza para una solución rica en aluminio (Lee et al., 2002).

2.4.3 Importancia de las fases minerales de hierro y aluminio

La precipitación de compuestos de hierro y aluminio puede retener por sorción y/o coprecipitación, muchos elementos tóxicos, como por ejemplo As, Pb, Cu, Zn, Cd, Co, Ni o Mn. Por lo tanto, el hierro y el aluminio actúan simultáneamente como (i) sistemas de amortiguación fuertes de las soluciones de drenaje ácido, debido a que se enlazan con los iones hidróxilos y (ii) removedores (scavengers) naturales de elementos traza tóxicos (Sánchez España, 2008).

A continuación, se presenta un esquema donde se puede visualizar el proceso en el que un efluente contaminado con drenaje ácido de mina es neutralizado, formándose fases secundarias de hierro y aluminio, las cuales actúan como adsorbente para distintos contaminantes y posteriormente quedan depositadas al fondo del cauce, quedando el agua con una concentración mucho menor de estos elementos nocivos.

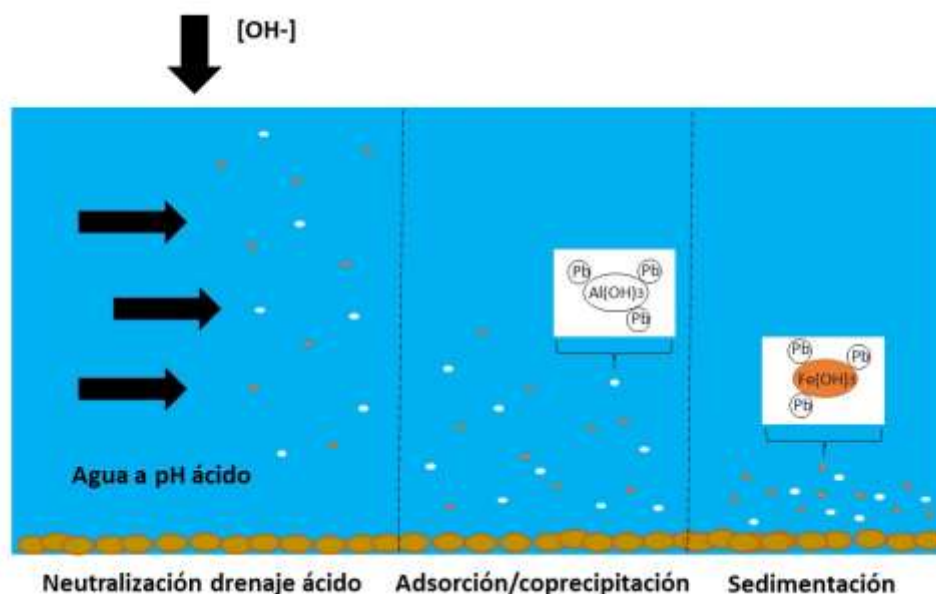


Figura 8: Esquema proceso de descontaminación por formación de fases secundarias de hierro y aluminio. Modificado de (Guerra, 2016.).

Así, aguas debajo de las fuentes de drenaje ácido, la evolución geoquímica de este generalmente se controla mediante:

- Oxidación de Fe^{+2} a Fe^{+3} .
- Aumento progresivo del pH y dilución de las concentraciones de metal mediante la mezcla con aguas cristalinas.
- Hidrólisis y precipitación de diferentes cationes metálicos a medida que aumenta el pH.
- Sorción de diferentes metales traza (As, Pb, Cr, Cu, Zn, Mn, Cd) sobre las superficies sólidas de hidróxidos/hidrosulfatos metálicos precipitados.

El resultado general de estos procesos representa un mecanismo de atenuación natural con beneficios ambientales para la calidad del agua (Sánchez España, 2008).

2.4.2 Sedimentación

La última etapa del proceso de descontaminación corresponde al de sedimentación, donde finalmente las fases minerales de hierro y aluminio, junto con los contaminantes retenidos en

estas quedan depositadas al fondo del cauce o del equipo donde este proceso sea llevado a cabo.

Se entiende por sedimentación a la remoción, por efecto gravitacional, de las partículas en suspensión en un fluido, las cuales tengan un peso específico mayor que el fluido. Las partículas que se depositan se convierten en sedimento, y en el tratamiento de agua este se conoce como lodo. Cuando se produce sedimentación de una suspensión de partículas el resultado final será siempre un fluido clarificado y una suspensión más concentrada, el lodo (Pérez, 1999).

Dentro de la sedimentación puede distinguirse entre espesamiento y clarificación. El término espesamiento se aplica a los casos en que la finalidad principal es la obtención de una pulpa de elevado porcentaje en sólidos, ya sea para eliminarlos o para facilitar las fases posteriores de algún proceso. La clarificación centra su interés en la obtención de un líquido transparente partiendo de suspensiones de bajo contenido en sólidos (Gasos, Pérez, & Jodra, 1957).

En un determinado intervalo de tiempo no todas las partículas en suspensión sedimentan. A las que lo hacen en un intervalo de tiempo elegido se les llama “sólidos sedimentables”.

Las partículas en suspensión sedimentan de diferente manera, dependiendo de las características (forma, tamaño o densidad) de las partículas, así como de su concentración. Los tipos de sedimentación existentes son las siguientes:

- Sedimentación simple: Corresponde al proceso de depósito de partículas discretas, las cuales son aquellas que no cambian de características durante el proceso.
- Sedimentación floculenta: Corresponde al proceso de depósito de partículas floculentas, las cuales son aquellas producidas por la unión de otras partículas, estas cambian sus características durante el proceso.

Cuando existe una baja concentración de partículas en el agua éstas se depositan sin interferir, mientras que, a altas concentraciones de partículas, se producen colisiones entre estas, las cuales interfieren en el descenso.

El fenómeno de sedimentación de partículas discretas en suspensión diluida puede describirse por medio de la mecánica clásica, permitiendo así obtener teóricamente parámetros como la velocidad de sedimentación.

Para este caso la sedimentación solo es una función de las propiedades del fluido y las características de las partículas, suponiendo que las partículas son esféricas y que son incompresibles, al igual que el fluido, además que no hay interferencia entre las partículas en su descenso, es decir, que no hay sedimentación impedida y que el diámetro de la partícula es despreciable frente al del recipiente (Gasos, Pérez, & Jodra, 1957). Así cada partícula está sometida solamente a dos fuerzas, flotación o empuje (F_f), la cual corresponde a la fuerza del volumen de líquido desplazado por la partícula; y por otro lado a la fuerza gravitacional (F_g) como se puede observar en la Figura 9.

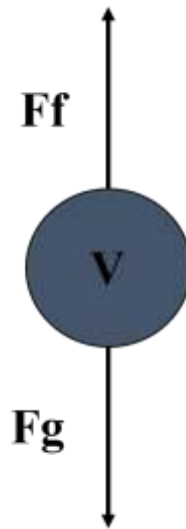


Figura 9: Fuerzas a las cuales es sometida la partícula en suspensión. Modificado de (Pérez, 1999).

De la Figura 9 se tiene que cada una de las fuerzas se puede expresar de la siguiente forma:

$$F_f = \rho \cdot g \cdot V \quad (7)$$

$$F_g = \rho_s \cdot g \cdot V \quad (8)$$

En las ecuaciones 7 y 8, ρ corresponde a la densidad del líquido, ρ_s a la densidad del sólido, g a la constante gravitacional y finalmente V al volumen de la partícula.

Como las fuerzas son ejercidas en sentidos contrarios, la resultante corresponde a la diferencia entre ambas, obteniendo:

$$\Sigma F = g \cdot V \cdot (\rho_s - \rho) \quad (9)$$

Arrastrada por esta fuerza la partícula desciende con velocidad creciente, pero a medida que baja, la fricción que el líquido genera en ella una fuerza que se opone al descenso, esta fuerza está definida por la Ley de Newton, y se expresa de la siguiente forma:

$$F_r = C_D \cdot A \cdot \rho \cdot \frac{V_s^2}{2} \quad (10)$$

Donde C_D corresponde al coeficiente de arrastre, A es el área transversal de escurrimiento y V_s es la velocidad de sedimentación.

Después de un corto período la aceleración pasa a ser nula y el valor de las fuerzas de fricción iguala al de impulsión, momento en el cual la partícula adquiere velocidad constante, la cual es conocida como velocidad de asentamiento o sedimentación. Debido a que las fuerzas se igualan se tiene:

$$g \cdot V \cdot (\rho_s - \rho) = C_D \cdot A \cdot \rho \cdot \frac{V_s^2}{2} \quad (11)$$

Despejando el término de la velocidad de sedimentación se obtiene:

$$V_s = \sqrt{\frac{2g}{C_D} \cdot \frac{\rho_s - \rho}{\rho} \cdot \frac{V}{A}} \quad (12)$$

Para el caso particular de sólidos esféricos los términos que corresponden al volumen y al área de la partícula se pueden expresar de la siguiente forma:

$$V = \frac{\pi \cdot d^3}{6} \quad (13)$$

$$A = \frac{\pi \cdot d^2}{4} \quad (14)$$

En las ecuaciones 13 y 14, d corresponde al diámetro de la partícula. Al reemplazar las expresiones para el volumen y el área en la ecuación 12, se tiene la siguiente expresión para la velocidad de sedimentación:

$$V_s = \sqrt{\frac{4}{3} \cdot \frac{g}{C_D} \cdot \frac{\rho_s - \rho}{\rho} \cdot d} \quad (15)$$

El coeficiente de arrastre C_D es una función del número de Reynolds.

$$Re = \frac{V_s \cdot d}{\nu} \quad (16)$$

En la ecuación del número de Reynolds, ν corresponde a la viscosidad cinemática.

Dependiendo de las características del flujo, es decir, si es turbulento o laminar, la expresión para el coeficiente de arrastre cambia.

- Flujo laminar: $C_D = \frac{24}{Re}$
- Flujo turbulento: $C_D = \frac{34}{Re} + \frac{3}{\sqrt{Re}} + 0,34$

Así, para flujo laminar con $d < 0,085 \text{ mm}$ y $Re < 1$, al reemplazar los términos del número de Reynolds y coeficiente de arrastre se obtiene la denominada ecuación de “Stokes”.

$$V_s = \frac{g}{18} \cdot \left(\frac{\rho_s}{\rho} - 1 \right) \cdot \frac{d^2}{\nu} \quad (17)$$

Mientras que, para flujo turbulento, con $d > 1 \text{ mm}$ y $Re > 1000$, asumiendo un valor de coeficiente de arrastre C_D de 0,4, se obtiene la siguiente expresión para la velocidad terminal de sedimentación.

$$V_s = \sqrt{3,3 \cdot g \cdot \left(\frac{\rho_s}{\rho} - 1 \right) \cdot d} \quad (18)$$

No obstante, también existen diversos métodos experimentales que permiten la obtención de la velocidad de sedimentación, como el método de Cloe y Clevenger o el de Kynch, el cual corresponde a una simplificación del método de Cloe y Clevenger.

Estimación de la velocidad de sedimentación: Método de Cloe y Clevenger

El método de Cloe y Clevenger se basa en ensayos de sedimentación discontinua, para así mediante una serie de experiencias hallar diferentes parámetros. En primer lugar, según los autores si se coloca una pulpa floculada en una probeta y después de mezclada se deja en reposo, se forman cuatro zonas, como se puede observar en la Figura 10.

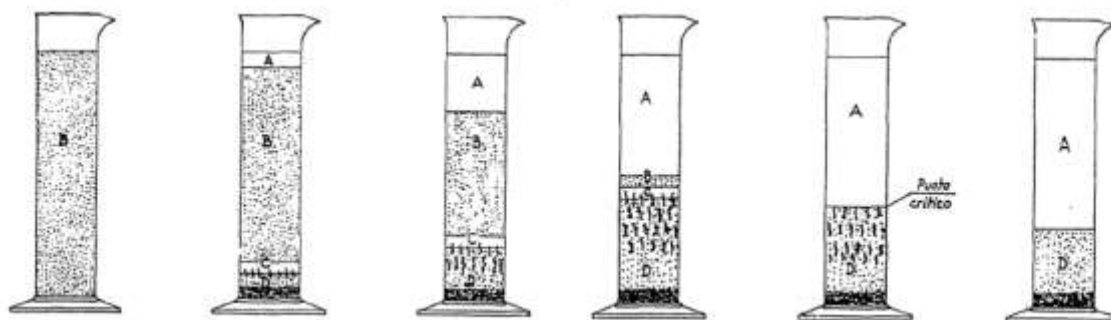


Figura 10: Fases en la sedimentación discontinua de suspensiones según Cloe y Clevenger (Gasos, Pérez, & Jodra, 1957).

En la figura se observa que inicialmente se tiene una mezcla homogénea. Al dejarla en reposo las partículas descienden y se distingue la parte superior como la zona A, la cual corresponde al líquido clarificado. Por otra parte, se tiene la zona B, en la cual la concentración de sólidos es constante, por lo tanto la velocidad de sedimentación también es constante, y a continuación la etapa C, cuya extensión varía según las características de la pulpa, siendo unas veces muy fina y otras veces ocupando toda la altura desde el límite de la superficie transparente hasta la zona siguiente. Finalmente aparece la zona D, denominada zona de compresión, la cual está formada por un lodo compacto procedente de las capas superiores.

En la figura también es posible observar el denominado “Punto Crítico”, el cual corresponde a aquel en que desaparece la zona de sedimentación, quedando solamente la zona de compresión, que lentamente va descendiendo hasta alcanzar una altura fina constante, que representa el límite al que se pueden comprimir el sólido suspendido en el líquido (Gasos, Pérez, & Jodra, 1957).

Los ensayos se realizan en tubos graduados, con la finalidad de poder leer las alturas. Así una vez comenzada la sedimentación se lee la altura de la superficie de separación pulpa-agua en determinados intervalos de tiempo. Permitiendo posteriormente representar los datos

en un sistema de coordenadas, obteniéndose curvas como las que se muestran a continuación, donde a mayor concentración existe una mayor velocidad de sedimentación.

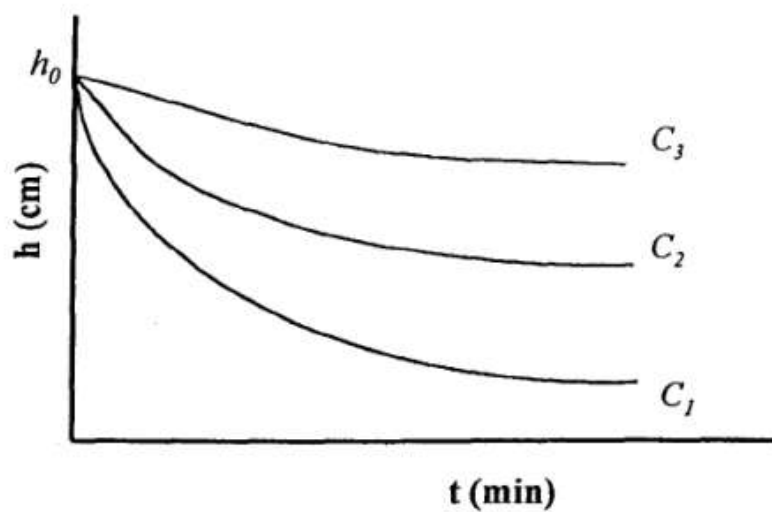


Figura 11: Curvas altura de sedimento en función del tiempo, para distintas concentraciones (Pérez, 1999).

CAPÍTULO 3: CONTEXTO DE LA INVESTIGACIÓN

La minería en el norte de Chile se desarrolla bajo un cielo sin nubes, en un clima desértico marginal de altura que se caracteriza por grandes variaciones diarias de temperatura, intensa radiación solar, humedad relativamente baja, constantes y a veces intensos vientos y escasas precipitaciones las que se distribuyen entre diciembre y marzo originadas por el fenómeno climático denominado invierno boliviano. Estas precipitaciones y el ciclo hielo-deshielo de diaria ocurrencia en las altas cumbres andinas nutren los escurrimientos superficiales de agua. Este escenario natural ha originado un delicado equilibrio ecológico muy sensible a la contaminación y a la intervención del hombre. Actualmente este equilibrio está amenazado por las necesidades de las grandes ciudades y de la industria minera (Sancha, 2017).

El régimen hídrico de la zona norte es muy particular, algunos ríos y hoyadas de la cordillera no drenan al océano, sino que suelen ser cuencas cerradas en cuya parte más baja se ubican salares y lagos andinos. El ecosistema de salares y lagunas está considerado como extremadamente frágil por la escasez de recursos hídricos (Sancha, 2017).

Dados los antecedentes, es que esta memoria está situada en el contexto de la necesidad de estudiar métodos de descontaminación para los recursos hídricos afectados debido a la actividad minera, específicamente con drenaje ácido, y del potencial de las fases minerales de hierro y aluminio como mecanismo de atenuación natural de diversos contaminantes, con énfasis en el plomo. Así esta investigación se realizó en base a los objetivos del proyecto Fondecyt 11180314, el cual busca evaluar las condiciones físicas y químicas que maximizan la remoción de contaminantes como el plomo de aguas ácidas y poder establecer los principales criterios de diseño para un tratamiento pasivo optimizado basado en la neutralización del drenaje ácido.

CAPÍTULO 4: OBJETIVOS

4.1 Objetivo general

El objetivo general de esta memoria es evaluar la remoción de plomo de aguas ácidas mediante la sedimentación de fases de hierro y aluminio en aguas ácidas sintéticas, a fin de determinar si es un potencial método de descontaminación.

4.2 Objetivos específicos

- Analizar el efecto de variables como concentración de Fe y Al, pH y tiempo de sedimentación en el proceso de descontaminación de agua ácida sintética, con la finalidad de estimar cómo afecta cada una de estas variables al proceso, así cómo también si existe alguna que predomine frente a la otra.
- Caracterizar las curvas de sedimentación para determinar la velocidad de sedimentación, y determinar de esta forma el comportamiento de la sedimentación de las fases de hierro y aluminio.
- Comparar velocidad de sedimentación y remoción de plomo entre partículas finas y flóculos, con la finalidad de establecer si el proceso de coagulación/floculación tiene un efecto significativo en el proceso.

CAPÍTULO 5: MATERIALES Y MÉTODOS

5.1 Diseño experimental

El trabajo de esta memoria consistió en 2 tipos de experimentos distintos. En primer lugar (i) estudio de la remoción de plomo de drenaje ácido mediante la sedimentación de fases de hierro y aluminio, y en segundo lugar (ii) caracterización de las curvas de sedimentación de las fases de hierro y aluminio.

Para el desarrollo de los experimentos, se consideraron distintas condiciones de trabajo, entre las cuales se tienen, dos concentraciones de hierro o de aluminio (25 y 100 mg/L), dos valores de pH (4,5 y 5,5).

Para el caso de los experimentos de remoción de plomo se trabajó en 3 tiempos de sedimentación distintos (5, 10 y 20 min), adicionalmente se realizaron los experimentos con el proceso de coagulación/floculación y sin este.

Por otra parte, para los experimentos de curvas de sedimentación se realizaron en un período de tiempo de 30 minutos, tiempo en el cual la mayoría de los flóculos formados sedimentaban.

El diseño experimental utilizado para los experimentos de remoción de plomo es el que se presenta a continuación:

Tabla 2: Diseño experimental experimentos de remoción de plomo (Elaboración propia).

pH	Concentración [mg/L]		Tiempo sedimentación [min]		
	Fe	Al			
4,5	25	0	5	10	20
	0	25	5	10	20
	25	25	5	10	20
	100	0	5	10	20
	0	100	5	10	20
5,5	25	0	5	10	20
	0	25	5	10	20

pH	Concentración [mg/L]		Tiempo sedimentación [min]		
	Fe	Al			
	25	25	5	10	20
	100	0	5	10	20
	0	100	5	10	20

El diseño experimental utilizado para los experimento de curvas de sedimentación es el que se presenta a continuación:

Tabla 3: Diseño experimental experimentos curvas de sedimentación (Elaboración propia).

pH	Concentración [mg/L]	
	Fe	Al
4,5	25	0
	0	25
	25	25
	100	0
	0	100
5,5	25	0
	0	25
	25	25
	100	0
	0	100

Para la totalidad de los experimentos se utilizaron RILes sintéticos, los cuales tenían la siguiente composición, la cual fue seleccionada en base a las concentraciones promedio de los iones de plomo y sulfato presente en agua afectadas por drenaje ácido:

Tabla 4: Elementos constituyentes riles sintéticos y sus respectivas oncentraciones (Elaboración propia).

Iones	Concentración [mg/L]
SO_4^{2-}	2500
Pb^{2+}	1

5.2 Materiales

Para la elaboración de las soluciones de drenaje ácido se utilizaron los siguientes reactivos:

- Nitrato de plomo $Pb(NO_3)_2$: Winkler, especificaciones A.C.S.
- Cloruro de hierro hexahidratado $FeCl_3 \cdot 6H_2O$: Winkler, especificaciones A.C.S.
- Sulfato de aluminio 18-hidratado $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$: Winkler, especificaciones A.C.S.
- Hidróxido de sodio $NaOH$: Winkler, para análisis.
- Ácido sulfúrico H_2SO_4 : Winkler, especificaciones A.C.S.

Los equipos utilizados durante el trabajo experimental fueron los siguientes:

- Balanza digital Ravel Instruments JA503.
- pH-metro Ohaus Starter 2100.
- Equipo test de jarras Velp Scientifica JLT6.
- Espectrofotómetro Hach DR3900.
- Columna acrílica 1,5 [L] de capacidad.

Para los análisis de los experimentos de remoción realizados, se utilizó el espectrofotómetro y los siguientes reactivos:

- TPTZ Iron Reagent
- AluVer 3, Ácido Ascórbico, Bleaching 3 Reagent.

5.3 Procedimientos

5.3.1 Experimentos de remoción

Los experimentos de remoción se realizaron en primera instancia incluyendo la etapa de coagulación/floculación y luego sin ella, con la finalidad de observar el efecto de esta etapa, es decir, de la agregación de partículas, en el fenómeno en estudio.

A continuación, se presentan los diagramas y explicación del procedimiento de los respectivos experimentos.

Inicialmente se desarrollaron los experimentos incluyendo la etapa de coagulación/floculación como se puede ver en la Figura 12.

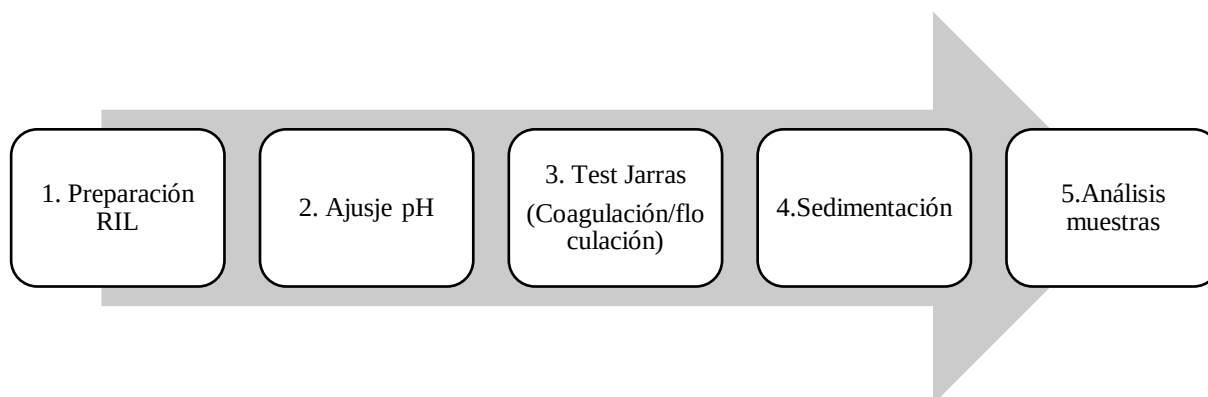


Figura 12: Esquema procedimiento experimentos de remoción con coagulación/floculación (Elaboración propia).

1. **Preparación RIL:** En primer lugar, se procedió a la preparación de las soluciones de drenaje ácido sintético. Utilizando agua destilada tipo II se adicionó cloruro de hierro, sulfato de aluminio, nitrato de plomo y ácido sulfúrico, para cada experimento se preparó 1,5 [L], los cuales eran almacenados en bidones con pH inferior a 2.

A continuación, se presentan las cantidades de reactivos utilizados para la preparación de los RILes.

Tabla 5: Cantidad de reactivo utilizado para cada una de las concentraciones (Elaboración propia).

Concentración/compuesto	Fe [g]	Al [g]	H_2SO_4 [mL]	Pb [g]
25 mg/L Fe	0,182	-	2,081	0,0024

100 mg/L Fe	0,726	-	2,081	0,0024
25 mg/L Fe-Al	0,182	0,464	2,044	0,0024
25 mg/L Al	-	0,464	2,044	0,0024
100 mg/L Al	-	1,851	1,933	0,0024

2. **Ajuste pH:** Utilizando hidróxido de sodio de concentración 8 [M] se realizó el ajuste de pH a valor 4,5 o 5,5 según correspondiera.



Figura 13: Procedimiento ajuste de pH (Elaboración propia).

3. **Test Jarras:** Una vez que la solución alcanzó el pH de trabajo requerido se aplicó el proceso de coagulación/floculación, esto utilizando el equipo de test de jarras, donde inicialmente se agitó la solución a 300 rpm durante 30 segundos, para posteriormente agitar a una velocidad de 50 rpm durante 30 minutos.



Figura 14: RIL en Test de Jarras (Elaboración propia).

4. **Sedimentación:** Luego de que la solución fuera sometida al test de jarras, se procedió a verterla en columnas acrílicas de 1,5 [L] de capacidad, donde las soluciones se dejaron sedimentar durante 5, 10 o 20 minutos, según correspondiera. Con la finalidad de poder cuantificar la concentración final de metales en la solución. Luego de transcurrido el tiempo de sedimentación se procedió a la toma de muestras, esto es el líquido clarificado, lo cual se realizó por la tercera salida de la columna contando desde la parte superior a la inferior como se muestra a continuación en la Figura 15. Se realizó esto de modo de recolectar el clarificado.

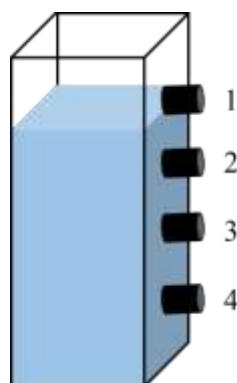


Figura 15: Esquema columnas de sedimentación con sus respectivos puntos de toma de muestras (Elaboración propia).

5. **Análisis muestras:** Con las muestras tomadas para cada uno de los tiempos de sedimentación se procedió al de la concentración final de Fe, Al y Pb. Para realizar los análisis de Fe y Al se utilizó espectrofotometría, usando el método TPTZ para las mediciones de Fe y el método 8012 para las mediciones de Al. Por otra parte, los análisis de Pb se realizaron en el laboratorio de Aguas y Riles de “DICTUC”, mediante espectroscopia de emisión de plasma basándose en la Norma Chilena 2313/15.
6. **Cálculo porcentaje de remoción:** Para estimar el porcentaje de remoción para el hierro, aluminio y plomo, se utilizó la siguiente ecuación (Seo et al., 2017).

$$\% \text{ Remoción} = \frac{C_{in} - C_{out}}{C_{in}} \cdot 100 \quad (19)$$

Para el siguiente caso el procedimiento es idéntico al anterior, con la diferencia que se quita la etapa correspondiente al proceso de coagulación/floculación en el test de jaras, como se puede observar en la Figura 16.

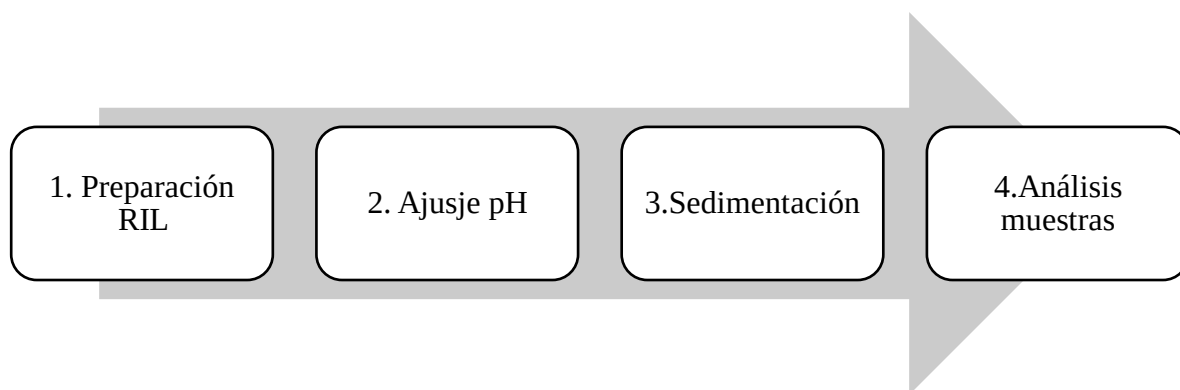


Figura 16: Esquema procedimiento experimentos de remoción sin proceso de coagulación/floculación (Elaboración propia).

5.3.2 Experimentos sedimentación

Para los experimentos de sedimentación el procedimiento llevado a cabo corresponde al siguiente.

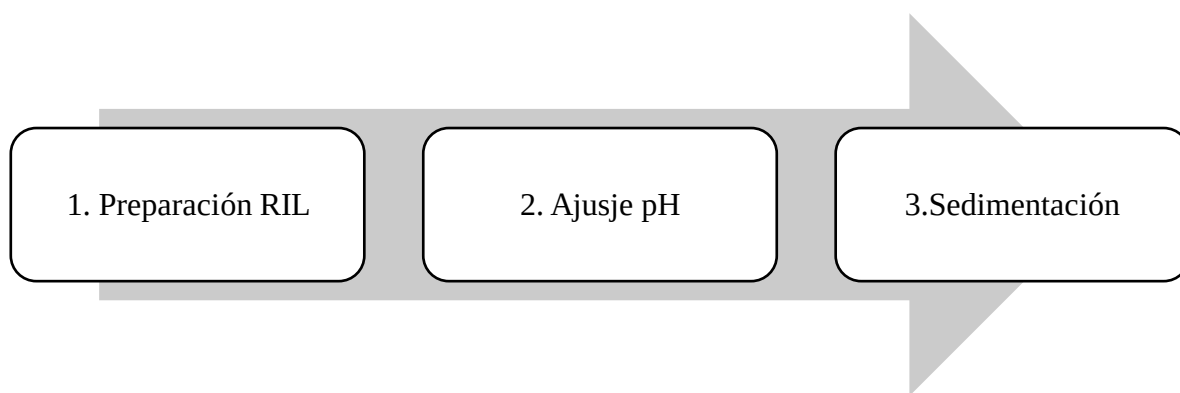


Figura 17: Esquema procedimiento experimentos de sedimentación (Elaboración propia).

1. **Preparación RIL:** En primer lugar, se procedió a la preparación de las soluciones de drenaje ácido sintético. Utilizando agua destilada tipo II se adicionó cloruro de hierro, sulfato de aluminio, nitrato de plomo y ácido sulfúrico, para cada

experimento se preparó 1,5 [L], los cuales eran almacenados en bidones con pH inferior a 2.

A continuación, se presentan las cantidades de reactivos utilizados para la preparación de los RILes.

Tabla 6: Cantidad de reactivo utilizado para cada una de las concentraciones (Elaboración propia).

Concentración/compuesto	Fe [g]	Al [g]	H_2SO_4 [mL]	Pb [g]
25 mg/L Fe	0,182	-	2,081	0,0024
100 mg/L Fe	0,726	-	2,081	0,0024
25 mg/L Fe-Al	0,182	0,464	2,044	0,0024
25 mg/L Al	-	0,464	2,044	0,0024
100 mg/L Al	-	1,851	1,933	0,0024

2. **Ajuste pH:** Utilizando hidróxido de sodio de concentración 8 [M] se realizó el ajuste de pH a valor 4,5 o 5,5 según correspondiera.
3. **Sedimentación:** Luego de ajustar el pH de la solución esta se homogenizó y se vertió dentro de la columna acrílica con la finalidad de que las partículas formadas sedimentaran. Posteriormente se midió la altura de la interfase sólido/líquido a lo largo del tiempo, inicialmente cada 1 minuto y luego cada 5 minutos, con la finalidad de establecer la velocidad de sedimentación de las fases formadas. A continuación, se presenta un esquema del proceso de medición en el tiempo.

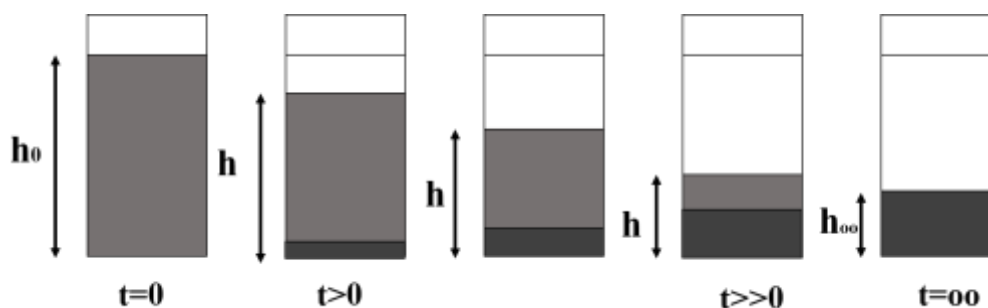


Figura 18: Esquema toma de datos experimentos de sedimentación (Elaboración propia).

4. **Estimación velocidad de sedimentación:** La Velocidad de sedimentación se obtuvo utilizando el método experimental de Cloe & Clevenger, mencionado en

la sección 2.4.2. A partir de los datos obtenidos, se graficó la altura de los flóculos en el tiempo, de esta manera, utilizando el Software Matlab, se obtuvo el valor de pendiente máxima de las curvas, el cual corresponde a la velocidad de sedimentación.

CAPÍTULO 6: RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En este capítulo se presentan y analizan los resultados obtenidos del trabajo de laboratorio realizado. En primera instancia se presentan los resultados para la remoción de hierro y aluminio, posteriormente para la remoción de plomo, finalizando con los resultados de los experimentos de sedimentación.

6.1 Remoción hierro y aluminio

En esta sección se muestran los resultados y análisis con respecto al comportamiento del hierro y el aluminio en el drenaje ácido. Inicialmente se muestran los resultados para los experimentos en los que se consideró el proceso de coagulación/floculación para el procedimiento. Posteriormente los resultados para los experimentos en los que no se realizó coagulación/floculación.

Adicionalmente de seccionar los resultados para los experimentos con el proceso de coagulación y floculación, se realizan los respectivos análisis según los siguientes factores.

1. Efecto del pH en la remoción del hierro y aluminio
2. Efecto de la concentración de los respectivos metales
3. Efecto del tiempo de sedimentación
4. Efecto de la presencia de ambos metales en la solución

6.1.1 Experimentos con coagulación/floculación

A continuación, se presenta el gráfico con los resultados de remoción de hierro y aluminio para los experimentos realizados con el proceso de coagulación/floculación.

En la Figura 19 se tienen los gráficos donde se presenta el porcentaje de remoción tanto de hierro como de aluminio en soluciones de drenaje ácido sintético con distintas concentraciones (100 o 25 mg/L de hierro y aluminio) y distinto valor de pH. A partir de estos resultados es posible verificar si efectivamente durante la neutralización de las soluciones de drenaje ácido se forman fases sólidas de hierro y aluminio, además de cómo afecta la variación de determinados parámetros.

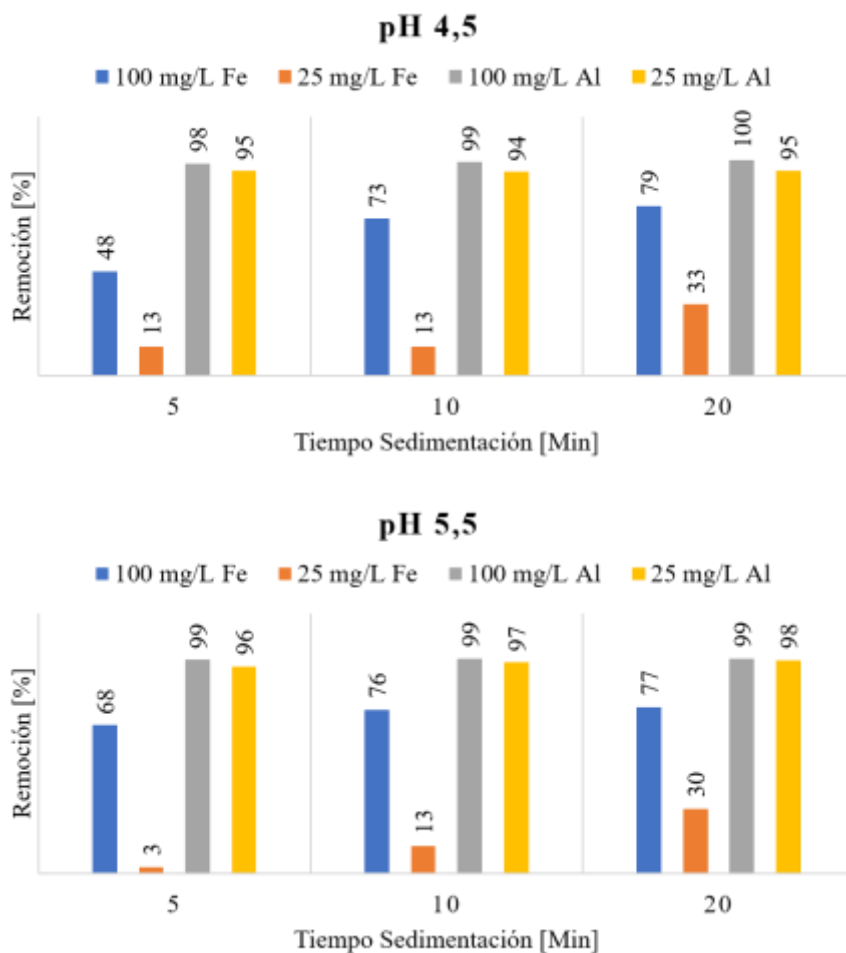


Figura 19: Remoción de hierro y aluminio en drenaje ácido sintético a distintos valores de concentración y pH para experimentos realizados con proceso de coagulación/floculación (Elaboración propia).

En primer lugar, es posible observar que efectivamente hay remoción tanto de hierro como de aluminio, es decir, a partir de la neutralización de la solución se formaron fases sólidas de ambos metales, las cuales pudieron ser removidas de esta.

A continuación, en alineación con el primer objetivo específico planteado se analiza el efecto de la concentración, pH y tiempo de sedimentación en los experimentos.

6.1.1.1 Efecto de la concentración

A partir de los resultados es posible observar que para aquellas soluciones donde solo había hierro la remoción fue significativamente mayor a alta concentración (100 mg/L) versus aquellos que poseían una baja concentración (25 mg/L) de este elemento, llegando a un máximo de 79% en aquellas soluciones que contenían 100 mg/L de hierro y solamente a un

máximo de 33% en aquellas que contenían 25 mg/L de hierro. Estos resultados se asemejan a los presentados por Pang et al. (2009) donde al realizar experimentos para remover metales pesados de aguas residuales mediante precipitación de oxihidróxidos, se obtuvo que para el caso particular del hierro a mayor concentración inicial del metal mayor era el porcentaje de remoción de este.

Por otra parte, para los experimentos llevados a cabo con las soluciones que solo contenían aluminio la diferencia del porcentaje de remoción entre aquellos con alta concentración (100 mg/L) y baja concentración (25 mg/L) resultó mínima, llegando a un máximo de 100% y a un máximo de 98% respectivamente. Lo anterior puede deberse a una sobresaturación de fases de aluminio formadas, como lo que presenta Lee et al. (2002) donde en su estudio para las soluciones ricas en aluminio a pH cercano a 5 se presenta una sobresaturación de $Al(OH)_3(s)$.

6.1.1.2 Efecto del pH

Al analizar los resultados, en primer lugar, se tiene que al aumentar el pH desde el valor inicial al que se encuentran las soluciones, el cual es cercano a 2, donde los metales en estudio se encuentran disueltos, efectivamente se obtuvo de forma cualitativa y cuantitativa que se forman fases sólidas de hierro y aluminio, como se mencionó previamente, por lo que existe una relación entre la remoción de hierro y aluminio al valor de pH.

Ahora, puntualmente dentro de los valores finales de pH estudiados (4,5 y 5,5) se tiene que para aquellos experimentos que contenían solamente hierro la remoción es mayor a un mayor valor de pH inicialmente, pero con el paso del tiempo el resultado es levemente mayor en los experimentos a menor pH. Lo anterior no es extraño al considerar que las fases de hierro se empiezan a formar a partir de valores de pH cercanos a 3 como se puede observar en la Figura 5, por lo que a los valores estudiados estas ya se han formado. Adicionalmente, según los resultados presentados por Pang et al. (2009) el pH óptimo para la remoción de este componente metálico de la solución se da en un rango de pH entre 5,5 y 7,5 aproximadamente, lo que explica los porcentajes de remoción obtenidos.

Para las soluciones que contenían aluminio se obtuvo un resultado similar que para los experimentos con hierro, donde al haber un aumento en el pH de las soluciones entre 4,5 y

5,5; el porcentaje de remoción era levemente mayor a pH 5,5. En la Figura 5 se puede verificar que cerca de pH 4-4,5 se empiezan a formar los hidróxidos de aluminio, por lo que se explica que exista formación de fases sólidas de aluminio y por lo tanto exista una remoción de este de la solución. No obstante, a valores de pH más lejanos entre sí es posible visualizar de mejor manera el efecto del aumento de esta variable en el porcentaje de remoción. Los resultados concuerdan con los presentados por Lee et al. (2002) donde se obtuvo una disminución de la cantidad de aluminio disuelto en la solución de drenaje ácido sintético en el rango de pH entre 4 y 6.

6.1.1.3 Efecto del tiempo de sedimentación

Al analizar el efecto del tiempo de sedimentación, para los experimentos con hierro se obtuvo que al utilizar una mayor concentración de este elemento el mayor porcentaje de remoción ocurre dentro de los primeros 5 minutos a ambos valores de pH a los que se trabajó, luego de este tiempo el proceso continúa, pero el incremento no resulta tan significativo. Por otra parte, los experimentos realizados a una menor concentración de hierro el comportamiento fue distinto, ya que el mayor porcentaje de remoción no fue obtenido dentro de los primeros 5 minutos, si no que fue un proceso más progresivo, donde de a poco fue aumentando el porcentaje de remoción.

Los resultados obtenidos concuerdan con lo esperado, ya que como se puede ver en la Figura 20.a, a alta concentración de hierro los flóculos formados son grandes y claramente definidos, mientras que, a baja concentración de hierro, los flóculos que se forman son significativamente más pequeños. No obstante, para estos se observó que a medida que pasaba el tiempo, las pequeñas partículas sólidas se comenzaron a agregar, teniendo finalmente flóculos de mayor tamaño. Esto que explica que el aumento en el porcentaje de remoción se incrementara en un mayor intervalo de tiempo, ya que al tener inicialmente la formación de partículas más pequeñas en las soluciones a baja concentración éstas no tenían el peso suficiente para que la fuerza de gravedad superara a fuerza de empuje del líquido.

Para los experimentos realizados con aluminio, a ambas concentraciones se obtuvieron comportamientos muy similares, donde el mayor porcentaje de remoción fue en los primeros cinco minutos de sedimentación. En este caso los resultados obtenidos al trabajar a alta concentración tienen sentido con lo observado en el laboratorio, ya que como se puede

observar los flóculos formados, al igual que para el caso del hierro, eran de mayor tamaño y bien definidos, sin embargo, cuando las soluciones tenían baja concentración de aluminio, las fases sólidas formadas, era mucho más pequeñas, siendo casi imperceptibles a la vista, sobre todo al trabajar a pH 4,5. Para el último caso, al igual que como sucedió con el hierro, con el paso del tiempo las pequeñas partículas formadas inicialmente se fueron aglomerando, formando flóculos más grandes.

Las tres variables estudiadas presentan un comportamiento concordante con la teoría, donde al haber un aumento de pH tanto el hierro como el aluminio hidrolizan y se empiezan a enlazar con los iones hidroxilos, eliminándolos de la solución y actuando como un amortiguador del pH de la solución. Adicionalmente, se observó que físicamente existe una diferencia entre el comportamiento de estas fases sólidas en función de la concentración, lo que directamente afecta en el porcentaje de remoción en el tiempo, ya que a mayor concentración mayor fue el tamaño de las partículas formadas, las cuales pudieron superar la fuerza de empuje del líquido, precipitando de forma más rápida.

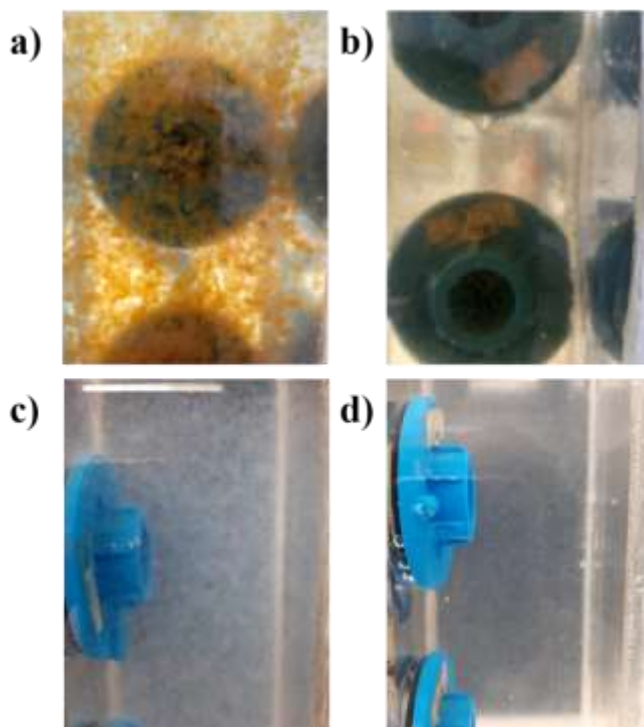


Figura 20: Imágenes de las fases sólidas formadas durante las experimentaciones, donde a) 100 mg/L Fe; b) 25 mg/L Fe; c) 100 mg/L Al; d) 25 mg/L Al (Elaboración propia).

6.1.1.4 Efecto de la interacción hierro y aluminio

A continuación, se presentan los resultados para los experimentos realizados con soluciones que contenían hierro y aluminio en baja concentración, con la finalidad de poder comparar y establecer si se presentan diferencias significativas en su comportamientos con respecto a las soluciones que solo contenían hierro o aluminio.

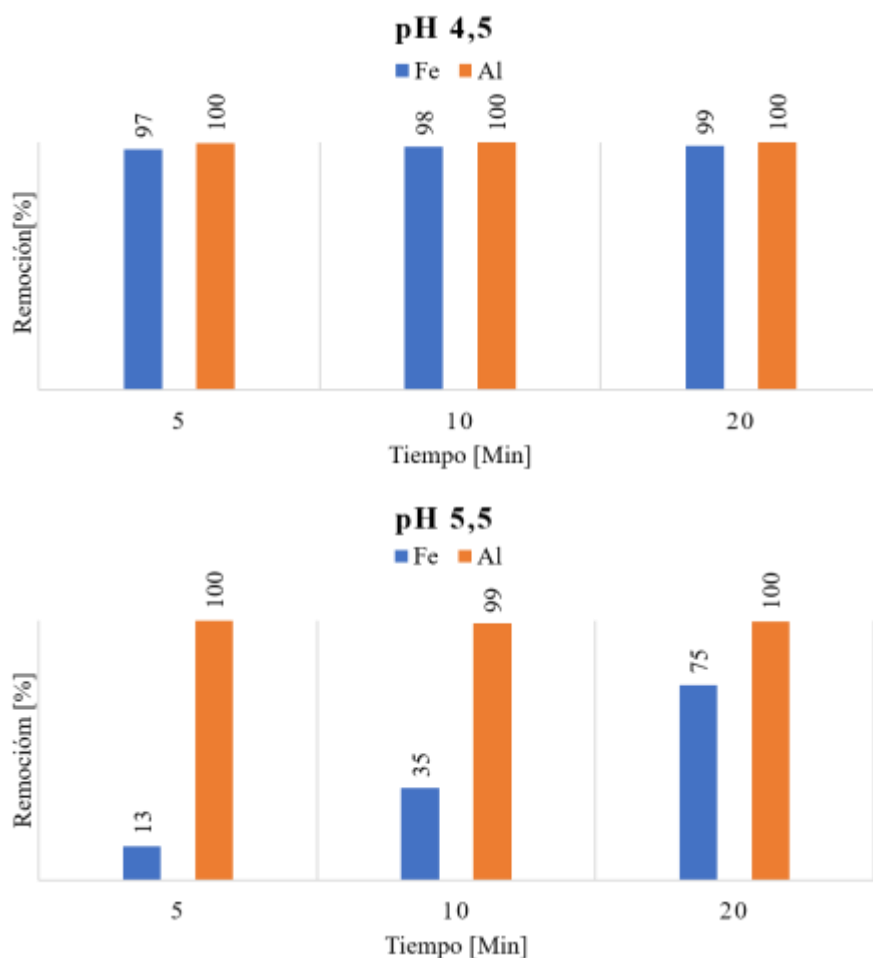


Figura 21: Remoción de hierro y aluminio en drenaje ácido compuestos de hierro y aluminio a distintos valores de pH para experimentos realizados con proceso de coagulación/floculación (Elaboración propia).

En la Figura 21 se pueden observar los porcentajes de remoción para hierro y aluminio a distintos valores de pH. En primera instancia se puede observar que para pH 4,5 existe una alta remoción tanto de hierro como de aluminio. Llama la atención, el incremento en la remoción de hierro en comparación a la obtenida para la solución compuesta solo con hierro a la misma concentración y pH, en la cual se obtuvo una remoción máxima de 33% versus el 99% alcanzado cuando la solución contiene ambos metales. Adicionalmente, se tiene que la

mayor parte de la remoción del hierro se tiene dentro de los 5 primeros minutos de sedimentación, a diferencia de lo observado previamente donde el proceso ocurría de manera paulatina. Por otra parte, a pH 5,5 el comportamiento fue un poco más similar al obtenido anteriormente, donde la remoción inicial es mucho menor y se incrementa de manera paulatina con el paso del tiempo. No obstante, al igual que a pH 4,5 la remoción máxima de hierro fue mucho mayor en este caso, la cual fue de 75%, en contraste con el 30% obtenido cuando la solución estaba compuesta solo con hierro.

De la Figura 21 se puede observar, además que la remoción aluminio fue prácticamente igual que para los experimentos a baja concentración que solo contenían aluminio.

Así, el que las soluciones contengan hierro y aluminio, resulta beneficioso para la sedimentación de fases de hierro, ya que se experimenta un aumento significativo en la remoción de este, viéndose complementado por las fases de aluminio.

6.1.2 Experimentos sin coagulación/floculación

A continuación, se presenta el gráfico con los resultados de remoción de hierro y aluminio para los experimentos realizados sin el proceso de coagulación/floculación.

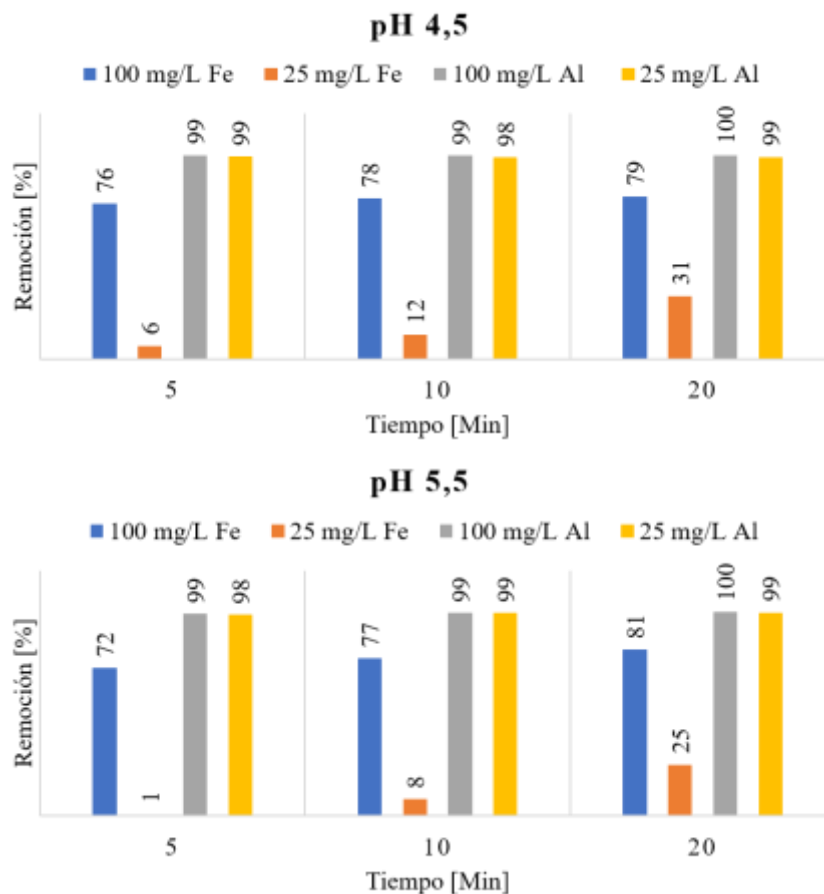


Figura 22: Remoción de hierro y aluminio en drenaje ácido sintético a distintos valores de concentración y pH para experimentos realizados con proceso de coagulación/floculación (Elaboración propia).

Al observar la Figura 22 se visibiliza la semejanza con los resultados mostrados en la Figura 19, correspondiente a los experimentos con el proceso de coagulación/floculación, donde como se mencionó previamente se obtuvo que al haber una mayor concentración tanto de hierro como de aluminio la remoción de ambos elementos era mayor, siendo este fenómeno mucho más claro para las soluciones de drenaje ácido sintético que contenían hierro.

Al analizar el efecto del valor del pH final de la solución se observa un leve aumento en la remoción para los experimentos realizados a una alta concentración de hierro. Adicionalmente al igual que para los experimentos realizados con el proceso de coagulación/floculación se obtuvieron valores muy similares de remoción, y una mínima variación de esta frente a cambio en el pH.

Por otra parte, al analizar el comportamiento de las soluciones que contenían aluminio al igual que para el caso de las soluciones de hierro se obtuvo un comportamiento muy similar al caso de los experimentos realizados con el proceso de coagulación/floculación, donde frente a cambios de pH final fue mínima la variación del porcentaje de remoción.

Finalmente, al realizar el análisis de los resultados frente a los distintos tiempos de sedimentación el comportamiento obtenido en general fue similar que para los experimentos con el proceso de coagulación/floculación. Sin embargo, al comparar las Figuras 19 y 22, es posible observar que para el caso de los experimentos con hierro a pH 4,5 se observa una diferencia en el porcentaje de remoción obtenido a los 5 minutos de sedimentación entre los experimentos con el proceso de coagulación/floculación y aquellos sin este, ya que en los primeros se obtiene inicialmente un porcentaje de remoción cercano a la mitad de lo obtenido en los experimentos sin coagulación/floculación, por lo que se tiene que aunque el porcentaje final de remoción no se ve afectado, si se ve afectada la cinética inicial del proceso, lo cual puede tener relación con que el fenómeno de formación de la fases sólidas de hierro se da forma natural y relativamente rápida, al someterlo a la desestabilización y posterior estabilización que implica el proceso de coagulación/floculación se afecta la velocidad con que estas fases se forman y comienzan a sedimentar. De todas maneras, se obtuvo que, para los experimentos con hierro a alta concentración, el mayor porcentaje de remoción ocurrió dentro de los 5 primeros minutos de sedimentación, mientras que para los experimentos con baja concentración de hierro la sedimentación fue más paulatina, teniendo un incremento paulatino del porcentaje de remoción durante todo el intervalo de tiempo de trabajo. Por otra parte, para los experimentos realizados tanto a alta como a baja concentración de aluminio, se obtuvo el mayor porcentaje de remoción dentro de los primeros 5 minutos.

Adicionalmente, el comportamiento cualitativo de los flóculos fue igual al que se muestra en la Figura 20, donde las partículas que se formaron a alta concentración tanto de hierro como de aluminio fueron grandes y bien formados, mientras que a bajas concentraciones de ambos metales se formaron partículas pequeñas, las cuales a medida que pasó el tiempo se aglomeraron dando paso a flóculos de mayor tamaño.

6.1.2.1 Efecto de la interacción hierro y aluminio

A continuación, se presentan los resultados para los experimentos realizados con soluciones que contenían hierro y aluminio en baja concentración (25 mg/L), con la finalidad de poder comparar y establecer si se presentan diferencias significativas en su comportamientos con respecto a las soluciones que solo contenían hierro o aluminio.

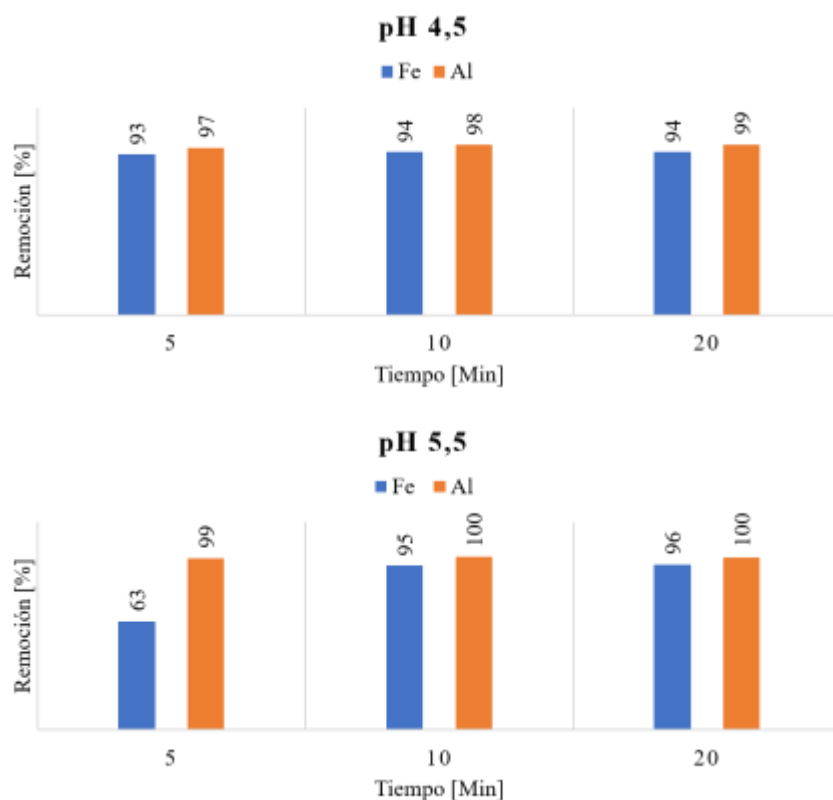


Figura 23: Remoción de hierro y aluminio en drenaje ácido compuestos de hierro y aluminio a distintos valores de pH para experimentos realizados sin proceso de coagulación/floculación (Elaboración propia).

En la Figura 23 se pueden observar los porcentajes de remoción para hierro y aluminio a distintos valores de pH. En primera instancia, al igual que para los experimentos con coagulación/floculación se puede observar que para pH 4,5 existe una alta remoción tanto de hierro como de aluminio. Llama la atención, el incremento en la remoción de hierro en comparación a la obtenida para la solución compuesta solo con hierro a la misma concentración de pH, en la cual se obtuvo una remoción máxima de 30% versus el 94% alcanzado cuando la solución contiene ambos metales. Adicionalmente, se tiene que la mayor parte de la remoción del hierro se tiene dentro de los 5 primeros minutos de sedimentación,

a diferencia de lo observado previamente donde el proceso ocurría de manera paulatina. Por otra parte, a pH 5,5 el comportamiento fue un poco más similar al obtenido anteriormente, donde la remoción inicial es mucho menor y se incrementa con el paso del tiempo. No obstante, al igual que a pH 4,5 la remoción máxima de hierro fue mucho mayor en este caso, la cual fue de 96%, en contraste con el 25% obtenido cuando la solución estaba compuesta solo con hierro.

Al analizar el comportamiento del aluminio se puede observar adicionalmente que la remoción de este metal fue prácticamente igual que para los experimentos a baja concentración que solo contenían aluminio.

De todos los análisis realizados, se tiene que el proceso de coagulación/floculación no tiene un efecto observable o cuantificable en la formación de fases secundarias de hierro y aluminio. Por otro lado, en lo que respecta al comportamiento de las fases minerales formadas, se observó que el proceso de coagulación/floculación tiene a afectar en la cinética inicial de las fases de hierro, donde inicialmente se observa un menor porcentaje de remoción. Así son otros parámetros los que tienen un efecto mucho más significativo en la formación y comportamiento de las fases minerales de hierro y aluminio, tales como el pH y la concentración de los metales.

6.2 Remoción plomo

En esta sección se muestran los resultados y análisis con respecto al comportamiento e interacción del plomo con las fases secundarias de hierro y aluminio. Inicialmente se muestran los resultados para los experimentos llevados a cabo con el proceso de coagulación/floculación, y posteriormente los resultados de los experimentos en los que se omitió este proceso. Al igual que para el análisis del comportamiento del hierro y aluminio, los análisis se seccionan según las siguientes efectos.

1. Efecto del pH en la remoción de plomo
2. Efecto de la concentración de hierro y aluminio en la remoción de plomo
3. Efecto del tiempo de sedimentación
4. Efecto de la presencia de hierro y aluminio en la solución

6.2.1 Experimentos con coagulación/floculación

En esta sección se presentan los resultados de remoción de plomo para los experimentos realizados con el proceso de coagulación/floculación. Adicionalmente se realiza el análisis de los resultados.

En la Figura 24 se tienen los gráficos donde se presenta el porcentaje de remoción de plomo en soluciones de drenaje ácido sintético con distintas concentraciones (100 o 25 mg/L de Fe y Al) y distinto valor de pH. A partir de estos resultados es posible verificar si efectivamente las fases secundarias de hierro y aluminio son capaces de eliminar este contaminante de las soluciones de drenaje ácido y cómo afectan diversas variables en este proceso.

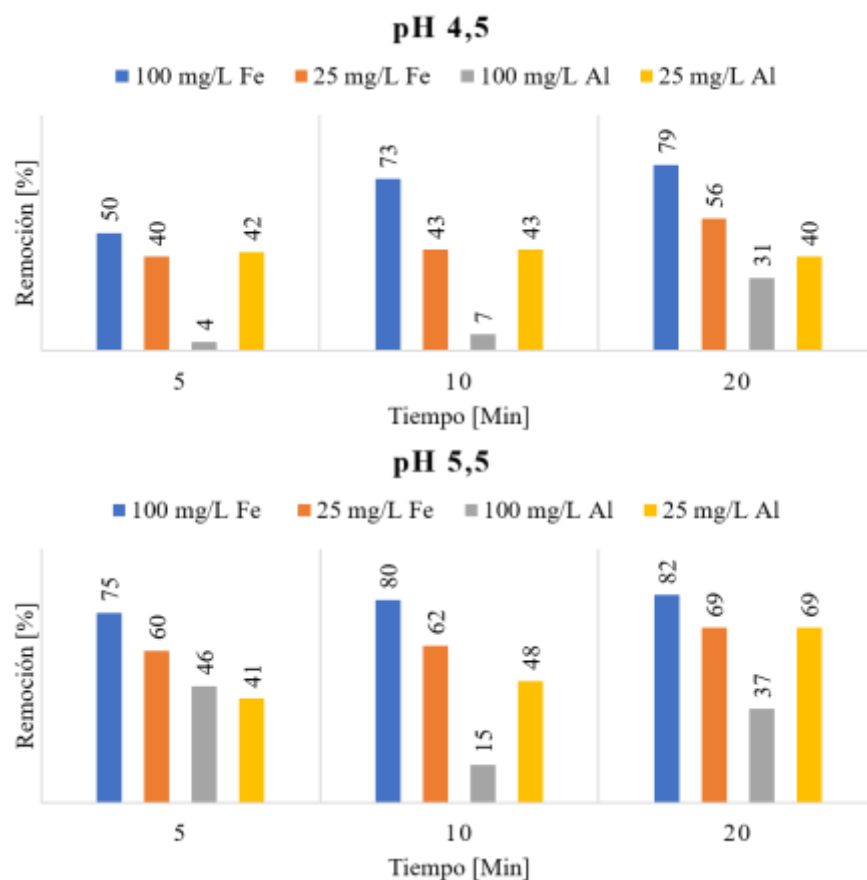


Figura 24: Remoción de plomo mediante fases secundarias de hierro y aluminio en drenaje ácido sintético a distintos valores de concentración y pH para experimentos realizados con proceso de coagulación/floculación (Elaboración propia).

En primera instancia es posible observar que efectivamente en la totalidad de los experimentos fue posible remover plomo de las soluciones, obteniendo como resultado un clarificado con concentraciones menores de este metal. A continuación, se analiza el efecto de la concentración de hierro y aluminio, el pH y el tiempo de sedimentación en los resultados.

6.2.1.1 Efecto de la concentración

A partir de los resultados se obtuvo que, para los experimentos realizados con hierro, la remoción de plomo fue alta, siendo mayor cuando la concentración de este metal era superior, obteniendo un máximo de 82% de remoción versus un 69% obtenido al realizar los experimentos a baja concentración. Estos resultados concuerdan con lo esperado, ya que a mayor concentración se tiene una mayor cantidad de partículas de fases de hierro formadas, traduciéndose esto en una mayor superficie capaz de adsorber los iones de plomo, mientras que a baja concentración los flóculos eran bastante menos en cantidad, sin considerar que tomaban una mayor cantidad de tiempo para formarse y estabilizarse.

Por otra parte, para los experimentos realizados con aluminio se observó un comportamiento distinto, donde los experimentos realizados a baja concentración de este metal arrojaron una mayor remoción en contraste a aquellos experimentos que contenían una alta concentración y resultaron en una remoción menor, siendo un máximo de 69% versus 37% respectivamente, lo que no se ajusta a lo esperado por la teoría, ya que a mayor concentración de aluminio mayor es la cantidad de partículas sólidas formadas y por ende mayor es la superficie de adsorción disponible.

No obstante, de los resultados es posible observar que en las condiciones de trabajo utilizadas existe una mayor afinidad entre el plomo y las fases minerales de hierro, obteniéndose un porcentaje de remoción máximo de 82% con las fases de hierro, versus el 69% alcanzado con las fases de aluminio.

Se debe tener en consideración que además de la concentración de hierro y de aluminio presentes en las soluciones, también existe una dependencia de la concentración inicial de plomo que posee el RIL, ya que según lo presentado por Pang et al. (2009) a mayor

concentración inicial de plomo mayor es el porcentaje que se removía de este, debido a que el gradiente existente es mayor.

6.2.1.2 Efecto del pH

En primer lugar, se analizan los resultados para los experimentos realizados a aquellas soluciones que contenían hierro. Se obtuvo que para los experimentos realizados a alta y a baja concentración de hierro la remoción de plomo fue mayor a pH final de 5,5 que a pH final de 4,5; obteniéndose para el primer caso una remoción máxima de 82% a alta concentración y de 69% a baja concentración, en contraste con el 79% obtenido a alta concentración y el 56% obtenido a baja concentración cuando el pH final fue de 4,5. Estos resultados concuerdan con lo esperado, y con lo obtenido en la Figura 24 para el comportamiento del hierro, donde a mayor pH era, aunque levemente, mayor la cantidad de hierro que era removida de la solución.

Al analizar el comportamiento del plomo en aquellas soluciones compuestas de aluminio se obtuvo que al igual que para el caso del hierro, al tener un mayor pH el porcentaje de remoción es mayor. Lo anterior se ve reflejado en los porcentajes de remoción finales obtenidos, siendo 40% a alta concentración y 31% a baja concentración para pH de 4,5, en contraste del 69% a alta concentración y 37% a baja concentración obtenidos a pH 5,5.

Los resultados obtenidos concuerdan con la teoría, ya que las fases minerales formadas, tanto de hierro como de aluminio están conformadas por grupos hidroxilos (OH^-), traduciéndose en una alta capacidad de ionización, donde la carga de estas partículas depende del grado de transferencia de protones que posean y, en consecuencia, del pH del medio circundante. Así, a valores bajos de pH, prevalecen superficies cargadas positivamente, mientras que, a pH más altos, prevalece una superficie cargada negativamente (Bratby, 1980). Dado que las partículas de plomo tienen una carga neta positiva, a medida que el pH del medio aumenta y las superficies de las fases minerales de hierro y aluminio adquieren tendencia a estar cargadas negativamente, existe una mayor atracción debido a esta oposición en las cargas. Adicionalmente, en el estudio realizado por Lee et al. (2002) se obtuvo que tanto las fases de hierro como las de aluminio son capaces de remover plomo, sin embargo la remoción de plomo mediante fases de aluminio se da a un valor de pH más elevado que mediante las fases de hierro, lo que se ajusta a los resultados obtenidos.

Además en la investigación realizada previamente por Pang et al. (2009) se expone que la remoción de plomo empieza a un valor de pH cercano a 4 y aumenta significativamente hasta pH 6, no obstante los máximos porcentajes de remoción se alcanzan a valores de pH entre 7 y 8, lo que indica que es posible que a valores de pH mayores a los utilizados en esta investigación es probable que se obtengan porcentajes de remoción mayor.

6.2.1.3 Efecto del tiempo de sedimentación

Para estudiar el efecto del tiempo de sedimentación se analizan en primer lugar los resultados obtenidos para aquellas soluciones compuestas de hierro, donde es posible observar, tal como se muestra en la Figura 24 que tanto para las dos concentraciones estudiadas y para los dos valores de pH estudiados el mayor porcentaje de remoción de plomo se obtiene dentro de los 5 primeros minutos de sedimentación. Al continuar el transcurso del tiempo la remoción aumenta, pero en menor medida, como se puede ver en los resultados que a pH 4,5 en los experimentos a alta concentración a los 5 minutos de sedimentación se obtuvo una remoción de 50%, la cual a los 20 minutos de sedimentación llegó a 79%, es decir, dentro de los primeros minutos se remueve más de la mitad del total de plomo extraído finalmente. Lo mismo sucede a pH 5,5 donde dentro de los primeros 5 minutos se tiene un 75% de remoción, la cual al paso de 20 minutos llega a 82%. Este comportamiento también se observa para los experimentos realizados a baja concentración, lo que indica que el proceso de adsorción del plomo en las fases minerales de hierro es rápida y se da paralelamente con la formación y sedimentación de las fases minerales formadas.

Por otra parte, para los experimentos realizados con aluminio no se tiene una tendencia clara en el porcentaje de remoción de plomo con respecto al tiempo de sedimentación, como se puede observar en la Figura 24, donde se tiene que a pH 4,5 a baja concentración se obtiene una remoción prácticamente constante a medida que pasó el tiempo, mientras que a alta concentración inicialmente se obtuvo una remoción muy baja de plomo, la cual a los 20 minutos aumentó significativamente. Así a pH 5,5 se obtuvo que a alta concentración de aluminio la remoción era mayor a los 5 minutos, que luego de transcurridos los 20 minutos totales, mientras que a baja concentración se tiene el comportamiento mencionado para los experimentos de hierro, donde en los primeros 5 minutos la remoción es de 41% y luego de 20 minutos se llega a una remoción de 69%, es decir, se presenta un comportamiento

anómalo, que no permite establecer claramente cuál es el comportamiento de la remoción de plomo en presencia de fases de aluminio en el tiempo.

6.2.2 Experimentos sin coagulación/floculación

En esta sección se analizan los resultados obtenidos para la remoción de plomo en soluciones de drenaje ácido sintéticas que no han sido sometidas al proceso de coagulación/floculación.

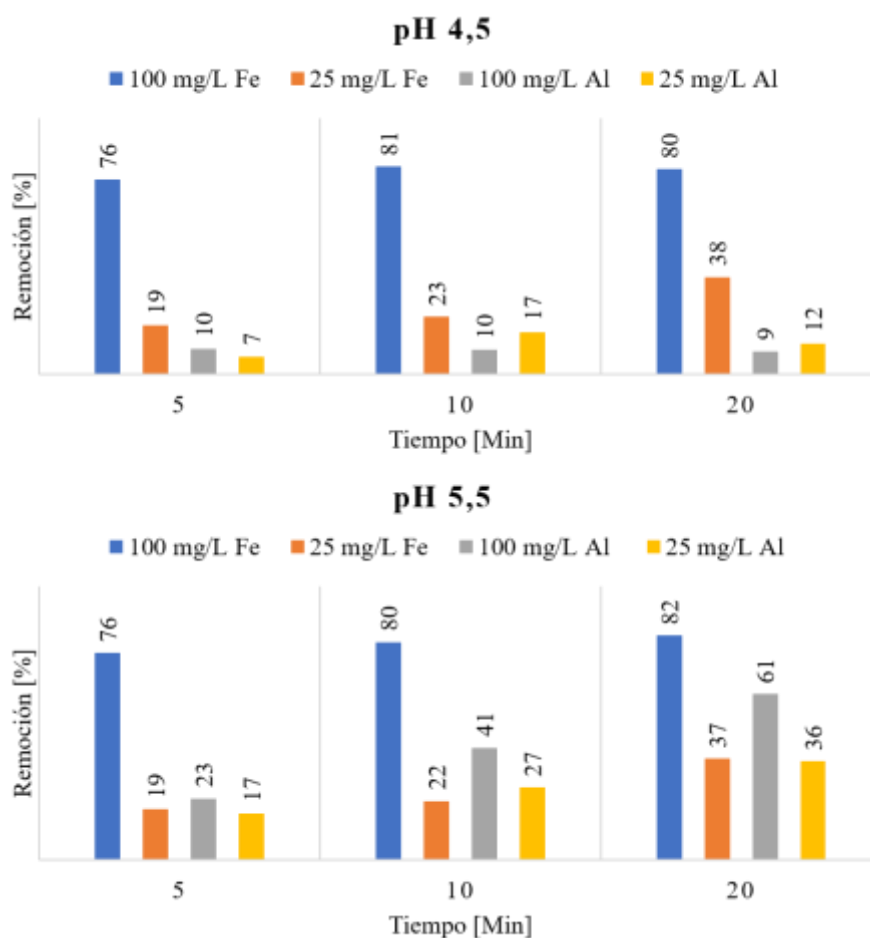


Figura 25: Remoción de plomo mediante fases secundarias de hierro y aluminio en drenaje ácido sintético a distintos valores de concentración y pH para experimentos realizados sin proceso de coagulación/floculación (Elaboración propia).

En primera instancia al observar la Figura 25 se puede visualizar de inmediato una menor remoción de plomo en la mayoría de los experimentos, en contraste con los experimentos en los cuales las soluciones si fueron sometidas a coagulación/floculación.

Al analizar el efecto de las variables concentración, pH y tiempo de sedimentación para los experimentos con hierro se tiene un comportamiento muy similar al que se presentó en los experimentos de la Figura 24, donde a mayor concentración existe una mayor remoción, obteniendo porcentajes finales bastante parecidos, adicionalmente se tiene que el mayor porcentaje de remoción ocurrió dentro de los 5 minutos iniciales de sedimentación, existiendo un leve aumento de este al aumentar el pH. En los experimentos realizados con hierro a baja concentración la remoción fue significativamente menor, comparando con los experimentos a baja concentración de hierro que fueron sometidos a coagulación/floculación, teniendo en estos último una máxima remoción de 69%, versus el máximo de 38% que se puede observar en las columnas naranjas en los gráficos de la Figura 23, adicionalmente se tiene que el porcentaje de remoción no varió en los distintos pH de trabajo como era de esperar, finalmente, se tiene que el comportamiento con respecto al tiempo de sedimentación si se mantuvo en estos experimentos, donde la remoción en los experimentos con menor concentración de hierro se dio de manera paulatina en el tiempo, al contrario de los experimentos a alta concentración.

Se debe destacar que, aunque en los experimentos a alta concentración de hierro no se observó diferencia en el porcentaje final de remoción entre aquellos realizados con coagulación/floculación y sin ese proceso, se mantuvo la tendencia observada en los Gráficos 19 y 22, donde la cinética inicial de sedimentación de hierro fue más lenta para las fases de hierro formadas en las soluciones sometidas al proceso de coagulación/floculación, observándose este mismo comportamiento en los Gráficos 24 y 25, lo que corrobora la afinidad y rapidez del proceso de adsorción del plomo en las fases minerales de hierro.

Por otra parte, para los experimentos realizados con aluminio se presentan ciertas variaciones con respecto a los resultados obtenidos en los experimentos con coagulación/floculación. En primer lugar, a pH 4,5 la remoción de plomo resultó muy similar entre aquellos experimentos a alta concentración y aquellos a baja concentración, manteniéndose de todas formas la tendencia presentada anteriormente, donde la remoción en los experimentos a baja concentración fue mayor que a alta concentración, mientras que a pH 5,5 además de presentarse un porcentaje de remoción bastante mayor en contraste con el obtenido a pH 4,5, a alta concentración fue mayor que a baja concentración, teniendo un máximo de 61% versus

un máximo de 36% respectivamente. Con respecto al tiempo de sedimentación a pH 4,5 se observó prácticamente un comportamiento constante para ambas concentraciones, donde desde los primeros minutos de sedimentación se obtuvo la mayoría de la remoción, mientras que a pH 5,5 la remoción fue aumentando parcialmente a medida que pasaba el tiempo, tanto para los experimentos con alta concentración de aluminio, como en aquellos con baja concentración, lo que indica que aunque la afinidad del plomo con las fases minerales de aluminio no es tanta, el proceso de adsorción se da rápidamente casi en paralelo con la formación de las fases minerales, al igual que para el caso de las fases de hierro, siendo de todas maneras en estas últimas más rápido.

Los resultados presentados en las Figuras 24 y 25 indican que el comportamiento del plomo en los experimentos realizados con hierro es muy similar al obtenido en los resultados obtenidos en las Figuras 19 y 22, lo que permite afirmar que las fases de hierro adsorben partículas de plomo y las eliminan de la solución de drenaje ácido sintético, mientras que en los experimentos realizados con aluminio se presentan porcentajes de remoción mucho menores y de comportamiento variable, indicando que en las condiciones de trabajo existe una mayor afinidad del plomo con las fases de hierro que con las de aluminio, como se mencionó previamente. Estos resultados concuerdan con la teoría, ya que como se puede ver en las Figuras 6 y 7, donde se presentan las curvas de adsorción de diversos metales en soluciones ricas en hierro y aluminio respectivamente, para aquellas soluciones ricas en hierro el pH al que el plomo se adsorbe va desde aproximadamente 2, llegando a la máxima adsorción a pH 4, mientras que para soluciones ricas en aluminio recién pasado un valor de pH 3 se empieza a adsorber plomo, llegando al máximo pasado un valor de pH 5. Adicionalmente en un estudio realizado por White & Driscoll (1985) donde se estudió el comportamiento del plomo en las ácidas aguas del lago Dart en Estados Unidos, y se obtuvo que al cambiar el pH del lago por motivos estacionales se observaba una variación en la cantidad del plomo en solución, teniéndose que a medida que el pH del lago aumentaba, la concentración de plomo en solución disminuía, y a su vez esta aumentaba en las muestras de sedimentos extraídas del fondo, observando un comportamiento similar con las concentraciones de hierro y aluminio, lo que concuerda con lo obtenido.

De los resultados también se tiene que existe una diferencia para la remoción de plomo entre los experimentos realizados con coagulación/floculación y aquellos experimentos donde esta etapa se omitió, sobre todo para aquellos experimentos realizados a baja concentración de los metales. Donde se obtuvo que, aunque al neutralizar las soluciones de drenaje ácido de mina las fases de hierro y aluminio se forman, la etapa de coagulación/floculación es necesaria para que estas fases tengan mayor contacto con el plomo disuelto, de modo de favorecer la adsorción para su posterior remoción de la solución. Lo anterior debido a que durante el proceso de coagulación/floculación las partículas se encuentran en agitación, traducándose en que las moléculas y los iones en solución están en un estado de continuo movimiento, teniendo como consecuencia que las partículas coloidales están siendo bombardeadas al azar por un movimiento aleatorio de partículas, generándose la colisión y contacto entre moléculas e iones en solución y superficies sólidas, finalmente debido a dicho contacto las moléculas o iones se mantienen en la superficie sólida mediante enlaces iónicos, covalentes, de hidrógeno o dipolares, según sea el caso. Esto se confirma, según lo presentado por Pang et al. (2009), donde al estudiar la precipitación química de metales pesados (Pb, Zn, Cu y Fe) a distintas concentraciones iniciales, se mostró que solo el plomo necesitaba un tratamiento más profundo después del proceso de precipitación de hidróxidos para reducir aún más la concentración final. De esta manera, se confirma que este proceso es fundamental para el tratamiento de aguas, sobre todo de drenaje ácido de mina, para la remoción de plomo.

6.2.3 Efecto de la interacción hierro y aluminio

A continuación, se presentan los resultados gráficos para los experimentos realizados con soluciones que contenían hierro y aluminio en baja concentración (25 mg/L), con la finalidad de poder comparar y establecer si se presentan diferencias significativas en la remoción de plomo con respecto a las soluciones que solo contenían hierro o aluminio.

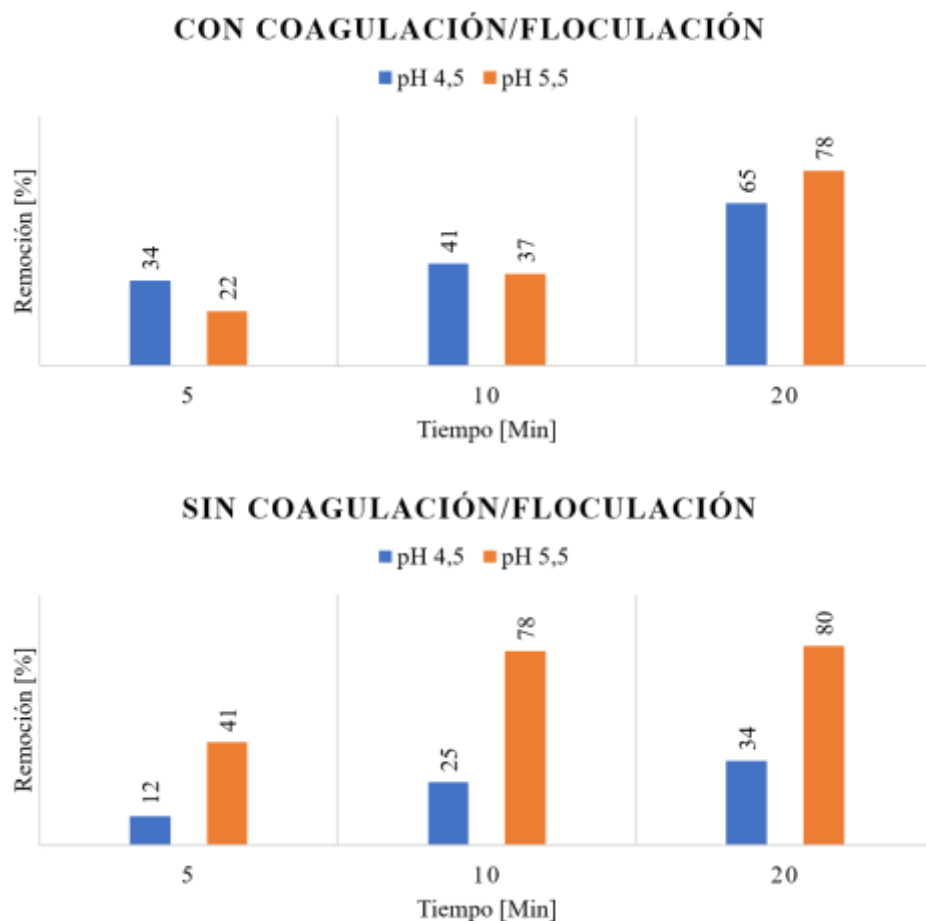


Figura 26: Remoción de plomo mediante fases secundarias de hierro y aluminio en drenaje ácido sintético a distintos valores de pH (Elaboración propia).

A partir de los resultados expuestos en la Figura 26, se desprende en primer lugar que tanto para los experimentos con coagulación/floculación, como para aquellos sin este proceso, hubo remoción de plomo. Se puede observar también que en la totalidad de los experimentos el porcentaje de remoción se incrementó cuando el valor de pH era mayor, además, la remoción fue gradual en el tiempo parecido al comportamiento que tenían las fases de hierro en las soluciones a baja concentración. Para este caso se tiene que la remoción a pH 4,5 fue bastante inferior para los experimentos sin coagulación/floculación, obteniéndose resultados muy similares a los obtenidos para los experimentos donde la solución estaba compuesta solo de hierro, sin embargo, este comportamiento no se observa a pH 5,5; donde se obtienen porcentajes finales de remoción muy similares, siendo 78% para los experimentos con el proceso de coagulación/floculación y de 80% para los experimentos sin este proceso.

Es importante destacar que la remoción de plomo sobre todo a pH 5,5 fue superior a la obtenida para las soluciones que tenían 25 mg/L de hierro o aluminio, mientras que a pH 4,5 los porcentajes son muy similares, lo que puede deberse a que a pH 5,5 es cuando en teoría aumentan la formación de fases sólidas de aluminio, existiendo una mayor cantidad de partículas capaces de adsorber plomo. Desde este punto de vista, al tenerse una solución de drenaje ácido que posee solo hierro o solo aluminio, versus una que posee los dos metales, se espera lógicamente que haya una mayor remoción de plomo, ya que existen en ella dos fases minerales capaces de adsorber. Aun así, al ver el comportamiento que tiene la remoción de plomo en el tiempo, el cual es muy similar al que tiene para las soluciones de hierro a baja concentración, se puede decir que el fenómeno se ve influenciado primordialmente por la fases de hierro, el cual se complementa con las fases de aluminio.

6.3 Curvas de Sedimentación

En alineación con el segundo y el tercer objetivo específico, a continuación, se presentan las curvas de sedimentación y las de velocidad de sedimentación obtenidas. Es importante recalcar que, debido a que el comportamiento de los flóculos de hierro y aluminio formados no tienen diferencia al ser sometidas al proceso de coagulación/floculación, como se indicó previamente, se presentan solo para una de las condiciones, específicamente sin el proceso de coagulación/floculación.

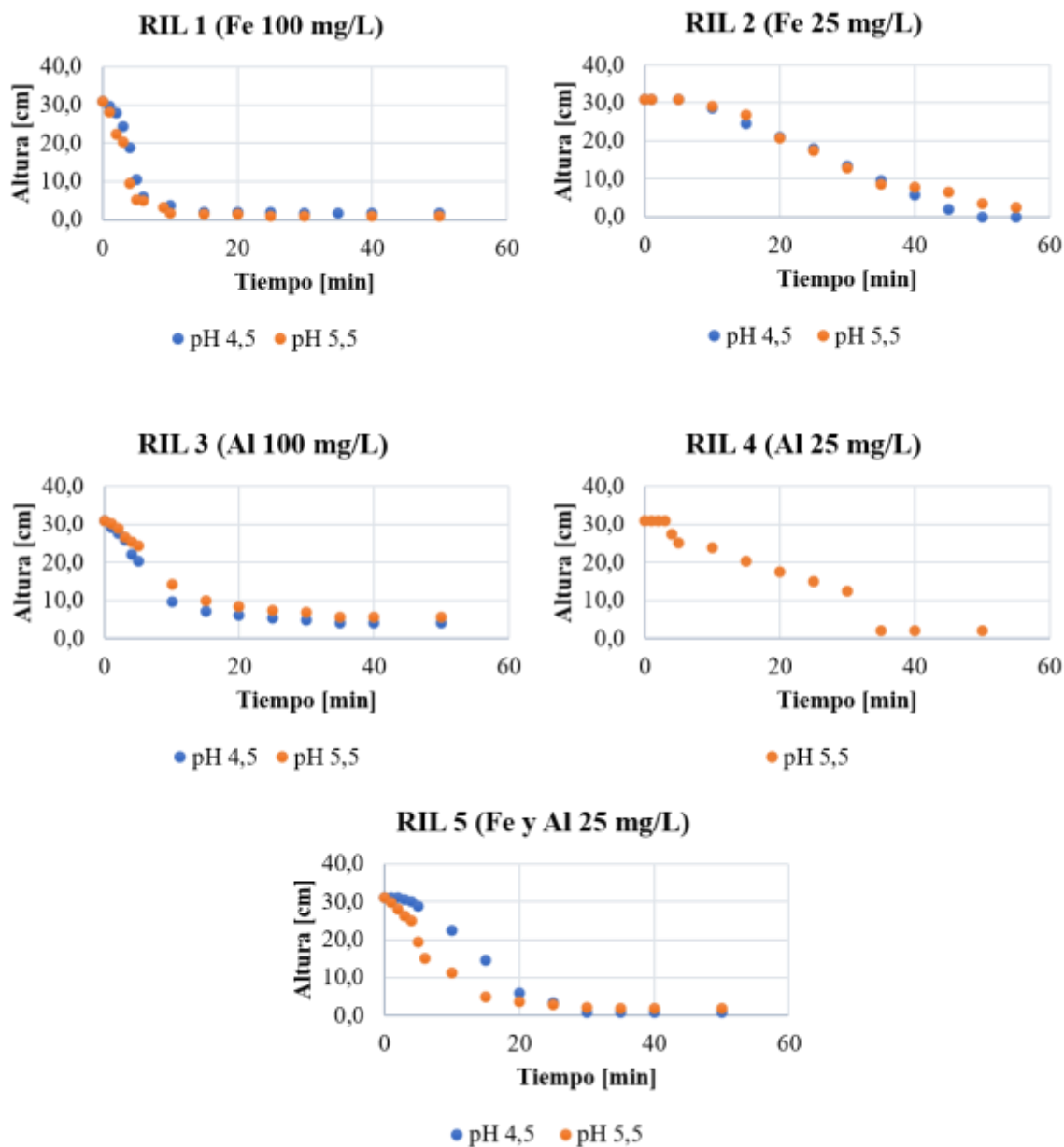


Figura 27: Gráficas de altura de clarificado en función del tiempo para soluciones de drenaje ácido de mina a distintas condiciones de trabajo (Elaboración propia).

Cabe destacar que fue posible obtener la velocidad de sedimentación para 9 de las 10 condiciones de trabajo, esto debido a que en la solución que contenía aluminio con concentración 25 mg/L y pH 4,5 no se observó la formación de flóculos en ningún momento. Adicionalmente en otras de las condiciones de trabajo, aquellas realizadas a bajas concentraciones, fue necesario aproximar los valores de alturas de interfase, esto debido a que al trabajar con concentraciones bajas en un principio las partículas sólidas obtenidas eran

muy pequeñas, por lo que no había sedimentación y luego de transcurrido cierto tiempo estas se agrupaban formando flóculos más grandes. A continuación, se presentan una serie de figuras que permiten visualizar la evolución de las distintas soluciones en el tiempo, donde a la izquierda se tiene la imagen en el tiempo 0 (t_0) y así hacia la derecha se avanza en el tiempo (t_∞).

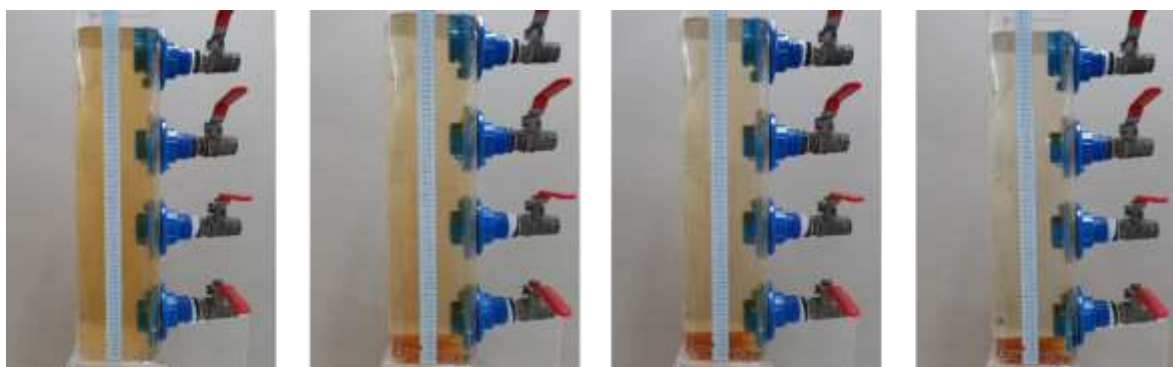


Figura 28: Secuencia del comportamiento de solución de hierro con concentración de 25 mg/L en el tiempo (Elaboración propia).

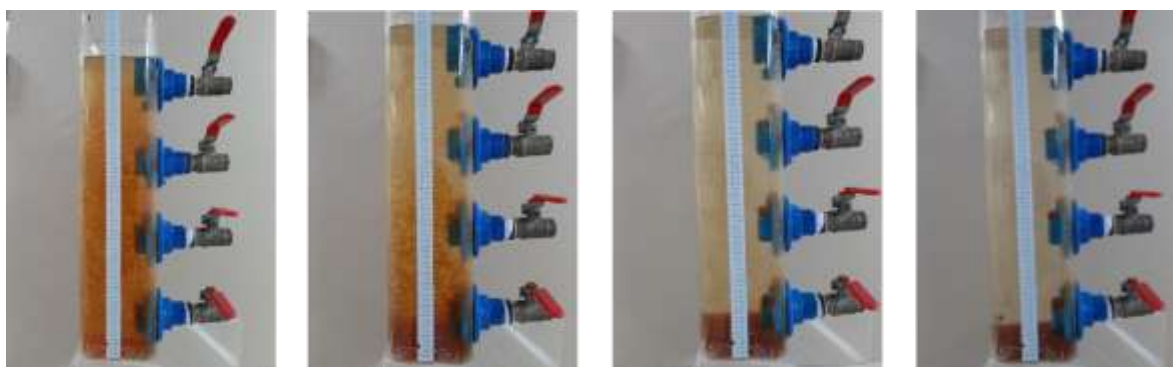


Figura 29: Secuencia del comportamiento de solución de hierro con concentración de 100 mg/L en el tiempo (Elaboración propia).

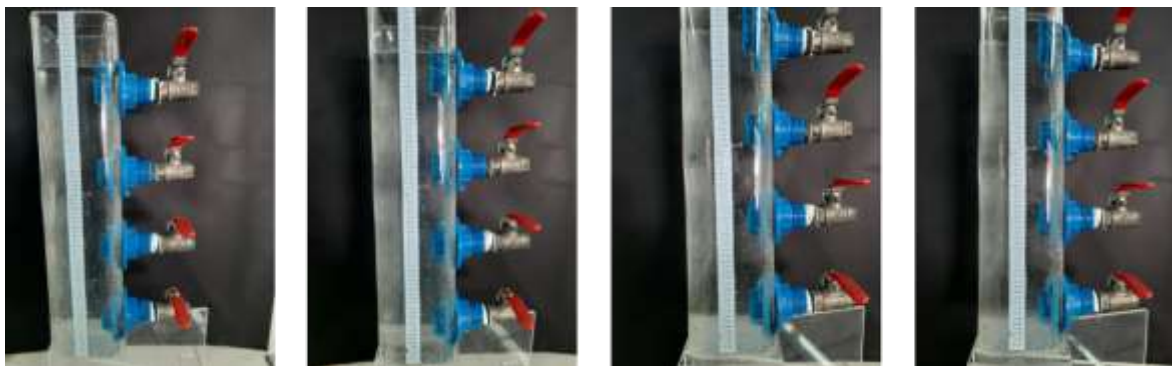


Figura 30: Secuencia del comportamiento de solución de aluminio con concentración de 25 mg/L en el tiempo (Elaboración propia).

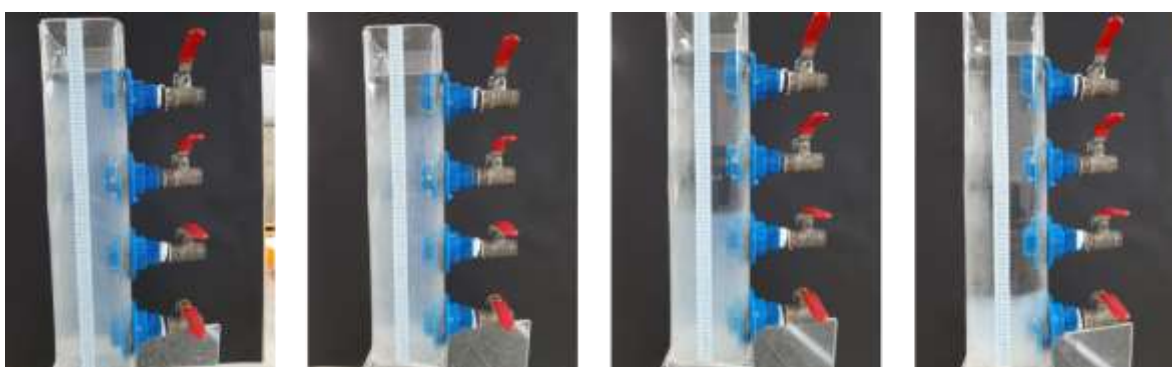


Figura 31: Secuencia del comportamiento de solución de aluminio con concentración de 100 mg/L en el tiempo (Elaboración propia).

En las Figuras 28 y 30, que corresponden a las soluciones de hierro y aluminio a baja concentración, es posible observar que la interfase entre el líquido clarificado, la zona de velocidad de sedimentación constante y la de compresión no es clara. Mientras que en las Figuras 29 y 31, que corresponden a las soluciones de hierro y aluminio a alta concentración, la visualización de la interfase sólido-líquido es mucho más clara, además de que es posible visualizar, sobre todo en la Figura 29 los flóculos formados.

Por otra parte, en la Figura 27 se tienen las gráficas de altura de la interfase sólido-líquido en función del tiempo para las distintas condiciones de trabajo.

En la gráfica correspondiente al RIL 1 compuesto de hierro a concentración de 100 mg/L es posible observar una muy rápida disminución de la altura en el tiempo, teniendo en 10 minutos casi la totalidad de la sedimentación, adicionalmente en esta gráfica es posible visualizar una mayor rapidez de asentamiento para el pH 5,5. Por otra parte, en la gráfica correspondiente al RIL 2 compuesto de hierro a concentración de 25 mg/L se observa claramente una

disminución de la altura mucho más lenta en el tiempo, lo que se traduce en una menor velocidad de sedimentación, como era de esperar.

En la gráfica correspondiente al RIL 3 compuesto de aluminio a concentración de 100 mg/L es posible observar al igual que para el RIL 1 una rápida disminución de la altura de la interfase en el tiempo, teniendo a los 20 minutos la mayor parte de la sedimentación, no obstante, para este caso se observa una curva un poco más pronunciada para pH 4,5, en lugar de a pH 5,5 como era de esperar. Por otra parte, en la gráfica correspondiente al RIL 4, solo se tiene la curva para pH 5,5, debido a que a pH 4,5 no se observó formación de flóculos dentro del tiempo de experimentación. No obstante, al comparar ambas graficas se observa una disminución de la altura mucho más lenta para el RIL 4 a pH 5,5, que para el RIL 3 al mismo pH, como era de esperar.

Finalmente, en la gráfica correspondiente al RIL 5 compuesto de hierro y aluminio a concentración de 25 mg/L, donde es posible observar una velocidad relativamente rápida de disminución de la interfase en el tiempo, teniéndose la mayoría de la sedimentación pasados los 20 minutos. Adicionalmente, se tiene que la curva para pH 5,5 es mucho más pronunciada que la curva para pH 4,5, lo que se traduce en una disminución de la interfase sólido-líquido más rápida en el tiempo.

A continuación, se presentan las velocidades de sedimentación obtenidas a partir de los datos graficados en la Figura 27.

Tabla 7: Velocidad de sedimentación para distintas condiciones experimentales (Elaboración propia).

Concentración	pH	Velocidad de sedimentación [cm/min]
100 mg/L Fe	4,5	8,3
	5,5	10,8
25 mg/L Fe	4,5	0,9
	5,5	1,2
100 mg/L Al	4,5	3,8
	5,5	2,5
25 mg/L Al	4,5	-
	5,5	3,7
25 mg/L Fe y Al	4,5	1,7
	5,5	5,7

En primer lugar, al igual que en los experimentos anteriores y como ya se mencionó, de modo cualitativo se observó una diferencia en los flóculos formados al trabajar a alta concentración y a baja concentración, tanto para las soluciones compuesta de hierro, como para aquellas compuestas de aluminio, como se puede observar en las Figuras 28, 29, 30 y 31. A alta concentración se formaban flóculos grandes casi de forma inmediata al neutralizar las soluciones, mientras que al trabajar a baja concentración se observó inicialmente una solución prácticamente homogénea, en la cual al pasar el tiempo se formaron pequeños flóculos, los cuales posteriormente se unían y formaban partículas más grandes que sedimentaron.

En la Tabla 7 se tienen los distintos valores de velocidad de sedimentación obtenida para cada una de las condiciones de trabajo, donde es posible ver que las velocidades de sedimentación más altas obtenidas corresponden a las partículas sólidas formadas en las soluciones que contenía hierro en alta concentración las cuales son 8,3 [cm/min] y 10,8 [cm/min] a pH 4,5 y pH 5,5 respectivamente, visualizando una gran diferencia con las soluciones de drenaje ácido a baja concentración de hierro, donde se obtuvo velocidades de 0,9 [cm/min] y 1,2 [cm/min] en los distintos pH de trabajo. Los resultados obtenidos, corresponden a lo esperado, ya que de los experimentos anteriores se obtuvo que la remoción

de hierro era mucho mayor y más rápida en altas concentraciones, lo que se traduce en una mayor velocidad de sedimentación. Adicionalmente, se puede apreciar que a pH 5,5 la velocidad de sedimentación obtenida es mayor con respecto a la obtenida a pH 4,5, manteniéndose la tendencia observada previamente, donde el porcentaje de remoción, y por ende la velocidad de sedimentación era mayor a un valor de pH más elevado.

Para los experimentos realizados con aluminio se obtuvo en general velocidades de sedimentación mucho menores, en comparación con las obtenidas para las soluciones compuestas de hierro. Adicionalmente, la tendencia observada en los experimentos anteriores en este caso no se observa, ya que para las soluciones compuestas con 100 mg/L de aluminio, se obtuvo una velocidad de sedimentación levemente mayor a pH 4,5 y no a pH 5,5 como era de esperar. Estas velocidades fueron 3,8 y 2,5 [cm/min] respectivamente. Por otra parte, como para los experimentos a baja concentración no fue posible obtener la velocidad de sedimentación a pH 4,5 no se puede realizar una comparación, ni establecer como afecta el valor de pH a la velocidad de sedimentación para las fases sólidas de aluminio. Pero por lo observado de forma cualitativa, se puede afirmar que a pH 4,5 no fue posible visualizar las partículas sólidas, mientras que a pH 5,5 si se observaron, por lo tanto, el valor de pH si influye en la formación de las fases de aluminio como se mencionó anteriormente.

Finalmente, en la última fila de la Tabla 7 se presenta la velocidad de sedimentación para las soluciones que contenían hierro y aluminio a baja concentración. Las velocidades obtenidas fueron 1,7 y 5,7 [cm/min] a pH 4,5 y 5,5 respectivamente, pudiendo ver que los valores obtenidos fueron mayores que para los experimentos donde la solución solo contenía hierro o aluminio, es decir, se observa un efecto complementario entre las fases de hierro y aluminio, que las hacer sedimentar de manera más rápida.

Tabla 8: Fases minerales de hierro y aluminio, con sus respectivos valores de densidad (Mineralogy Database, 2020).

Fase mineral	Densidad [g/cm^3]
Ferrihidrita	3,80
Goetita	3,80
Schwertmannita	3,88
Gibbsita	2,34
Hidrobasaluminita	2,27

Los resultados obtenidos concuerdan con lo observado en los experimentos anteriores donde a mayor concentración se observó una formación y posterior sedimentación más rápida en comparación con aquellos experimentos realizados a baja concentración. Adicionalmente, como se puede observar en la Tabla 8, las fases de hierro (Ferrihidrita, goetita, schwertmannita) poseen una mayor densidad que las fases minerales de aluminio (Gibbsita, hidrobasaluminita), lo que se traduce en una mayor velocidad de sedimentación para aquellas que poseen una mayor densidad, lo que concuerda con lo obtenido experimentalmente.

Luego de presentar y analizar todos los resultados a modo de síntesis se tiene que las fases secundarias de hierro y aluminio se forman al haber un incremento de pH en las soluciones, adicionalmente se tiene que estas fases son capaces de adsorber plomo y eliminarlo de la solución debido a su sedimentación. Variables como pH y concentración afectan directamente el proceso, observándose que a medida que estas variables presentan mayores valores, tanto el proceso de sedimentación de las fases minerales como la remoción de plomo se ven favorecidas. No obstante, también se obtuvo que las fases minerales de hierro son las que en las condiciones de trabajo presentan una mayor afinidad con el plomo, siendo estas capaces de remover mayores cantidades de este metal de la solución, teniéndose que la adsorción de plomo resultó alta y muy rápida cuando la concentración de hierro era mayor. Otra variable analizada fue el efecto del proceso de coagulación/floculación, el cual resulto no tener una mayor influencia en la formación de las fases minerales secundarias, pero si en la adsorción del plomo sobre estas, teniendo su mayor efecto cuando las concentraciones de estos metales son menores.

Por lo tanto, este fenómeno que se da de forma natural tiene un alto potencial como método de tratamiento pasivo de aguas contaminadas con drenaje ácido, donde variables como pH, concentración de hierro y aluminio, tiempo sedimentación y capacidad de adsorción juegan un rol fundamental, por lo que se deben conjugar de manera óptima con la finalidad de obtener el máximo potencial de remoción de plomo.

CAPÍTULO 7: CONCLUSIONES

El principal objetivo de esta memoria fue evaluar la remoción de plomo de aguas ácidas sintéticas a partir de fases minerales secundarias de hierro y aluminio, para ser utilizado como método de descontaminación. Así se realizaron una serie de experimentos que permitieron cuantificar la remoción de plomo de soluciones de drenaje ácido a distintas concentraciones, valores de pH, tiempos de sedimentación y procesos de agitación.

A partir de resultados obtenidos, se concluye que al neutralizar soluciones de drenaje ácido de mina se forman fases sólidas, las cuales con el paso del tiempo y por efecto de la gravedad sedimentan, donde adicionalmente estas fases formadas son capaces de remover plomo de soluciones de drenaje ácido sintético mediante la adsorción de este, llegando hasta un 82% de remoción.

De la investigación realizada también se puede concluir:

1. Existe una dependencia del porcentaje de remoción con la concentración de metales que posee la solución de drenaje ácido, siendo mayor la remoción a una mayor concentración, sobre todo para aquellas soluciones que poseen hierro, teniéndose adicionalmente que a los valores de pH de trabajo las fases de hierro tienen una mayor afinidad con plomo disuelto, viéndose favorecida la remoción de este elemento en aquellas soluciones ricas en hierro, teniendo hasta un 82% de remoción, sobre las que poseían aluminio, donde el máximo porcentaje de remoción alcanzado fue de 69%.
2. La concentración de los metales afecta directamente en las características de las partículas formadas, así a mayor concentración se forman flóculos de mayor tamaño, los cuales a su vez sedimentan más rápido, obteniendo que a altas concentraciones (100 mg/L) tanto las fases de hierro como de aluminio eran removidas de la solución dentro de los primeros 5 minutos de sedimentación, mientras que a baja concentración (25 mg/L) la sedimentación era paulatina, sobre todo para las partículas de hierro.
3. El proceso de coagulación/floculación no afecta en la formación de las fases secundarias de hierro y aluminio, ni en su comportamiento, estas fases se forman y sedimentan de forma muy similar tanto al ser sometidas al proceso de coagulación/floculación, como al no serlo.

4. Por otra parte, el proceso de coagulación/floculación es importante para la remoción de plomo disuelto, ya que permite debido a su efecto, que las partículas de plomo tengan contacto con las fases minerales de hierro y aluminio, formando así aglomerados más grandes que sedimentan y propician la remoción del contaminante.
5. Se realizaron las curvas de sedimentación para las distintas condiciones de trabajo y se obtuvo que la velocidad de sedimentación para las fases minerales de hierro es mayor que para las de aluminio, obteniéndose para concentraciones altas una velocidad máxima de $10,8 \text{ cm/min}$ para las fases minerales de hierro, versus $3,8 \text{ cm/min}$ para las fases de aluminio.
6. Finalmente, se concluye que, a las condiciones dadas de trabajo, donde lo que se desea es eliminar la mayor cantidad de plomo posible, y de la manera más eficiente, es que la forma óptima de remoción es mediante soluciones ricas en hierro, ya que éstas mostraron tener una mayor afinidad con los iones de plomo, y adicionalmente poseen una velocidad de sedimentación mucho mayor, lo que favorece que el proceso.

CAPÍTULO 8: RECOMENDACIONES

Luego de desarrollada la memoria, se plantean una serie de recomendaciones para futuras investigaciones que sigan la misma línea de este estudio.

1. En primer lugar, y dada la importancia del proceso de coagulación/floculación en el fenómeno estudiado, se sugiere el diseño de un sistema que proporcione las condiciones de turbulencia adecuadas para dicho proceso, donde se tenga en cuenta la velocidad de sedimentación de las fases sólidas formadas y se evite la re-suspensión de estas, lo cual podría significar que el contaminante que se desea extraer vuelva a estar en solución y deje el proceso sin efecto.
2. Adicionalmente, se sugiere realizar estudios a mayores rangos de pH para poder estudiar de forma más completa el efecto de esta variable tanto en el comportamiento de las fases de hierro y aluminio, como en la remoción de plomo.
3. Estudiar a mayor profundidad el comportamiento de las fases de aluminio, para poder establecer resultados más robustos y comparaciones más completas con la fases de hierro. Adicionalmente, ampliar el estudio sobre la interacción entre la fases de hierro y aluminio, para poder establecer si la presencia de ambas es efectivamente complementaria o si por el contrario interfieren en el proceso.
4. De ser posible, realizar experimentos con soluciones de drenaje ácido reales, para poder estudiar el efecto que tienen los otros elementos presentes en estos en el proceso. Adicionalmente, se sugiere estudiar el comportamiento del plomo en soluciones que no contentan hierro y aluminio, para observar cómo se comporta frente a cambios de pH.
5. Finalmente, se sugiere estudiar métodos de tratamientos de los lodos formados a partir de las fases minerales y metales que sedimentan con éstas, para así lograr cerrar el ciclo de descontaminación, ya que quizás al aumentar la turbulencia de los causes las partículas podrían volver a quedar en suspensión, sin mencionar que, aunque los contaminantes salgan de la solución siguen estando en el ambiente de la flora y la fauna acuática.

REFERENCIAS

- Aduvire, O. (2006). *Instituto Geológico y Minero de España*.
- Akcil, A., & Koldas, S. (2006). *Acid Mine Drainage (AMD): causes , treatment and case studies*. 14, 1139–1145. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2004.09.006>
- Bratby, J. (1980). *COAGULATION AND FLOCCULATION*. Croydon : Uplans Press Ltd. .
- Consejo Minero . (2019). *Reporte Anual 2019*. Santiago .
- FACSA. (23 de enero de 2017). *Metales pesados*. Obtenido de <https://www.facsa.com/metales-pesados/>
- Gasos, P., Pérez, C., & Jodra, L. (1957). *Métodos de cálculo de espesadores para ensayos discontinuos* . Madrid.
- Guerra, 2016, *Formation of reactive partivles in fluvial confluences.pdf*. (n.d.).
- K.K. Beck, M. M.-S.-L. (2020). *The impacts of intensive mining on terrestrial and aquatic ecosystems. A case of sediment pollution and calcium decline in cool temperate Tasmania, Australia*.
- Lee, G., Bigham, J. M., & Faure, G. (2002). *Removal of trace metals by coprecipitation with Fe , Al and Mn from natural waters contaminated with acid mine drainage in the Ducktown Mining District , Tennessee*. 17, 569–581.
- Machida, M., Yamazaki, R., Aikawa, M., & Tatsumoto, H. (2005). *Role of minerals in carbonaceous adsorbents for removal of Pb (II) ions from aqueous solution*. 46, 88–94. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2005.04.015>
- Martín, F., Prol-ledesma, R. M., Canet, C., Núñez, L., & Pérez-vázquez, R. (2010). *Applied Geochemistry Acid drainage at the inactive Santa Lucia mine , western Cuba : Natural attenuation of arsenic , barium and lead , and geochemical behavior of rare earth elements*. *Applied Geochemistry*, 25(5), 716–727. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2010.02.004>

- Mineralogy Database. (18 de mayo de 2020). *Mineralogy Database*. Obtenido de <http://www.webmineral.com/>
- Ministerio de Minería. (2002). *Guía Metodológica sobre Drenaje Ácido en la Industria Minera*. Santiago.
- Ministerio de Minería. (2013). *Minería en Chile: Impacto en Regiones y desafíos para su desarrollo*. Santiago .
- Ministerio de Minería. (12 de marzo de 2018). *Tipos de minerales* . Obtenido de <http://www.minmineria.gob.cl/%C2%BFque-es-la-mineria/tipos-de-minerales/>
- Ministerio Secretaría General de la Presidencia . (17 de enero de 2003). *Biblioteca del Congreso Nacional* . Obtenido de Decreto 46: <https://www.leychile.cl/Navegar?idNorma=206883>
- Ministerio Secretaría General de la Presidencia. (7 de marzo de 2001). *Biblioteca del Congreso Nacional de Chile*. Obtenido de Decreto 90: <https://www.leychile.cl/Navegar?idNorma=182637>
- Pérez, J. M. (1999). Sedimentación. En *Tratamiento de agua* (págs. 121-173).
- Reyes, Y., Vergara, I., Torres, O., Díaz, M., & González, E. (2016). *Contaminación por metales pesados: implicaciones en salud, ambiente y seguridad alimentaria*. Bogotá.
- Rubio, C., Aj, G., Re, M., Revert, C., & A, L. G. H. (2004). *El plomo como contaminante alimentario*.
- Saha, S., & Sinha, A. (2016). A Review on Different Active Treatment Methods for Acid Mine Drainage. 3(8), 676–680.
- Sánchez España, J. (2008). The Behavior of Iron and Aluminum in Acid Mine Drainage: Speciation, Mineralogy, and Environmental Significance. *Thermodynamics, Solubility and Environmental Issues*, (June), 137–150. <https://doi.org/10.1016/b978-044452707-3/50009-4>

- Sancha, A. M. (2017). *Estudio de caso: Contaminación por arsénico en el norte de Chile y su impacto en el ecosistema y la salud humana*. Santiago .
- SERNAGEOMIN. (24 de marzo de 2020). *El mundo de los minerales*. Obtenido de https://www.sernageomin.cl/Museo_Geologico/minerales/Minerales2.html
- Steger, & Desjardins. (1980). *Oxidation of Sulfide Minerals: Galena, Sphalerite and Chalcocite*. Ottawa: Canadian Mineralogist.
- Seo, E. Y., Cheong, Y. W., Yim, G. J., Min, K. W., & Geroni, J. N. (2017). Catena Recovery of Fe , Al and Mn in acid coal mine drainage by sequential selective precipitation with control of pH. *Catena*, 148, 11–16. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.07.022>
- Skousen, G., Ziemkiewicz, P. F., & McDonald, L. M. (2019). *The Extractive Industries and Society Acid mine drainage formation , control and treatment : Approaches and strategies*. 6(October 2018), 241–249. <https://doi.org/10.1016/j.exis.2018.09.008>
- Universidad, P., Bogotá, J., Ingeniería, F. De, & Geofísico, I. (2016). *CONTAMINACIÓN POR METALES PESADOS : IMPLICACIONES EN SALUD , AMBIENTE Y SEGURIDAD ALIMENTARIA Heavy metals contamination : implications for health and food safety*. 16, 66–77.
- Warren L. McCabe, J. C. (1991). *Operaciones unitarias en Ingeniería Química* . Madrid : McGraw-Hill.
- White, J. R., & Driscoll, C. T. (1985). *Lead Cycling in an Acidic Adirondack Lake*. (18), 1182–1187. <https://doi.org/10.1021/es00142a007>
- Zhao, Q., Guo, F., Zhang, Y., Ma, S., Jia, X., & Meng, W. (2017). Science of the Total Environment How sulfate-rich mine drainage affected aquatic ecosystem degradation in northeastern China , and potential ecological risk. *Science of the Total Environment*, 609, 1093–1102. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.276>

