

INTRODUCCIÓN

Aguas de Cartagena S.A E.S.P, es una empresa que brinda servicio de agua potable y alcantarillado a la ciudad de Cartagena de indias; el tratamiento al cual se somete el agua cruda en esta empresa consiste en las siguientes operaciones: mezcla rápida, floculación, sedimentación, filtración y cloración; obteniendo como residuo lodos aluminosos con baja capacidad de deshidratación, con mayor peso y volumen; características que les da el sulfato de aluminio, coagulante usado en el proceso.

En el presente estudio se realizó la recuperación del sulfato de aluminio presente en los lodos que se generan en el proceso de potabilización, usando un método denominado acidificación, en el cual los lodos son tratados con una solución de ácido sulfúrico para solubilizar el metal de la sal iónica debido al carácter anfótero del aluminio (Sandoval, Montellano, Martín, Sánchez, Santana y morán, 1998; Villegas, Castaño y Paredes, 2005). Actualmente estos lodos representan entre el 0.3 al 1% del agua tratada y son dispuestos sin ningún tratamiento en presas, terrenos o en las mismas fuentes de suministro ocasionando daños al medio ambiente y en algunas ocasiones son descargados al alcantarillado y tratados en conjunto con las aguas residuales (Berón, 1997). Generalmente, puede esperarse una recuperación de alumbre del 80% a pH cercano a 2.5, en donde el aluminio disuelto se separa de los residuos sólidos mediante un separador por gravedad y se retorna a la mezcla rápida, mientras que el lodo residual se descarga a un basurero después de que se ajuste el pH (Letterman & Driscoll, 1982), en este caso los gastos de transporte y disposición disminuirán, debido a su pérdida en peso y volumen, además de generar ahorros en la compra de materias primas, por la reutilización del coagulante.

La utilización de un proceso de recuperación de alumbre para su reutilización dentro de una PTA (planta de tratamiento de agua) se ha hecho con anterioridad.

Los primeros ensayos para recuperar alumbre de lodos fueron hechos por Jewell quien en 1903 patentó un proceso para tratamiento de agua y recuperación del coagulante por reacción de hidróxido de aluminio con ácido sulfúrico (Sandoval, et al., 1997).

En Colombia, Rosero (1998) presentó resultados concluyendo que las condiciones a obtener la mejor separación de aluminio y características de manejo del lodo fueron: ST (1.2%), tiempo de mezcla (30 minutos) y pH (3.0 unidades). A estas condiciones se obtuvo una recuperación de aluminio del 60% y una reducción en el volumen del lodo del 30% aproximadamente.

Recientemente Villegas et al. (2005) presentaron un análisis preliminar de la viabilidad económica de recuperar aluminio vía ácida a partir de lodos aluminosos generados en la empresa Aguas y Aguas de Pereira, Concluyeron que debido al costo del ácido sulfúrico, la reincorporación del coagulante recuperado no resulta económicamente viable bajo las condiciones evaluadas, haciéndose necesaria la reducción del volumen del lodo para reducir costos de acidificación.

Xu, Yan, Wang y Wang (2008) Observaron que cuando la tasa de recuperación de Aluminio alcanza su nivel más alto, el 84,5%, la tasa de reducción de los lodos es de 35,5%. Los resultados también demuestran que el coagulante recuperado podría ser utilizado en el TPA (tratamiento primario avanzado) y la eficiencia de la recuperación de coagulante para eliminar los contaminantes es similar a la de coagulante fresco.

Franci, Teixeira y Da Silva. (1999) establecen en un estudio realizado en Brasil, que para poblaciones entre 20000 y 50000 habitantes, es viable económicamente

recuperar y clarificar el sulfato de aluminio, a partir de lodos provenientes de plantas potabilizadoras de agua, y utilizarlos posteriormente en las propias plantas.

En los procesos de potabilización de agua para consumo humano se adicionan productos de origen químico para remover gran cantidad de contaminantes como partículas suspendidas y disueltas; cuando el proceso finaliza, este coagulante (sulfato de aluminio) sigue presente en los residuos generados. La recuperación del sulfato de aluminio de lodos de la empresa Aguas de Cartagena S.A E.S.P y su reutilización, es posible mediante acidificación con ácido sulfúrico, desde la perspectiva técnica y económica.

El objetivo de este trabajo fue recuperar el sulfato de aluminio presente en los lodos generados en la planta de potabilización aguas de Cartagena S.A E.S.P por acidificación, y posteriormente evaluar la viabilidad económica de reutilizarlo como coagulante. En primer lugar se determinó las características fisicoquímicas del lodo, En segundo lugar, se desarrolló un método a nivel de laboratorio que explore la posibilidad de recuperación de aluminio de lodo de PTA mediante acidificación con H_2SO_4 y permita al mismo tiempo una mejor disposición de estos residuos a través del mejoramiento en el grado de acondicionamiento que adquieren bajo estas condiciones ácidas; como por ejemplo, reducción en el volumen; y en tercer lugar se hizo un análisis Beneficio/costo por medio del método valor presente neto (VPN), para determinar la viabilidad de la recuperación de aluminio.

1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

La empresa Aguas de Cartagena S.A E.S.P, al igual que muchas empresas de Colombia, usa rellenos sanitarios como medio para desechar los lodos que quedan como residuo en el proceso de tratamiento de aguas crudas, esto genera a la compañía grandes gastos para la disposición adecuada de estos residuos, porque de otra forma estos lodos tendrían otro destino, como su vertimiento en ríos; lo que ocasionaría grandes impactos negativos a nivel ambiental. En el proceso anteriormente nombrado el coagulante usado es sulfato de aluminio, el cual tiene un costo mensual para la empresa de \$284.275.000 que se vería altamente reducido al recuperar el coagulante. Este proceso genera lodos con poca capacidad de deshidratación, aumentando su peso, volumen y por lo tanto mayores costos de transporte (\$30.000.000/mensual) para la disposición final.

Existen diferentes investigaciones que demuestran que se puede recuperar el sulfato de aluminio a partir de acidificación u otros métodos y su reutilización como coagulante en estos procesos, esta recuperación de aluminio y hierro se logra mediante la adición de ácido sulfúrico para solubilizar el metal de la sal iónica debido al carácter anfótero del aluminio (Chu, 1999; Westerhoff, 1973). Puede esperarse una recuperación de aluminio del 80% a pH cercano a 2.5. El aluminio disuelto se separa de los residuos sólidos mediante un separador por gravedad y se retorna a la mezcla rápida mientras que el lodo residual se descarga a un basurero después de que se ajuste el pH (Rosero, 1998). La solución de aluminio bajo condiciones ácidas o alcalinas disminuye el contenido de $Al(OH)_3 \cdot 3H_2O$ precipitado y mejora la deshidratación del lodo reduciendo su masa y volumen. Para determinar si esto es viable en la empresa antes nombrada se debe aplicar un análisis económico que relacione los costos y beneficios de dicho proceso, verificando si es conveniente usarlo, si se generaría un ahorro considerable desde

el punto de vista de materia primas, y por último si es necesario realizar cambios en el proceso, por ejemplo, la incorporación de nuevos equipos u operaciones unitarias.

Desde la perspectiva ingenieril es importante buscar soluciones integrales a ciertos problemas que beneficien a las empresas y la comunidad, desde el punto de vista social, ecológico y económico, este proyecto integra estos aspectos. Cualquier disminución en costos en el proceso son disminuciones representativas en las facturas de los usuarios (La operación y mantenimiento de la PTA de la empresa Aguas de Cartagena S.A E.S.P, genera gastos, como los antes mencionados, que se reflejan en las facturas pagadas por los usuarios del servicio), es decir, que la inversión que estos realizan a un servicio tan indispensable sería menor y podrían invertir en la satisfacción de otras necesidades primarias.

2. JUSTIFICACIÓN

La empresa Aguas de Cartagena S.A E.S.P presta los servicios de acueducto y alcantarillado sanitario a la ciudad, contribuyendo al mejoramiento de la calidad de vida de todos los ciudadanos. La realización de este proyecto plantea beneficios a la empresa y a sus usuarios, los cuales se pueden analizar desde diferentes puntos de vista.

La implementación de un proceso de recuperación de sulfato de aluminio en la planta de tratamiento de aguas, disminuiría los costos en cuanto a materia prima, transporte y eliminación de residuos. Por otra parte se generaría empleo para muchos Cartageneros, en la fase de implementación y funcionamiento del nuevo proceso.

Los impactos ambientales se reducirían debido al mejor manejo en la cantidad de materia prima usada y la minimización de residuos por la disminución del volumen y peso de los lodos. Otro enfoque significativo resulta el evitar posibles problemas por la eliminación de estos lodos sin ningún tratamiento en presas, terrenos o en las mismas fuentes de suministro.

Actualmente, proyectos de investigación que integren beneficios económicos y ambientales son desde la perspectiva ingenieril, proyectos superiores a las estrategias tradicionales o comúnmente implementadas. En todo el mundo se está viviendo una mayor conciencia y preocupación en cuanto al daño que se le está ocasionado al medio ambiente, principalmente por la gran cantidad de residuos generados en diferentes procesos.

Por otra parte, la fase de investigación, desarrollo y puesta en marcha de este proceso, muestra la efectiva integración entre la empresa Aguas de Cartagena S.A E.S.P y el naciente programa de ingeniería química de la Universidad de Cartagena; lo que plantea para el futuro mejores relaciones entre estas dos entidades y la realización de investigaciones para el beneficio científico, social, económico y ambiental de la comunidad Cartagenera.

3. OBJETIVOS

3.1 OBJETIVO GENERAL

Recuperar el sulfato de aluminio de los lodos producido en el proceso de potabilización de la empresa Aguas de Cartagena S.A E.S.P. y evaluar la viabilidad económica de reutilizarlo como coagulante.

3.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Determinar las características físico-químicas de los lodos aluminosos, tanto época de verano como en época de invierno, de acuerdo a los parámetros requeridos teniendo en cuenta el *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA-AWWA-WPCF).
- Realizar ensayos de tratabilidad, en diferentes épocas del año, a diferentes tiempos de mezcla y pH óptimos, por acidificación con ácido sulfúrico, para obtener la mejor recuperación de sulfato de aluminio.
- Analizar los porcentajes de recuperación de aluminio con respecto a las condiciones óptimas propuestas para medir la eficiencia del proceso.
- Diseñar un esquema preliminar del nuevo proceso de recuperación de sulfato de aluminio para implementarlo en el proceso de potabilización de la empresa Aguas de Cartagena S.A E.S.P.
- Evaluar la factibilidad económica de la reutilización de la solución de coagulante recuperado en el proceso de potabilización.

4. MARCO TEORICO

4.1 ORIGEN Y GENERACION DEL LODO

En el proceso y tratamiento del agua se producen lodos como residuo. El volumen de dichos lodos representa del 0.3 al 1% del agua tratada, provenientes de la remoción de sólidos suspendidos presentes en el agua cruda y de reactivos adicionados (Sandoval et al., 1998). Los lodos que se producen a partir de sulfato de aluminio tienen una pobre capacidad de deshidratación, caso particular de la empresa Aguas de Cartagena S.A E.S.P.

El proceso por el cual se producen los lodos durante la potabilización del agua cruda es el siguiente:

El primer paso es la mezcla rápida que consiste en la adición y mezcla de agentes floculante (sulfato de aluminio y catalizadores), después de la fase mezcla rápida, en la etapa denominada floculación, se consigue que las partículas en suspensión, que le dan turbiedad y color al agua, se agrupen formando unos cúmulos denominados "floc". Posteriormente se realiza el proceso de sedimentación, en el cual los flóculos son obligados a precipitarse en el fondo de unas piscinas de sedimentación. Este fenómeno se produce por la estructura de los sedimentadores y por el gran peso de los flóculos. En este proceso en el agua se elimina el 70% de sus impurezas biológicas y orgánicas.

El agua clarificada llega a unos filtros compuestos por tres capas conformadas por grava, arena y antracita o carbón, como material filtrante. En esta etapa se le remueven todas las partículas que no fueron sedimentadas.

Por último, al agua se le añade como desinfectante cloro en forma gaseosa, que elimina el resto de microorganismos que pudieran quedar en el agua procesada. El cloro permanece en el agua en forma de cloro residual. Este sirve para oxidar materia orgánica que pudiera aparecer en las tuberías de distribución o en los tanques de almacenamiento y previene la aparición y desarrollo de microorganismos.

El agua se distribuye a toda la ciudad a través de la red de distribución, en la cual se debe mantener el agua con calidad similar a la que salió de la planta de tratamiento.

Aguas de Cartagena S.A. E.S.P puso en servicio un moderno sistema de tratamiento de lodos en la Planta de procesamiento de agua potable, localizada en el barrio Paraguay. Esta obra, tiene como finalidad remover mediante deshidratación los sedimentos contenidos en las aguas provenientes del lavado de filtros y limpieza de tanques de agua cruda, como también de los sedimentadores de la planta de tratamiento y purgas en general, de tal manera que se permita mediante recirculación, la reutilización de estos volúmenes ya clarificados.

El sistema a utilizar tiene una capacidad de tratamiento de 18 ton/día de lodos y durante su funcionamiento, las aguas producto del lavado de filtros y sedimentadores, son llevadas hasta una dársena de pre-sedimentación y un tanque espesador de 18 metros de diámetro donde son clarificadas, siendo reciclada luego a los tanques de agua cruda para su reutilización, mientras que los lodos residuales se bombean hasta un sistema de deshidratación compuesto por dos máquinas centrifugas con una capacidad de 10 m³/hora, las cuales deshidratan los lodos, para posteriormente ser transportados por vía terrestre al relleno sanitario de disposición de desechos sólidos, donde pueden ser usados como material de cobertura.

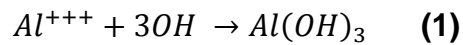
4.1.1 COAGULACIÓN

La coagulación química es una operación que se utiliza para causar la agregación de material presente en el agua, como partículas suspendidas no sedimentables (tamaño menor a 0.01 mm) y partículas coloidales, este proceso se logra con la adición de sustancias químicas al agua, realizando una distribución uniforme en ella, para procurar la formación de un *floc* que sea fácilmente sedimentable.

Por lo general, los coagulantes son compuestos de hierro o aluminio que sean capaces de formar un *floc* y que puedan efectuar coagulación al añadirse al agua, la elección de compuestos de estos elementos se basa en la ley de Schulze-Hardy: “la precipitación de un coloide es efectuada por aquel ion del electrolito añadido que tenga una carga opuesta en signo a la de las partículas coloidales, y el efecto de dicho ion se incrementa tanto más cuanto mayor sea el numero de cargas que posea”. De dichos compuestos los más usados son el sulfato de aluminio, el sulfato ferroso, el cloruro férrico, el sulfato férrico, el aluminato de sodio y la cal.

En el mercado del tratamiento de aguas existen muchos coagulantes, pero el más usado es sin duda el sulfato de aluminio o alumbre; su fórmula es $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O}$, y su masa molecular es 600. Cuando la solución de sulfato de aluminio se añade al agua, este se disocia en Al^{+++} y SO_4^- . El Al^{+++} puede combinarse con coloides de carga negativa para neutralizar parte de la carga de la partícula coloidal, reduciendo así el potencial zeta (relacionado con la carga de la partícula y la distancia a través de la cual la carga es efectiva) a un valor en que la unión de las partículas puede ocurrir (Barrenechea, 2004).

El Al^{+++} puede combinarse de igual forma con los OH^- del agua para formar hidróxido de aluminio (ecuación 1 y 2).



y,



Es importante que el sulfato de aluminio se distribuya uniformemente en toda la masa de agua rápidamente, para lograr un mayor contacto con todas las partículas. En el proceso de floculación; se aglomeran las partículas y crece los flocs hasta que se puedan sedimentar, donde el floc se asienta y deja un líquido clarificado.

En la práctica, no es muy importante conocer por qué el coloide tiene carga, pero sí lo es saber que posee carga y que esta contribuye a la estabilización de la suspensión coloidal, y eso lo explica la teoría de la doble capa eléctrica (Barrenechea, 2004).

4.1.1.1 La doble capa eléctrica

La doble capa eléctrica describe la variación del potencial eléctrico próximo a una superficie, la del coloide. La doble capa es un término que describe el arreglo que presentan los iones y las moléculas de solvente en solución al aproximarse a la superficie de un electrodo cargado eléctricamente, de tal forma que se presentan dos capas con polaridad distinta separadas por una distancia de orden molecular.

Hay una **capa fija** de contraiones que está adherida a la superficie coloidal (en ella el potencial cae rápido). Parte de la **capa difusa** de contraiones está adsorbida a la superficie de la partícula coloidal y se mueve con ella.

Como la superficie de la partícula es negativa, hay un cúmulo de iones positivos en la región de interfaz (sólido-líquido) que forman, junto con la carga negativa de

la partícula, la doble capa eléctrica, también denominada *capa compacta* (figura 1 y 2) (Roberts y Roddy, 1960). Los iones negativos se aproximan a la capa compacta y atraen iones positivos; así se forma la *capa difusa*, que engloba a la primera.

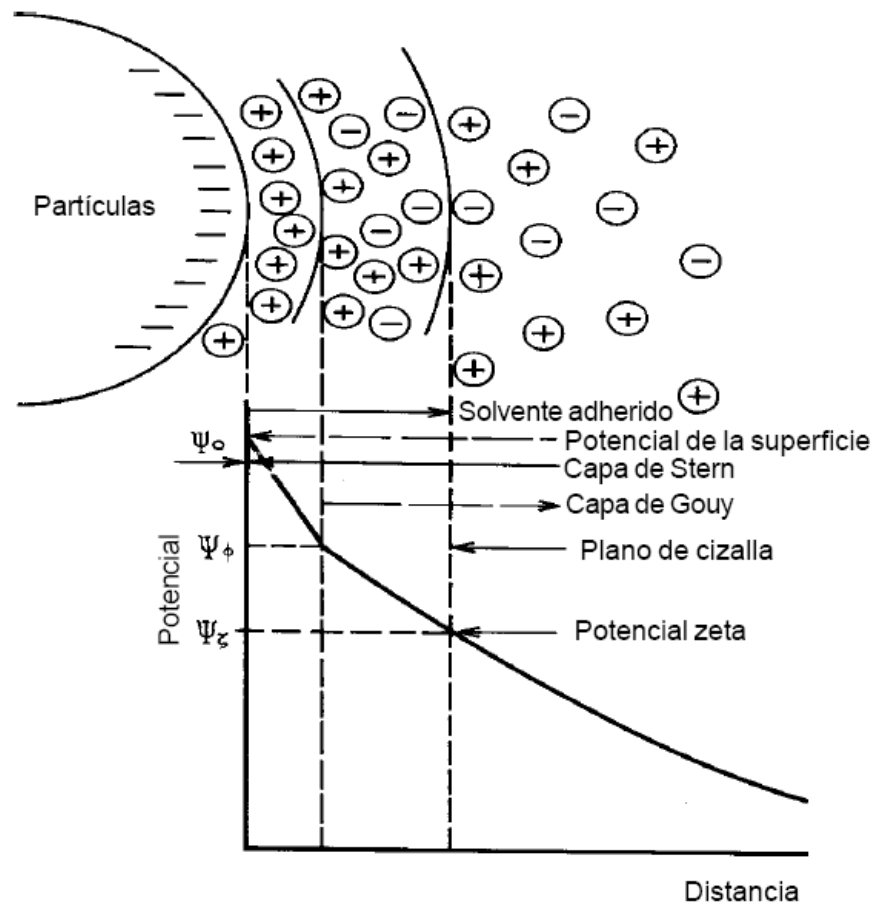


Figura 1. Modelo de la doble capa difusa de Stern-Gouy

Fuente: Berrenechea, 2004.

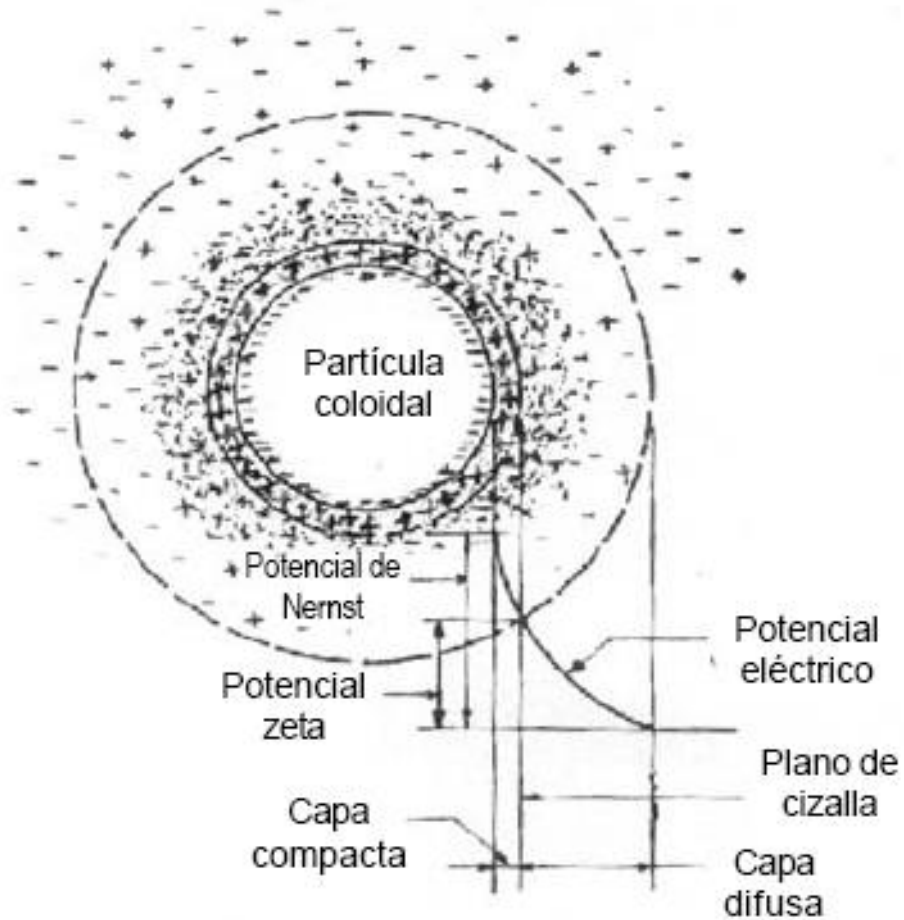


Figura 2. Configuración esquemática de la doble capa eléctrica

Fuente: Berrenechea, 2004.

Existen tres potenciales de interés. El de superficie o de Nerst, el de la capa fija y el potencial zeta. Este último potencial es el que existe en el plano de cizalla y es calculable experimentalmente.

El potencial zeta es una medida para determinar la carga del coloide. Para coloides en fuentes de agua natural con un pH de 5 a 8, el potencial zeta se encuentra entre los -14 y -30 milivolts; cuanto más negativo sea el número, tanto

mayor será la carga de la partícula. A medida que disminuye el potencial zeta, las partículas pueden aproximarse cada vez más aumentando la posibilidad de una colisión y por ende la agregación entre ellas.

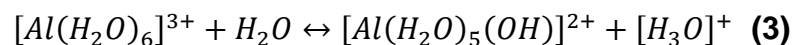
El interés práctico en este potencial radica en que la coagulación se puede intensificar o ser más eficiente si se disminuye la resultante de la interacción de energía entre las fuerzas de repulsión y las de atracción de Van Der Waals (o sea, el potencial zeta).

Si el potencial zeta disminuye a cero (punto isoeléctrico), los coloides pueden interactuar a una distancia menor a la establecida por la barrera de energía. Según sean los iones que rodean a la partícula, el potencial zeta puede disminuir por dos causas:

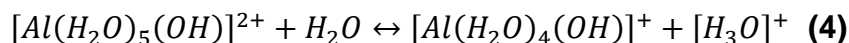
- a) Por neutralización de la carga neta (carga partícula – carga de la capa que se mueve con la partícula). Un cambio de los iones adheridos por otros de mayor valencia, reduce en la superficie el potencial del coloide.
- b) Compresión de la doble capa: Al aumentar la concentración del electrolito se incorporan iones de signo contrario en la capa difusa, comprimiéndola, disminuyendo las fuerzas repulsivas y con ello el potencial zeta.

4.1.1.2 Hidrólisis del aluminio

En medio acuoso, el equilibrio ácido-base para el aluminio es:



Cuando ocurre la transferencia de un protón hacia la molécula del solvente (H₂O), se produce la conversión a hidróxido (ecuación 4).



Dependiendo del pH del medio acuoso y de las constantes de equilibrio involucradas, puede ocurrir una gran variedad de reacciones de hidrólisis, conforme lo muestra el esquema de la figura 3, donde es evidente el carácter ácido del ion aluminio en solución acuosa.

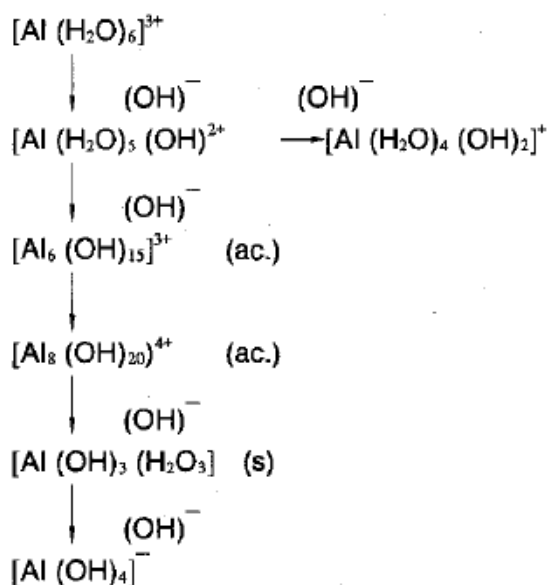


Figura 3. Reacciones de hidrólisis del aluminio

Fuente: Gregory & Duan (2001)

Aunque se han realizado muchas investigaciones sobre la hidrólisis de las sales de aluminio, la composición de las especies hidrolizadas no se conoce con certeza, sin embargo se han empleado diversos métodos con el fin de definir esta composición, tales como medición de pH, titulaciones potenciométricas, crioscopia, difusión, cinética de las reacciones, conductividad, etc. También se ha sugerido la formación de diversas especies complejas de aluminio, iónicas y

neutras, monomoleculares y polinucleares: $[Al_6(OH)_{15}]^{3+}$; $[Al_8(OH)_{20}]^{4+}$; $[Al_7(OH)_{17}]^{4+}$; $[Al_{13}(OH)_{34}]^{5+}$.

Algunas de las especies pueden ser obtenidas a través de las reacciones de hidrólisis mostradas en la Tabla 1, donde las moléculas de agua de coordinación fueron omitidas por simplicidad. Se incluyen en esta tabla las constantes de equilibrio de las diferentes reacciones.

La constante de equilibrio para una determinada reacción está dada por expresiones de este tipo (Gregory & Duan, 2001):

$$k = \frac{[Al_8(OH)_{20}]^{4+} \times [H^+]^{20}}{[Al^{3+}]^8} \quad (5)$$

Tabla 1. Reacciones de hidrólisis de aluminio y constantes de equilibrio

Fuente: Gregory & Duan, 2001.

<i>Reacción</i>	<i>log (k)</i>
$Al^{3+} + H_2O \leftrightarrow [AlOH]^{2+} + H^+$	- 5.03
$2Al^{3+} + 2H_2O \leftrightarrow [Al_2(OH)_2]^{4+} + 2H^+$	- 6.27
$Al^{3+} + 3H_2O \leftrightarrow Al(OH)_{3(s)} + 3H^+$	- 9.1
$Al(OH)_{3(s)} + H_2O \leftrightarrow [Al(OH)_4]^-_{(s)} + H^+$	- 12.74
$8Al^{3+} + 20H_2O \leftrightarrow [Al_8(OH)_{20}]^{4+} + 20H^+$	- 68.7
$6Al^{3+} + 15H_2O \leftrightarrow [Al_6(OH)_{15}]^{3+} + 15H^+$	- 47
$Al(OH)_{3(s)} \leftrightarrow Al^{3+} + 3OH^-$	- 32.3

4.1.1.3 Mecanismos de coagulación

La agregación de las partículas de una suspensión coloidal o de las impurezas del agua cruda resulta de la acción conjunta de dos fenómenos; la desestabilización de las partículas y el transporte de las mismas para permitir el contacto entre ellas:

- La desestabilización, es un proceso predominantemente químico, consiste en las reacciones del coagulante con el agua y la formación de especies hidrolizadas con carga positiva. Controlado por las características físicas y químicas del medio: concentración del coagulante y el pH final de la mezcla.
- En cuanto al transporte, es esencialmente un fenómeno físico, ocasionado principalmente por la difusión, el movimiento del fluido y la sedimentación.

Para remover las partículas de una suspensión, los productos de la hidrólisis, resultantes de adicionar el coagulante (sulfato de aluminio), deben desestabilizarse por mecanismos actualmente aceptados como:

- Adsorción de especies solubles hidrolizadas, causando desestabilización; o neutralización.
- Barrido, resultante del arrastre de partículas en los precipitados de aluminio.

4.1.1.3.1 Mecanismo por adsorción

Cuando se agrega sulfato de aluminio o sales de hierro al agua en condiciones especiales de dosis de coagulante y pH, se forma una serie de especies solubles hidrolizadas.

Estas especies hidrolizadas se adhieren o forman complejos superficiales con el coloide, y lo desestabilizan, lo que permite la formación de flóculos (figura 4).

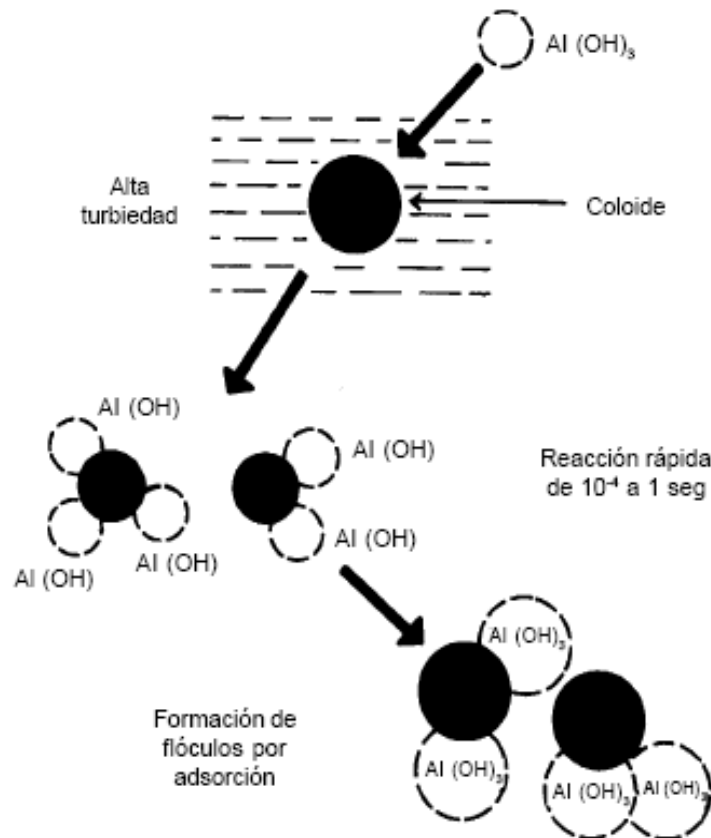


Figura 4. Mecanismo de adsorción de la coagulación con sulfato de aluminio

Fuente: Berrenechea, 2004.

Este mecanismo es denominado *neutralización de carga* (también se lo llama *deestabilización-adsorción*).

4.1.1.3.2 Mecanismo por barrido

Con dosis de Al_2O_3 suficientemente altas, se forma un precipitado de hidróxido de aluminio que físicamente arrastra de la suspensión a las partículas coloidales, por lo que se denomina *mecanismo de barrido de la coagulación*.

Este mecanismo se muestra esquemáticamente en la figura 5, donde se evidencia que la coagulación de las partículas coloidales en el tratamiento del agua es controlada principalmente por la química del hidróxido de aluminio y sus especies hidrolíticas precursoras.

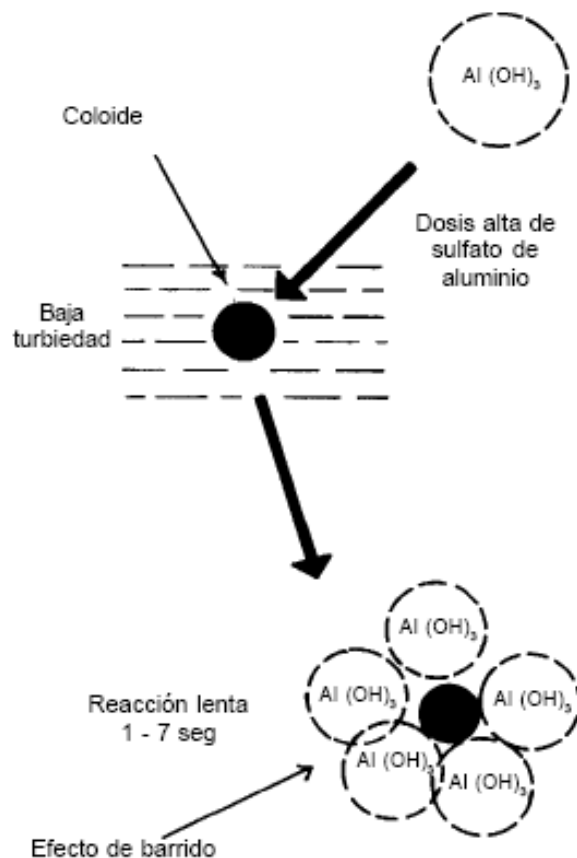


Figura 5. Mecanismo de barrido de la coagulación con sulfato de aluminio

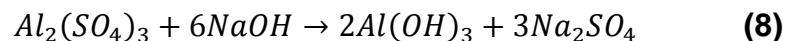
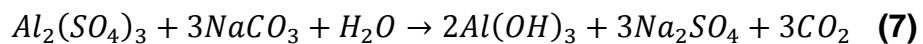
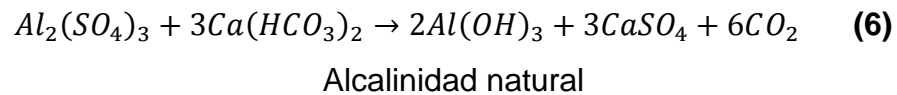
Fuente: Berrenechea, 2004.

Este tipo de coagulación se presenta normalmente cuando el agua es clara y el porcentaje de partículas coloidales es pequeño (baja turbiedad). En este caso, las partículas son atrapadas al producirse una sobresaturación de precipitado de hidróxido de aluminio.

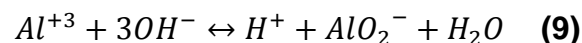
4.1.1.4 Reacciones de coagulación

La reacción química generalmente aceptada (Sawyer Y Mccarty, 1967) que describe la formación del floc por enmezclamiento y remoción de materia suspendida presupone la presencia de alcalinidad natural en el agua a ser tratada.

Cuando el sulfato de aluminio se añade al agua teniendo una alcalinidad natural o agregada, reacciona con el agua para producir un precipitado de hidróxido de aluminio voluminoso, según las reacciones:



Donde el bicarbonato de calcio representa la alcalinidad natural. El hidróxido de aluminio es un hidróxido anfotérico que es soluble tanto en ácido como en base de acuerdo al equilibrio:



Por esta razón, la coagulación con sulfato de aluminio es más efectiva en el rango de pH de 4 a 6.5 (Rosero, 1998), puesto que este es el rango de solubilidad mínima para el hidróxido de aluminio.

4.1.2 FLOCULACIÓN

La floculación es el proceso mediante el cual las moléculas ya desestabilizadas entran en contacto, agrandando los flocs de modo de facilitar la precipitación. De este modo, la mezcla deberá suministrar la energía suficiente para dispersar los condicionantes (polímeros, sales de aluminio/hierro) a través del lodo y unir las partículas con contactos suaves y construir un floc más grande.

Existen diferencias entre el proceso de coagulación y floculación; en el primero se añade el coagulante al agua para destruir la estabilidad de los coloides y promover su agregación, por otra parte el segundo se basa en la mezcla rápida o lenta para incrementar la posibilidad de choque entre partículas y la formación del floc.

4.2 CARACTERÍSTICAS DE LOS LODOS

Las características de los lodos de alúmina varían de una planta a otra, dependiendo de la calidad de agua cruda, del tratamiento recibido y de la época del año, sin embargo, poseen características básicas similares.

El lodo de alúmina es un fluido no Newtoniano¹, voluminoso, de aspecto gelatinoso, compuesto principalmente por agua (más del 90%), hidróxido de aluminio, partículas inorgánicas (arcilla o arena), coloides, residuos de reactivos

¹Fluido que no cumple con la *ley de Newton de la viscosidad*, esencialmente pastas, suspensiones y polímeros de elevado peso molecular.

químicos añadidos durante el proceso de tratamiento, plancton, y otra materia orgánica e inorgánica removida del agua. El conocimiento de algunas de estas características es esencial para determinar su tratamiento y su disposición final al igual que la recuperación del coagulante (Berón, 1997).

Generalmente la investigación de las características más relevantes de estos lodos se hace determinando: turbiedades, rangos de variación de dosis de coagulantes utilizados y algunas características fisicoquímicas específicas del lodo como; Sólidos totales (ST), Sólidos totales volátiles (STV), aluminio, hierro, pH, alcalinidad, densidad entre otros.

4.3 ACONDICIONAMIENTO DEL LODO

El acondicionamiento antes de la deshidratación implica un tratamiento químico y físico del lodo para lograr la remoción del agua y mejorar la captura de sólidos. El sistema más común de acondicionamiento usa compuestos químicos inorgánicos y polímeros orgánicos. El acondicionamiento puede proporcionar un mejor efecto en la eficiencia del proceso de deshidratación que sigue.

4.4 REDUCCIÓN DEL VOLUMEN DE LODO

Según la AWWA (*American Water Works Association*), el grado de deshidratación necesario para una planta dada, dependerá del método de disposición final. La concentración mínima normalmente aceptable puede ser de 20%, sin embargo, esto dependerá de que las instalaciones estén correctamente diseñadas para remover aproximadamente del 80 al 90% de los sólidos suspendidos en los tanques de coagulación – sedimentación.

La minimización de los costos de manejo de lodos puede ser alcanzada bien sea a través de la reducción de volumen de desecho o mejorando las propiedades de

manejo y deshidratación del residuo. Además si un subproducto útil puede ser obtenido del material residual, algunos de los costos de manejo pueden ser recuperados.

El objetivo principal en el tratamiento de los lodos de plantas potabilizadoras es producir un lodo con una concentración de sólidos que pueda facilitar su manejo y disposición. Para reducir el volumen total de lodos a disponer se puede aplicar alguna de las alternativas que se muestran en la tabla 2.

TABLA 2. Alternativas de tratamiento y disposición de lodos de plantas potabilizadoras

ALTERNATIVAS			
Acondicionamiento químico	Tanques de almacenamiento	Deshidratación: Lechos de secado - Lagunas - Filtros prensa - Filtros a vacío - Centrifugación - Congelamiento	Disposición final: - Descarga a aguas superficiales - Relleno sanitario - Incineración

Fuente: Sandoval, et al., 1997.

La recuperación de aluminio mediante acidificación con H_2SO_4 a partir de lodos parece hasta el momento una buena alternativa pues permite en primer lugar la reducción en el volumen de estos desechos, pues el aluminio tiene acomplejadas moléculas de agua que son liberadas una vez se solubiliza el metal, en segunda instancia se mejoran sustancialmente las propiedades de deshidratación hecho

que se evidencia con el aumento de la tasa de filtración y finalmente la compactación y sedimentación del lodo se logran más rápidamente bajo condiciones ácidas.

Antes de su sometimiento a condiciones ácidas es importante una caracterización fisicoquímica del lodo mediante análisis específicos de acuerdo a los parámetros requeridos, utilizando técnicas de laboratorio estandarizadas que den validez a la información reportada.

4.4.1 RECUPERACIÓN DE ALUMINIO

El proceso de recuperación de aluminio, en forma de sulfato, de lodos provenientes del tratamiento del agua potable mediante el empleo de ácido sulfúrico, fue patentado por W. M. Jewell en 1903, en los Estados Unidos, y se practicó posteriormente en Japón, Inglaterra y Polonia (Berón, 1997). También es posible la utilización de otros compuestos químicos ya sean ácidos o bases, como ácido clorhídrico e hidróxido de sodio y de calcio.

Varios métodos se proponen para la recuperación de coagulantes. La recuperación de aluminio y hierro se logra mediante la adición de ácido sulfúrico para solubilizar el metal de la sal iónica debido al carácter anfótero del aluminio (Chu, 1999; Westerhoff, 1973).

Como se muestra en la figura 6, el lodo proveniente del tanque de sedimentación y retrolavado de filtros (opcional) se recoge en un tanque de igualación (estabilización) y espesado por gravedad. El sobrenadante es retornado a la entrada de la planta. Luego se agrega el ácido en una concentración determinada por la cantidad de alumbre en el lodo y la cantidad de alumbre que se desea recuperar. En general, puede esperarse una recuperación de alumbre del 80% a pH cercano a 2.5. El aluminio disuelto se separa de los residuos sólidos mediante

un separador por gravedad y se retorna a la mezcla rápida mientras que el lodo residual se descarga a un basurero después de que se ajuste el pH (Rosero, 1998).

La solución de aluminio bajo condiciones ácidas o alcalinas disminuye el contenido de $Al(OH)_3 \cdot 3H_2O$ precipitado y mejora la deshidratación del lodo reduciendo su masa y volumen (Sandoval, et al., 1997).

La recuperación en condiciones alcalinas tiene la ventaja de disolver una cantidad apreciable de hidróxido de aluminio y no hacer lo mismo con los demás metales presentes, pero el carbón orgánico disuelto aumenta considerablemente por esta vía, lo que limita las posibilidades de reutilizar el aluminio recuperado como coagulante (Westerhoff, 1973).

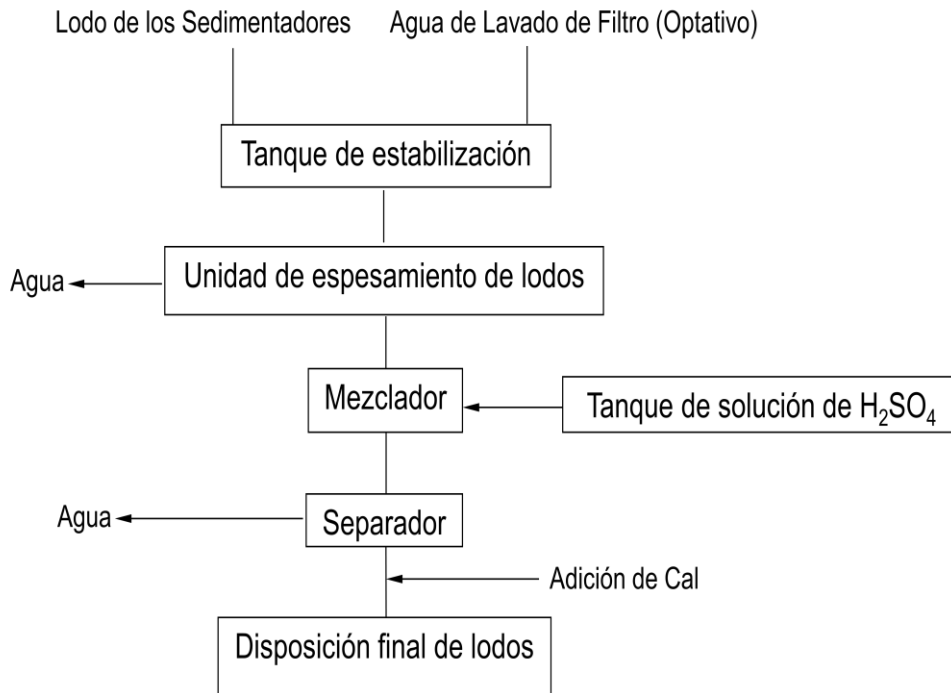
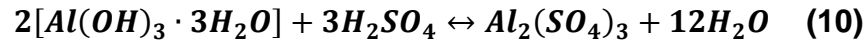


Figura 6. Esquema del proceso normal de recuperación con ácido sulfúrico

La recuperación de aluminio por vía ácido sulfúrico se expresa mediante la relación estequiométrica de la ecuación 10.



Se prefiere el ácido sulfúrico debido a su bajo costo y a su propiedad para extraer coagulantes primarios. El requerimiento estequiométrico de ácido sulfúrico para disociar el $Al(OH)_3 \cdot 3H_2O$ a Al^{+3} es 1.5 moles de ácido por 1 mol de $Al(OH)_3 \cdot 3H_2O$ o 1.11 Kg de ácido por kilogramo de $Al(OH)_3 \cdot 3H_2O$ o 5.45 Kg. de ácido por kilogramo de Aluminio (Chen, King and Kenneth Weeks, 1976). Sin embargo, la disolución de aluminio no llega a ser completa debido a que:

- Otros materiales demandan ácido (sólidos presentes en el lodo como producto de la coagulación), tales como, óxidos e hidróxidos de hierro en concentraciones importantes, el manganeso y otros metales traza también están presentes en concentraciones significativas. Por lo tanto, si el ácido adicionado está basado en la concentración del aluminio presente en el lodo, solamente una fracción del aluminio total podrá ser disuelta.
- Cuando el agua cruda contiene una concentración alta de sólidos, en su mayoría constituidos por óxidos de aluminio ($Al_2O_3 \cdot nH_2O$), éstos no pueden ser disueltos con dosis de ácido sulfúrico pequeñas, bajo condiciones de temperaturas bajas y períodos cortos de contacto.

Es importante considerar la presencia de otras sustancias de reacción alcalina, como los bicarbonatos y carbonatos que demandan ácido, por lo que es necesario emplear un exceso con respecto al equivalente estequiométrico del $Al(OH)_3 \cdot 3H_2O$ presente (Chen, et al., 1976).

El lodo resultante de la recuperación es un sedimento voluminoso, más concentrado y que puede deshidratarse más fácilmente en filtros prensa/vacío, centrifugas, lechos de secado de arena u otra operación. Por lo anterior, los factores importantes asociados con la evaluación de la recuperación de alumbre, son la demanda de ácido, el tiempo de contacto y el pH alcanzado para llevar a cabo la recuperación.

La demanda de ácido se determina en el laboratorio por titulación de la muestra con H_2SO_4 (25%). Sin embargo se notará que la disolución de aluminio depende del tiempo, y por lo tanto son necesarios mínimo cerca de 15 minutos de mezcla para lograr que la reacción se complete (Letterman & Driscoll, 1982).

4.4.1.1 Propiedades de la disolución de aluminio en el lodo

El sulfato de aluminio es una sal derivada de una base débil (hidróxido de aluminio) y de un ácido fuerte (ácido sulfúrico), por lo que sus soluciones acuosas comerciales son muy ácidas; su pH varía entre 2 y 3.8, según la relación molar sulfato/alúmina. Por esta razón, su almacenamiento debe hacerse en un lugar seco, libre de humedad. Es necesario tener en cuenta esta tendencia ácida para la preparación de las soluciones y para su reutilización como coagulante (Roberts And Roddy, 1960).

El objeto principal de la disolución de lodo es liberar el aluminio como ion soluble (Al^{3+}). El aluminio es anfótero, y exhibe solubilidad en soluciones ácidas y alcalinas pero se mantiene relativamente insoluble en un medio neutro. La solubilidad del aluminio es ampliamente controlada por el pH (Palin, 1954), sin embargo la temperatura y la concentración de ligandos inorgánicos y orgánicos son también factores que influyen la solubilidad del aluminio.

El rango de pH de máxima recuperación es 1.0-3.5 como lo muestra en su trabajo (Villegas, 2005; Rosero, 1998; Chen et al., 1976).

El proceso de disolución de lodo con ácido sulfúrico, aunque ampliamente utilizado, no es bien entendido. Entender las propiedades químicas del sobrenadante es esencial para el uso efectivo y la implementación de procesos posteriores. La optimización del proceso de extracción del lodo es también una característica importante que necesita ser investigada para una operación eficiente del proceso de recuperación.

4.4.2 USO DEL ALUMINIO RECUPERADO COMO COAGULANTE

El nivel de calidad del aluminio recuperado se evalúa o mide basándose en su:

- Concentración
- Contenido de materia orgánica
- Turbiedad
- Color
- Manganeso y hierro
- Trazas de contaminantes orgánicos e inorgánicos.

El aluminio recuperado es más diluido que el comercial en un factor de 15 (Cornwell & Susan, 1979) y estudios demuestran que la efectividad del aluminio recuperado es igual al de un coagulante comercial después de 10 ciclos de extracción, Isaac y Vahidi (1961), también muestran que 10 mg/l de alúmina comercial remueve el 90% del color del agua cruda, mientras que una dosis de aluminio recuperado remueve solamente entre el 70 y 80%. Por otra parte observaron que si el pH de la solución es menor a tres, la efectividad del aluminio disminuye.

Pera J.I. Libre (1991), realizó pruebas a nivel de planta piloto para la recuperación de aluminio, obteniendo un ahorro del 46.5% del coagulante fresco, ya que sólo acidificaron el 50% del lodo producido a un pH aproximadamente de 3.5, esto se realizó con la finalidad de evitar la extracción de otros metales. Si se hubiese utilizado el 100% del lodo se hubiera recuperado 93% del coagulante. Este estudio no involucró la incidencia de la materia orgánica en la recuperación del coagulante. La materia orgánica es otro factor a controlar en el coagulante recuperado, ya que su incremento repercute en el color de la solución del aluminio recuperado y en el consumo de ácido sulfúrico.

5. METODOLOGÍA

5.1 TIPO DE INVESTIGACIÓN

La investigación desarrollada en el presente trabajo se puede catalogar dentro de dos tipos, experimental y evaluativa.

La parte experimental consistió en explicar cómo las variables, tiempo de mezcla y pH, tenían un efecto directo sobre el porcentaje de recuperación de aluminio en los lodos de la PTA en la empresa Aguas de Cartagena, sede Paraguay, para dos épocas del año (invierno y verano).

Posteriormente se evaluó desde la perspectiva técnica y económica la posible implementación de un proceso de recuperación de sulfato de aluminio a partir del método tratado en el procedimiento experimental.

5.2 DISEÑO EXPERIMENTAL

Se ha creado un diseño experimental factorial multinivel categórico, por medio del programa STATGRAPHICS Centurión.

Diseño base:

Nº de factores experimentales: 2

Nº de Niveles experimentales: 3

Número de respuestas: 1

Número de corridas: 18

Grados de libertad para el error: 35

Tabla 3. Diseño experimental realizado por el programa STATGRAPHICS
Centurión

Factores	Niveles	Unidades
pH	3 (1.5, 2.5 y 3.5)	Unidades
Tiempo	3 (5, 30 y 90)	Minutos

Covariable	
Factor	Niveles
Epoca del año	2 (verano e invierno)

Respuesta	Unidades
Aluminio	mg/L

5.3 ENTORNO DE LA INVESTIGACIÓN

El estudio fue realizado en la planta de tratamiento de aguas de la empresa Aguas de Cartagena S.A E.S.P, con sede en el barrio Paraguay en dos épocas del año. Las muestras de lodo fueron tomadas de los sedimentadores para ser mezcladas con agua del lavado de filtros. La medición de las propiedades fisicoquímicas del lodo fueron analizadas en los laboratorios de la empresa, así mismo las concentraciones de aluminio analizadas en el sobrenadante obtenido a partir de la acidificación del lodo.

5.4 INTERVENCIONES

El montaje de las unidades experimentales se desarrolló en los laboratorios de Acueducto y Alcantarillado de la empresa Aguas de Cartagena S.A ESP; utilizando los equipos disponibles en este, y para los ensayos se procedió según lo estipulado en el *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA-AWWA-WPCF, 1995).

La técnica usada para la determinación de aluminio fue *espectrometría de absorción atómica (EAA)*, en donde la muestra se somete a un proceso de atomización en la llama. Inicialmente una solución acuosa de la muestra se dispersa (o nebuliza) en pequeñas gotas, que se mezclan con los gases combustible y oxidante y son arrastrados hacia un quemador. Un haz de luz se dirige a través de la llama, hacia el interior de un monocromador y de un detector que mide la cantidad de luz absorbida por el elemento atomizado en la llama. Debido a que cada metal absorbe a una longitud de onda característica, se usa como fuente una lámpara diseñada para emitir el espectro atómico de ese elemento en particular y se selecciona dependiendo del elemento a ser determinado. La cantidad de energía absorbida a la longitud de onda de absorción característica en la llama es proporcional a la concentración del elemento en la muestra (Ley de Beer) sobre un rango de concentración limitado.

$$A = b C \quad (11)$$

Donde A es la absorbancia transmitida, que depende del coeficiente de absorción, b es la longitud de la trayectoria, y C es la concentración del analito.

Los requerimientos para la determinación de metales por EAA varían con el metal y/o la concentración a ser determinada, así para la determinación de hierro (concentraciones altas) por aspiración directa en una llama aire-acetileno y para la determinación de aluminio (concentraciones altas) por aspiración directa en una llama óxido nitroso-acetileno. Debido a que este metal forma óxidos estables y es conveniente el empleo de una llama enriquecida con un exceso de combustible que garantiza temperaturas más altas.

5.5 PROCEDIMIENTO EXPERIMENTAL

A través de un método ácido de disolución con H_2SO_4 (25%) se hizo la recuperación de alumbre contenido en el lodo y la evaluación económica de su reutilización.

Para tal efecto a nivel de laboratorio inicialmente se hizo la caracterización fisicoquímica del lodo y luego se efectuaron ensayos de tratabilidad, en época de sequía y de lluvia, para determinar el mejor porcentaje de recuperación de alumbre y correlacionarlo con el porcentaje de reducción de volumen de lodo.

El estudio de recuperación de alumbre de lodos de PTA se desarrolló en las siguientes etapas: 1) Caracterización fisicoquímica del lodo y 2) Ensayos de tratabilidad.

5.5.1 DETERMINACIÓN DE LAS CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DE LOS LODOS ALUMINOSOS

Para este estudio se utilizaron lodos provenientes de la PTA de la empresa aguas de Cartagena S.A. E.S.P la cual usa como coagulante; sulfato de aluminio en el proceso de potabilización del agua (figura 7).

Se realizaron dos muestreos en total, abril/2010 y julio/2010; La primera colección de muestra de lodo fue compuesta integrada; una parte del lavado de filtros y la otra de los tanques de sedimentación una vez evacuada el agua del tanque para realizar la limpieza periódica de los sedimentadores (seis meses, dos veces al año), y la segunda colección de muestra fue compuesta integrada, tomada de los sedimentadores. La selección y muestreo de lodos se hizo de forma aleatoria y las muestras se tomaron en época de verano e invierno, ya que dependiendo de la época del año varía la dosificación de coagulante.

La preparación de las muestras de lodos se hizo de tal forma que se colectó 19 L de lodo para realizar la caracterización y las pruebas de tratabilidad de los lodos, para cada una de las dos épocas a evaluar. El lodo se homogenizó completamente en forma manual, antes de almacenarse a la oscuridad en recipientes de plástico de 20 L previamente lavados.

Ya recolectada las muestras de lodo se procedió a su caracterización, tanto en época de verano e invierno, los análisis se realizaron dentro de los siete días de colección de la muestra. Se efectuaron los siguientes análisis de laboratorio: ST, STV, SST, pH, Acidez, Alcalinidad, contenido de Aluminio (mg/L) y Hierro (mg/L).

Las técnicas de análisis de estos parámetros fisicoquímicos se realizaron según las normas establecidas en los *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA-AWWA-WPCF, 1995).

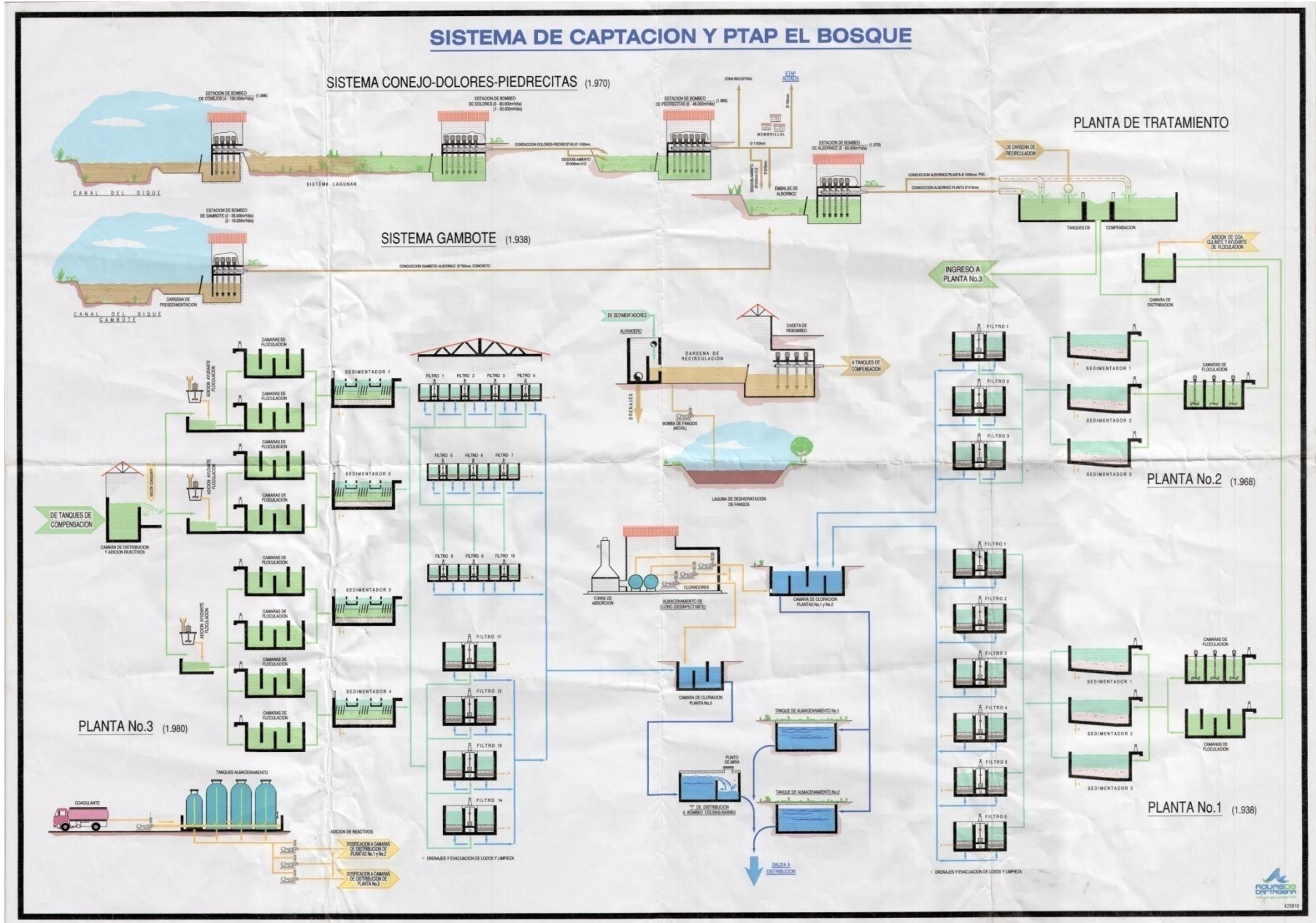


Figura 7. Diagrama de flujo del proceso de potabilización de Aguas De Cartagena S.A

5.5.2 ENSAYOS DE TRATABILIDAD

Por medio de los ensayos de tratabilidad se recuperó el aluminio contenido en el lodo, a la vez que se desea correlacionarlo con variables como pH, tiempo óptimo de mezcla, época del año (verano e invierno) y dosis óptima de ácido con el objeto de mejorar sus características de deshidratación, reducir el volumen de lodo y evaluar su viabilidad para incluirlo en el proceso para su reutilización como subproducto.

Para evaluar la recuperación de alumbre a partir de estos lodos, se adaptaron los ensayos de jarras, según la metodología seguida por Rosero (1998).

El volumen de muestra utilizado fue de un litro (1L), para los ensayos se dispuso de un equipo de Jarras o “Jar Test” que consta de un sistema de agitación con regulador para diferentes velocidades (0 - 180 rpm.) en el cual simultáneamente se pueden montar hasta seis ensayos.

Los ensayos consistieron básicamente en agitar el volumen de muestra, a una velocidad de agitación de 100 rpm. Variando el tiempo de agitación (5, 30 y 90 minutos), se evaluó el porcentaje de recuperación de alumbre de la muestra acidificada con H_2SO_4 a diferentes valores de pH (1.5, 2.5 y 3.5), determinando el tiempo de equilibrio de la reacción entre el lodo (hidróxido de aluminio) y el H_2SO_4 que se consigue una vez se obtengan valores altos de recuperación de alumbre.

Antes de la dosificación con ácido sulfúrico (H_2SO_4) la muestra de lodo se agitó por un lapso de 15 minutos para una buena homogenización, en un equipo de ensayo de jarras (figura 8) a una velocidad de 100 rpm.



Figura 8. Equipo de ensayo de jarras.

Fuente: propia

Una vez cumplido el tiempo de mezcla se dejó sedimentar el lodo acidificado por un lapso de 60 minutos, luego se colectaron las muestras de sobrenadante para realizar los análisis de aluminio por espectroscopia de absorción atómica (EAA) y estimar el porcentaje de recuperación a los diferentes valores de pH.

En los ensayos de tratabilidad se requirió inicialmente diseñar un proceso de optimización de recuperación de sulfato de aluminio por acidificación, para buscar el mejoramiento de variables como: tiempo de mezcla y pH, obtener máximos porcentajes de recuperación en época de sequia y de lluvia y correlacionarlos entre sí.

Con el mejoramiento del proceso de acidificación se determinó:

5.5.2.1 Tiempo de mezcla

Se determinó la concentración y porcentaje de recuperación de aluminio variando el tiempo de reacción (de mezcla) dejando constantes: la velocidad de agitación (100 r.p.m.) y el pH (1.5, 2.5 y 3.5 unidades) en las dos épocas a evaluar.

El rango de tiempo evaluado se varió entre 5 y 90 minutos; en este intervalo se esperaba hallar el punto donde la reacción entre el lodo de hidróxido de aluminio y el H_2SO_4 , determinado por la máxima recuperación de alumbre, constituyéndose en el tiempo óptimo de mezcla.

5.5.2.2 pH

Teniendo el tiempo de mezcla mejorado, se evaluó la relación existente entre el porcentaje de recuperación de alumbre (también concentración de aluminio en el sobrenadante) y el pH, buscando determinar el pH óptimo de extracción de aluminio a partir del lodo.

El rango de pH analizado fue entre 3.5 y 1.5 unidades. Mediante la acidificación con ácido sulfúrico (25%) se disminuyó el pH hasta llegar al mínimo de 1.5 unidad. También se establecieron las dosis de ácido sulfúrico necesarias para alcanzar valores de pH de 3.5, 2.5 y 1.5 unid. A través de titulaciones directas sobre la muestra de lodo mostrado en las tablas 4 y 5.

Tabla 4. Dosis de ácido sulfúrico empleada en la titulación del lodo (Volumen Muestra 1L) época verano abril/2010.

pH Sobrenadante und.	Volumen H₂SO₄ (25%) (ml)
3,5	1.5
2,5	3.5
1,5	5.8

Fuente: propia

Tabla 5. Dosis de ácido sulfúrico empleada en la titulación del lodo (Volumen Muestra 1L) época invierno julio/2010.

pH Sobrenadante und.	Volumen H₂SO₄ (25%) (ml)
3.5	4.5
2.5	9.0
1.5	15.0

Fuente: propia

5.5.2.3 Lodo generado en función del nivel de disolución de aluminio

Se registró el volumen de lodo acumulado después de cumplido el tiempo de sedimentación de 60 min, con el fin de correlacionar el porcentaje de reducción de volumen de lodo con el porcentaje de recuperación de alumbre alcanzados una vez transcurrido el tiempo de mezcla y a diferentes valores de pH (1.5, 2.5 y 3.5 unidades).

5.5.3 DISEÑO DE UN ESQUEMA DEL PROCESO DE ACIDIFICACIÓN

Se diseñó un esquema preliminar de la recuperación de sulfato de aluminio para su implementación en el proceso de potabilización de la empresa Aguas de Cartagena S.A E.S.P, según los cuatro equipos escogidos: Tanque de almacenamiento de ácido, Tanque Homogenizador, Reactor de agitación y Separador de fases, seleccionados de acuerdo a las condiciones óptimas propuestas, determinadas en la parte experimental, y a la capacidad de generación de lodos por día que tiene actualmente la planta de Paraguay, aunque hay que tener en cuenta que la cantidad de lodos que se acidificará será de 12 m³/día (la mitad de lo que genera la planta), por conveniencia en cuanto a costos.

5.5.4 EVALUACIÓN ECONÓMICA DE REUTILIZAR EL COAGULANTE RECUPERADO EN EL PROCESO DE POTABILIZACIÓN

Se evaluó la viabilidad económica de la recuperación de coagulante a partir de lodos residuales del tratamiento de agua potable, para reincorporación al proceso de potabilización, según las condiciones de planta de la empresa Aguas de Cartagena S.A. E.S.P.

Para este análisis se tuvo en cuenta las condiciones del proceso de recuperación de aluminio según los resultados obtenidos durante el desarrollo experimental, al igual que costos de los reactivos y de transporte de lodos (disposición final) e inversión de los principales equipos para la implementación del proceso de acidificación. Para determinar esto último se aplicó el método de Guthrie (Jiménez, 2003) de estimación de costos de inversión, que tiene en cuenta el material de construcción y el año en que se construyó, y también se estimó el precio por medio de la siguiente relación que tiene en cuenta la capacidad operativa y características similares del equipo en cuestión (Smith, 2005):

$$C_E = C_B \left(\frac{Q_E}{Q_B} \right)^M \quad (12)$$

Donde:

C_E : costo del equipo en cuestión con capacidad Q_E

C_B : costo base conocido del equipo similar de capacidad Q_B

M : constante dependiendo del tipo de equipo.

Una vez que se tuvieron los costos antes mencionados se realizó el análisis Beneficio-Costo (B/C) según gastos totales, capital invertido e ingresos por recuperación y transporte entre otros. Teniendo estos valores se utilizó el método valor presente neto (VPN), para determinar la viabilidad de la recuperación de aluminio.

6. ANÁLISIS DE RESULTADOS

6.1 ANÁLISIS DE CARACTERIZACIÓN FÍSICO-QUÍMICA

De las dos muestras que se tomaron la primera fue en abril, en esta época se estaba presentando sequía, y la otra muestra fue tomada en el mes de Julio, época caracterizada por el inicio de lluvias, lo que generó diferencias en la características fisicoquímicas de los lodos producidos en cada época del año.

Las muestras colectadas fueron sometidas a análisis de caracterización fisicoquímica de laboratorios, realizados a la muestra cruda sin acidificar. Los cuales se muestran en la tabla 6.

Tabla 6: Caracterización de lodos aluminosos de aguas de Cartagena

Características	Abril /2010	Julio/2010
Acidez (mg/L)	8	1,9
Alcalinidad (mg/L)	54	19
pH	7,1	6
ST (mg/L)	1976	46174
STV (mg/L)	515	6104,6
SST(mg/L)	1891	2009
Aluminio (mg/L)	0,07	1,30

El lodo presenta ciertas características, de las cuales se puede decir que no son un “riesgo” al descargarlo en rellenos sanitarios, ya sea por su bajo contenido de sólidos totales (del orden del 0.2% y 4.6%) o por la concentración moderada de aluminio. Estos presentan condiciones comparables a las reportadas por la literatura (Sandoval, et al. 1998) en cuanto a bajas concentraciones de sólidos totales y suspendidos totales.

El contenido de STV para este caso es del orden del 0.051% y 0.61%, para verano e invierno respectivamente, que representa una baja cantidad de materia orgánica presente en el lodo, considerando el valor total de sólidos.

A pesar que la cantidad mas alta de materia orgánica es del 0.61% (los sólidos volátiles se relacionan con la pérdida en masa principalmente de materia orgánica combustible), puede representar un riesgo para los que se benefician de las corrientes superficiales cercanas a sus viviendas considerando los volúmenes de desecho producidos en las PTA y conociendo el origen de estos, este material orgánico aumenta la cuota de contaminación de las fuentes bien sea por olores desagradables debido a la descomposición de la misma o riesgos para los habitantes que se abastecen de ella sin previo tratamiento.

6.2 ENSAYOS DE TRATABILIDAD

Para determinar los porcentajes de recuperación de alumbre, se realizaron ensayos con los cuales se buscó optimizar para este tipo de lodo algunos parámetros como: Tiempo de mezcla, pH y época del año como covariable (verano e invierno).

Para la optimización de las variables se procedió como sigue:

6.2.1 MEJORAMIENTO DEL PROCESO DE ACIDIFICACIÓN

6.2.1.1 Tiempo de mezcla

A partir de la tabla 7 se puede observar que los mayores porcentajes de aluminio recuperado se presentaron en la época de invierno, es decir en Julio/2010, con un tiempo óptimo de 30 min. El valor más alto de estos fue 71.5% en un tiempo de 30 min de mezcla y pH=1.5, mientras que en abril/2010 (Verano) el mayor porcentaje de recuperación fue de 60.5% a los mismos valores de pH y tiempo de mezcla de 30 min. El menor porcentaje de aluminio se obtuvo en época de invierno a pH de 3.5 y a los 90 minutos de mezcla (12%) y a pH de 3.5 y a los 5 min de mezcla (12%) para época de verano. En los dos casos se puede notar una gran variabilidad en los resultados obtenidos.

Tabla 7. Porcentajes de recuperación de aluminio a diferentes tiempos de mezcla y pH.

pH	Tiempo (min)	Época del año	
		Verano	Invierno
		Al (%)	Al (%)
1,5	5	54,7	71,2
	30	60,5	71,5
	90	59,5	70,0
2,5	5	33,1	45,6
	30	42,4	32,3
	90	47,2	31,9
3,5	5	12,0	13,7
	30	15,1	12,7
	90	13,7	12,0

Si comparamos estos resultados con los obtenidos por Villegas et al, (2005), vemos que reportan los mayores porcentajes de recuperación de aluminio a pH 1.5 y tiempo de mezcla de 100 minutos para lodos de lavado (72,9%).

De la figura 9 de porcentaje de recuperación de aluminio en la época de verano se aprecia que para pHs de operación entre 1.5 y 2.5 se obtienen los mayores porcentajes de recuperación, predominando el tiempo de mezcla de 30 min con 60.5% de aluminio recuperado. Esto se debe a que el pH hasta el cual se acidifica, resulta esencial en la eficiencia del proceso, en especial en cuanto a la riqueza en coagulante de la solución recuperada. Esto era de esperarse, puesto que la adición de iones H^+ , causa el desplazamiento del equilibrio hidrolítico favoreciendo la formación de especies solubles de aluminio. Adicionalmente, especialmente a pHs bajos, la presencia de cationes como el sulfato puede incrementar la solubilidad del aluminio (Gregory & Duan, 2001).

El tiempo de reacción es determinante en la optimización del proceso de recuperación, pues se observa un aumento en estos valores a medida que el tiempo de reacción se completa (aproximadamente 30 minutos).

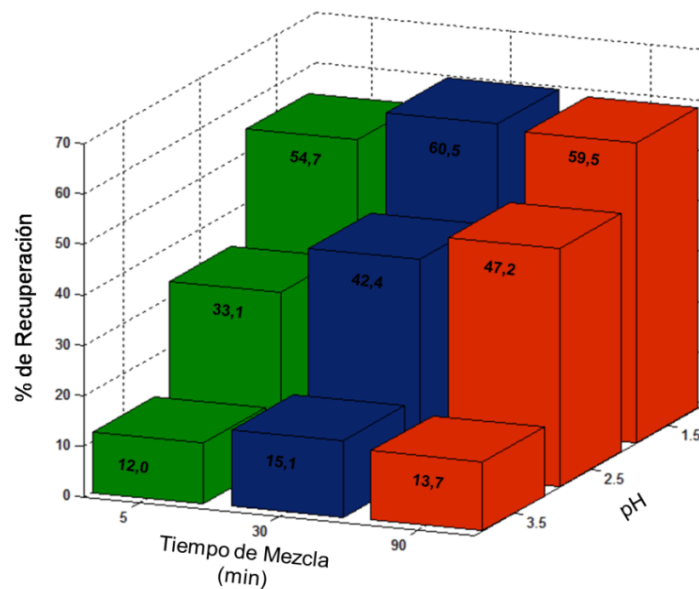


Figura 9. Porcentajes de recuperación de aluminio. Época de verano.

Igual tendencia se presenta en la época de invierno, presentando porcentajes de recuperación de hasta 71.5%, incrementando rápidamente de pH=2.5 a pH=1.5 lo cual da un incremento de aproximadamente 40% (figura 10).

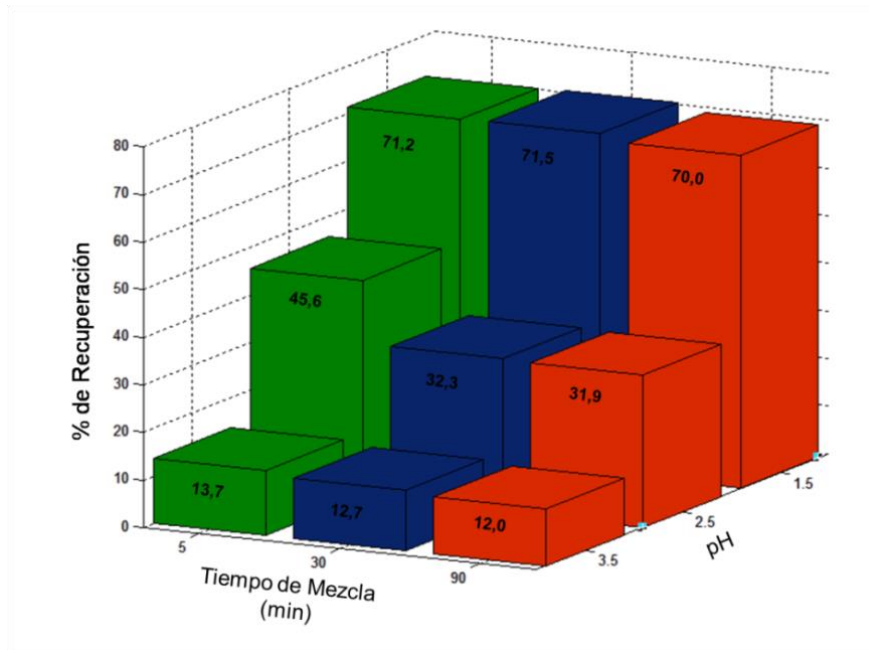


Figura 10. Porcentajes de recuperación de aluminio. Época de invierno.

6.2.1.2 pH

La evaluación de este parámetro se hace por disolución ácida, el cual deja el aluminio fácilmente soluble en solución. El proceso de solubilización vía ácida de aluminio es un proceso no selectivo (Westerhoff, 1973). Por consiguiente, la solución sobrenadante que resulta podría contener altos niveles de materia orgánica natural (MON), esencialmente en forma de fulvatos y humatos, que si se quiere reutilizar dicha solución, podría generar, a partir de la etapa de cloración, compuestos nocivos como Trihalometanos (THMs). Igualmente, la solubilización de otros metales pesados además del aluminio (tabla 8), también sería posible. En este sentido, el rango de pH para el cual predominan las especies no solubles de

aluminio se establece para valores muy cercanos a 6, contrariamente a lo que ocurre con metales como el Hierro (Fe), que presentan baja solubilidad a rangos de pH más amplios (Cornwell & Susan, 1979).

El pH óptimo para la extracción de aluminio a partir de lodo es 1.5 unidades, para las dos épocas, verano e invierno, pues el porcentaje de recuperación de aluminio se incrementa rápidamente hasta 60,5% y 71,5%, respectivamente, a medida que el pH disminuye (figura 9 y 10) en un tiempo de 30 min, aunque se observa valores casi parecidos a pH=1.5 y 90 min de mezcla. De acuerdo con los costos de operación de este proceso y a asegurando que resulte económico y práctico, el acidificar a un pH de 2.5 unidades, por presentar porcentajes de hasta 47,2%, representaría un ahorro en consumo de insumos (reactivos) además de evitarían problemas de corrosión que se presentan cuando se trabaja a valores de pH más ácidos (1.5).

En trabajos anteriores Rosero (1998) concluye que el pH óptimo para la extracción de aluminio a partir de lodo es 1.5 unidades, pues la concentración de aluminio se incrementa rápidamente a medida que el pH disminuye.

Por otro lado Villegas et al (2005) reportan que las soluciones más concentradas se obtuvieron a partir de lodos de vaciado manteniendo el pH en 1.5 y mezclando durante 5 minutos (1510,1 mg/l).

Al comparar los porcentajes de aluminio recuperado en las dos épocas del año, cabe notar que el aluminio se recupera en mayor proporción en la época de invierno. Lo cual resulta significativo, pues en épocas de lluvia la concentración de sólidos (alta turbiedad) que presenta el agua que ingresa a la planta es mayor que en época de sequía.

La variable de respuesta es la concentración de aluminio en el sobrenadante, la cual hay que tener en cuenta en caso de que se quiera reutilizar el producto en el proceso de potabilización.

De la tabla 9 se puede decir que las mayores concentraciones de recuperación se dieron proporcionalmente a la cantidad de ácido sulfúrico añadida (disminución de pH), y en menor medida al tiempo de mezcla.

Tabla 8. Concentraciones de aluminio a diferentes tiempos de mezcla, pH y Época del año. 1000 mL de lodo.

pH	Tiempo (min)	Época del año			
		Verano		Invierno	
		Al (mg/L)	Fe (mg/L)	Al (mg/L)	Fe (mg/L)
1,5	5	60,6	5,7	1034,9	46,5
	30	67,0	6,8	1038,3	47,7
	90	65,9	7,2	1016,9	49,1
2,5	5	36,6	3,5	662,9	25,4
	30	46,9	4,0	469,4	24,5
	90	52,3	4,8	463,1	25,6
3,5	5	13,3	1,8	198,7	22,1
	30	16,7	2,1	184,8	23,9
	90	15,2	2,3	173,9	18,5

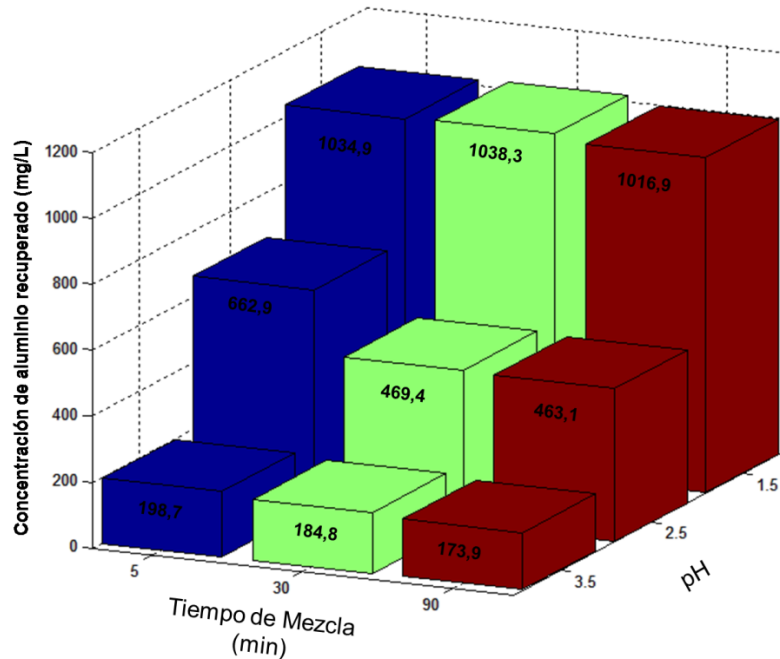


Figura 11. Concentraciones de aluminio recuperado.

6.2.2 LODO GENERADO EN FUNCIÓN DEL NIVEL DE DISOLUCIÓN DE ALUMINIO

El volumen de lodo después de la acidificación fue registrado con el fin de correlacionar el porcentaje de reducción de volumen de lodo con el porcentaje de recuperación de alumbre. A partir de la tabla 10 se puede deducir que a pH y tiempo de mezcla óptimos (1.5 unidades y 30 min), aquellos en los que se obtuvo el mayor porcentaje de recuperación de aluminio (71,5%), se alcanzó un porcentaje de reducción de lodo del 32% condición que le da mejores características de manejo al lodo. Cabe notar que a otros porcentajes de recuperación se obtuvieron mayores porcentajes de reducción del lodo (44,5%), pero para dimensionar los equipos usados en el diseño del proceso y para la evaluación económica del mismo solo se tendrá en cuenta la reducción de lodo obtenido a las condiciones óptimas propuestas, la reducción del volumen de lodo

al aumentar la recuperación de aluminio se presenta porque este tiene a complejadas moléculas de agua atrapadas en el lodo que son liberadas al solubilizarse el metal (deshidrata el lodo), así mismo aumenta la tasa de filtración y finalmente la compactación y sedimentación del lodo se logra mas rápidamente bajo condición ácida (Rosero, 1998). Otros trabajos encuentran mayores porcentajes de reducción, como Sandoval, et al (1997) con una reducción del volumen de lodo de 91.12% y Sandoval, et al. (1998), que mediante la conjunción de un acondicionamiento con polímero y una acidificación, se puede obtener una reducción del volumen del lodo de hasta un 97%.

Tabla 9. Porcentajes de reducción de lodo.

pH	Tiempo (min)	Al recuperado (%)	Lodo reducido (%)
1,5	5	71,2	33,0
	30	71,5	32,0
	90	70,0	41,5
2,5	5	45,6	44,5
	30	32,3	34,3
	90	31,9	36,5
3,5	5	13,7	36,0
	30	12,7	34,9
	90	12,0	24,5

6.2.3 ANALISIS DE VARIANZA DE LA CONCENTRACIÓN DE ALUMINIO

El objetivo del ANOVA es comparar los diversos valores medios para determinar si alguno de ellos difiere significativamente del resto.

Tabla 10. ANOVA de la concentración de aluminio

Fuente	Suma de Cuadrados	GL	Cuadrado Medio	Coficiente F*	P-valor
EFFECTOS PRINCIPALES					
Época del año	1,31674 x 10 ⁶	1	1,31674 x 10 ⁶	31,45	0,0001
pH	603969,0	2	301985,0	7,21	0,0088
Tiempo de Mezcla	4631,61	2	2315,8	0,06	0,9464
RESIDUOS	502338,0	12	41861,5		
TOTAL(CORREGIDO)	2,42768 x 10⁶	17			

*Los coeficientes F están basados en el error cuadrático medio residual

A partir de la ANOVA se puede interpretar la descomposición de la variabilidad de concentración de aluminio en las contribuciones debidas a varios factores. Puesto que se ha elegido la suma de cuadrados Tipo III (valor por defecto), se ha medido la contribución de cada factor eliminando los efectos del resto de los factores. Los P-valores comprueban la importancia estadística de cada uno de los factores. Dado que 2 p-valores son inferiores a 0,05, estos factores tienen efecto estadísticamente significativo en Concentración de aluminio para un nivel de confianza de valor de 95,0%.

En la Tabla 11 se resumen los resultados del análisis de varianza de acuerdo con el diseño experimental planteado, usando como variable de respuesta la concentración de aluminio. Tanto el factor pH y la covariable época de año (Verano e invierno), resultaron tener influencia significativa en la recuperación de aluminio ($p < 0,05$), mientras, que el factor tiempo de mezcla no muestra tanta influencia, es decir, influye en forma mas débil en las concentraciones de recuperación de aluminio pues $p = 0,9464$ ($p > 0,05$), de manera similar Villegas et al (2005), concluyeron que en cuanto al contenido de aluminio en la solución sobrenadante, el tiempo de mezcla no produjo diferencias significativas, siendo el pH el factor controlante; esto se debe a que las constantes cinéticas de la hidrólisis de las sales de aluminio permiten que el equilibrio (tiempo de reacción) de las especies solubles con el precipitado sólido se alcance muy lentamente, como lo concluyeron en su trabajo Gregory & Duan (2001).

La variable de respuesta es la concentración de aluminio en el sobrenadante y pensando en su reutilización, se observa que las concentraciones obtenidas en época de invierno fueron mayores en comparación de la época de verano (figura12).

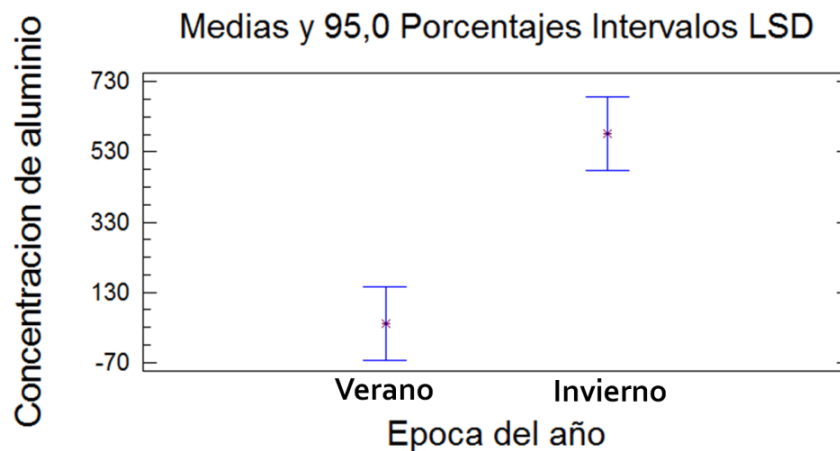


Figura 12. Medias con nivel de confianza de 95%

6.3 DISEÑO DE UN ESQUEMA DEL PROCESO DE ACIDIFICACIÓN

Con base en los resultados anteriores se diseñó un proceso preliminar de la recuperación de sulfato de aluminio y reducción de volumen de lodo, con un gasto de operación de 0.333 m^3 de lodo por ciclo de operación a la entrada del homogenizador (figura 13), lo cual se explica en el anexo de este documento.

6.3.1 HOMOGENIZACIÓN

La primera parte del proceso de recuperación de sulfato de aluminio consiste en la alimentación de lodos de los sedimentadores a un tanque para ser homogeneizados y reducir su sedimentación. Las aguas del lavado de filtros también pueden ser mezcladas con los lodos provenientes de los sedimentadores, esto depende de la época del año. El tanque tiene una capacidad de 0.5 m^3 (ver anexo) para homogenizar 0.333 m^3 de lodo por ciclo (ciclo=40min), ya que se va a acidificar la mitad (12 m^3) de lodos producidos por día en la planta de Paraguay de Aguas De Cartagena S.A E.S.P.

6.3.2 ACIDIFICACIÓN

Estos lodos homogenizados pasan a un reactor con agitador, donde se adiciona ácido sulfúrico al 25%, buscando llevar los lodos a un pH de 1.5 unidades, en ciclos diarios de 40 minutos (tiempo de mezcla óptimo (30 min) mas 10 min de carga y descarga) para alcanzar el mejor porcentaje de recuperación de aluminio y reducción del volumen de lodo. Siendo el volumen de tanque de 5.4 m^3 para almacenar esa cantidad al mes y consumir 180 L ácido/día.

6.3.3 SEPARACIÓN DE FASES

Un separador de fases es usado para separar el lodo del sobrenadante, donde está contenido el coagulante en solución para finalmente recircular este último al proceso de tratamiento de aguas, con una capacidad de 0.5 m³ (máxima capacidad de carga).

**ESQUEMA PRELIMINAR PROCESO DE RECUPERACIÓN DE SULFATO DE ALUMINIO
AGUAS DE CARTAGENA S.A E.S.P.**

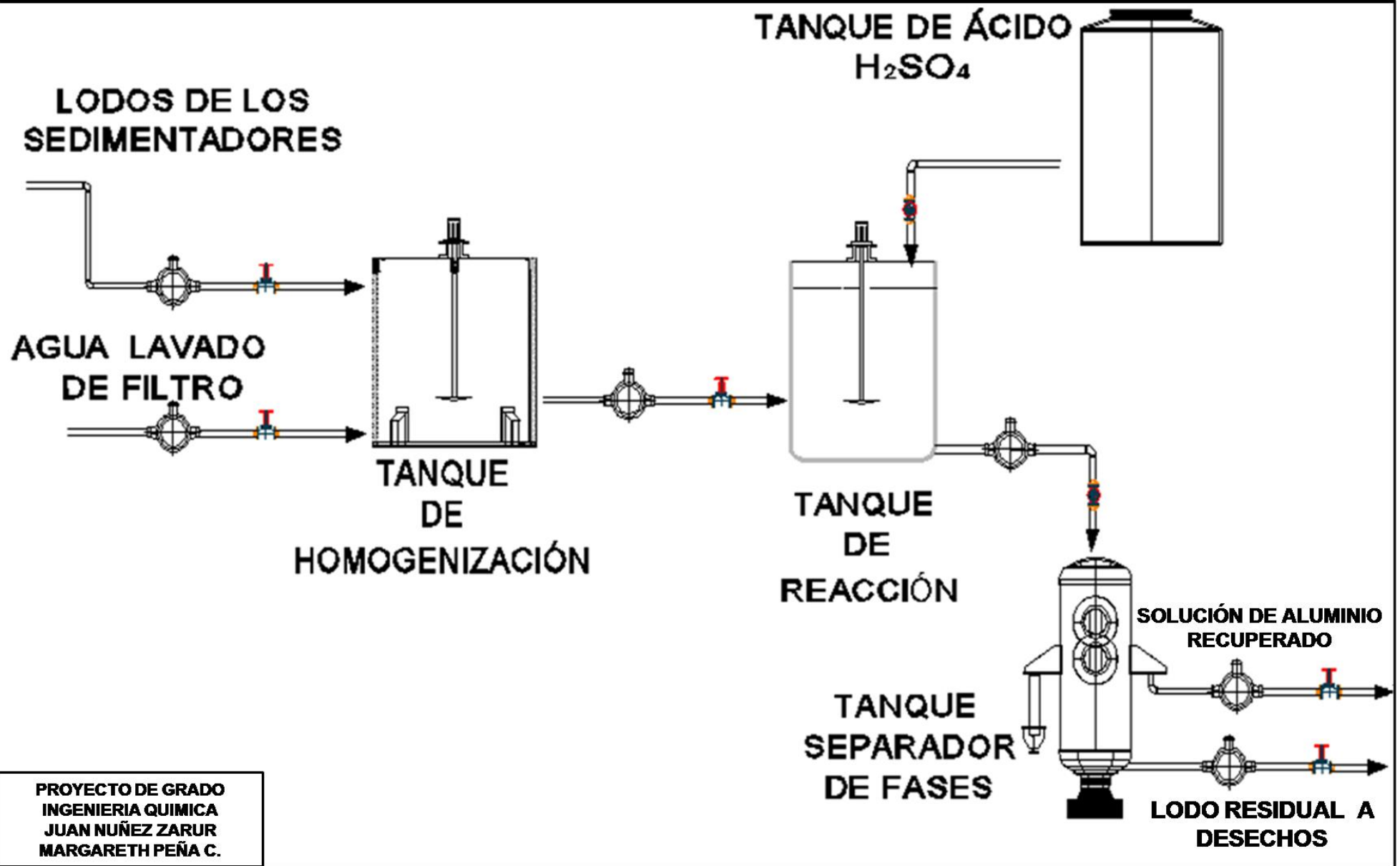


Figura 13. Esquema del proceso de recuperación de aluminio.

6.4 EVALUACIÓN ECONÓMICA DE REUTILIZAR EL COAGULANTE RECUPERADO EN EL PROCESO DE POTABILIZACIÓN (PROCESO DE ACIDIFICACION DE LODOS)

6.4.1 ESTIMACIÓN DE COSTOS DE EQUIPOS PRINCIPALES

La estimación de costos de los equipos se hizo por medio del método de Guthrie (Jiménez, 2003) y de la ecuación de estimación de costos con relación a un equipo similar (Smith, 2005), resultados mostrados en la tabla 11 (cálculos mostrados en el anexo).

Tabla 11. Costo estimado de los equipos.

EQUIPO	COSTO ESTIMADO
Tanque ácido sulfúrico	\$ 10.576.360,47
Tanque homogenizador	\$ 11.392.123,23
Reactor de agitación	\$ 17.171.933,10
Separador de fases	\$ 3.266.239,30
Bomba de agua del lavado de filtros	\$ 1.221.720,016
Bomba de solución de aluminio recuperado	\$ 1.221.720,016
Bomba de lodos de los sedimentadores	\$ 1.625.180,40
Bomba de suministro al homogenizador	\$ 1.625.180,40
Bomba de suministro al reactor	\$ 1.625.180,40
Bomba de lodo residual	\$ 1.625.180,40
TOTAL	\$ 51.350.817,73

El costo de la tubería de procesos (incluida instalación) puede ser tan alto como el 80% del costo de los equipos o el 20% (Peters & Timmerhaus, 1991) de la inversión total de capital, que en este caso sería de \$ 41.100.000. Por otra parte el costo de instalación de los equipos se estima en aproximadamente 55% del costo de compra de los equipos lo que da \$ 28.250.000 de instalación de equipos.

6.4.2 ANÁLISIS BENEFICIO/COSTO (B/C) DE LA RECUPERACIÓN DE ALUMINIO

Los costos fijos y variables dieron como resultado la inversión inicial necesaria para que el proceso pueda entrar en funcionamiento, estos se establecieron para determinar la rentabilidad económica del proceso de acidificación la cual se evaluó a 10 años. En la tabla 13 se resume el costo de inversión inicial total.

Tabla 12. Costos de personal.

Ocupación	Número	Salario/mes	Total
Operarios de planta	2	\$ 1.500.000	\$ 3.000.000

Se consideró dos operadores para los cuatro equipos estimados.

Tabla 13. Costos inversión inicial total

Equipos	\$ 51.350.817,73
Instalación De Equipos	\$ 28.250.000
Tuberías (instalación incluida)	\$ 41.100.000
Válvulas*	\$ 13.518.950,40
TOTAL	\$ 134.219.768.1

*Son siete válvulas en total las cuales dan el precio de \$ 13.518.950 (ver anexo)

Teniendo la inversión total inicial de \$ 135.000.000 y considerando los ingresos (tablas 14 y 15) y costos variables y fijos de cada año (tablas 17 y 18), vemos que la rentabilidad del proyecto es muy buena, ya que muestra una gran ganancia (egresos respecto a ingresos), y un gran potencial de inversión. Por lo tanto se tomó una tasa estándar interna de rentabilidad de proyectos (TIR) de 20%, una inflación del 3.5%, pago por impuestos de 35% y una tasa de interés anual del 19.56% para el análisis beneficio/costo a partir del VPN (tabla 20).

Tabla 14. Ingresos a partir de Sulfato de aluminio recuperado

AÑO	Cantidad sulfato de aluminio recuperado (ton/día)	Valor tonelada (\$/ton)	Ingreso día (\$/día)	Ingreso (\$/año)
1	7,87	430.719,00	3.387.604,94	1.219.537.776,60
2	7,87	443.640,57	3.489.233,08	1.256.123.909,90
3	7,87	456.949,79	3.593.910,08	1.293.807.627,19
4	7,87	470.658,28	3.701.727,38	1.332.621.856,01
5	7,87	484.778,03	3.812.779,20	1.372.600.511,69
6	7,87	499.321,37	3.927.162,58	1.413.778.527,04
7	7,87	514.301,01	4.044.977,45	1.456.191.882,85
8	7,87	529.730,04	4.166.326,78	1.499.877.639,34
9	7,87	545.621,94	4.291.316,58	1.544.873.968,52
10	7,87	561.990,60	4.420.056,08	1.591.220.187,57

Tabla 15. Ahorros a partir de transporte de lodos.

AÑO	Cantidad de lodo reducido (m³/día)	Valor ahorro transporte de lodo (\$/m³)	Ingreso \$/día	Ingreso \$/año
1	3,84	41.666,67	160.000,00	57.599.999,08
2	3,84	42.916,67	164.800,00	59.327.999,05
3	3,84	44.204,17	169.744,00	61.107.839,02
4	3,84	45.530,29	174.836,32	62.941.074,19
5	3,84	46.896,20	180.081,41	64.829.306,42
6	3,84	48.303,09	185.483,85	66.774.185,61
7	3,84	49.752,18	191.048,36	68.777.411,18
8	3,84	51.244,74	196.779,82	70.840.733,52
9	3,84	52.782,09	202.683,21	72.965.955,52
10	3,84	54.365,55	208.763,71	75.154.934,19

Tabla 16. Ingresos totales

AÑO	INGRESO TOTAL ANUAL
1	1.277.137.775,68
2	1.315.451.908,95
3	1.354.915.466,22
4	1.395.562.930,20
5	1.437.429.818,11
6	1.480.552.712,65
7	1.524.969.294,03
8	1.570.718.372,85
9	1.617.839.924,04
10	1.666.375.121,76

Tabla 17. Costos variables

AÑO	Costo ácido sulfúrico (\$/L)	Cantidad gastada (L/mes)	Costo (\$/mes)	Costo total anual (\$/año)
1	313,47	5.400	1.692.738,00	20.312.856,00
2	322,87	5.400	1.743.520,14	20.922.241,68
3	332,56	5.400	1.795.825,74	21.549.908,93
4	342,54	5.400	1.849.700,52	22.196.406,20
5	352,81	5.400	1.905.191,53	22.862.298,38
6	363,40	5.400	1.962.347,28	23.548.167,34
7	374,30	5.400	2.021.217,70	24.254.612,36
8	385,53	5.400	2.081.854,23	24.982.250,73
9	397,09	5.400	2.144.309,85	25.731.718,25
10	409,01	5.400	2.208.639,15	26.503.669,80

Tabla 18. Costos fijos

INSUMO	COSTO \$/AÑO				
	1	2	3	4	5
Salario	36.000.000,00	37.260.000,00	38.564.100,00	39.913.843,50	41.310.828,02
Mantenimiento	12.324.196,26	12.693.922,14	13.074.739,81	13.466.982	13.870.991,46
TOTAL	48.324.196,26	49.953.922,14	51.638.839,81	53.380.825,50	55.181.819,48
	6	7	8	9	10
Salario	42.756.707,00	44.253.191,75	45.802.053,46	47.405.125,33	49.064.304,72
Mantenimiento	14.287.121,21	14.715.734,84	15.157.206,89	15.611.923,09	16.080.280,79
TOTAL	57.043.828,21	58.968.926,59	60.959.260,35	63.017.048,42	65.144.585,50

Tabla 19. Pago de deuda de inversión inicial.

VALOR INSOLUTO	INTERESES	AMORTIZACION	VALOR CUOTA
135.000.000			
129.685.703,9	26.408.453,1	5.314.296,097	31.722.749,2
123.331.834,9	25.368.880,3	6.353.868,983	31.722.749,2
115.735.033,7	24.125.948	7.596.801,215	31.722.749,2
106.652.160,1	22.639.875,7	9.082.873,577	31.722.749,2
95.792.511,43	20.863.100,5	10.859.648,7	31.722.749,2
82.808.518,11	18.738.755,9	12.983.993,32	31.722.749,2
67.284.619,76	16.198.850,9	15.523.898,35	31.722.749,2
48.723.964,80	13.162.094,3	18.560.654,96	31.722.749,2
26.532.508,46	9.531.292,9	22.191.456,34	31.722.749,2
0,00	5.190.240,79	26.532.508,46	31.722.749,2

De la tabla 20 se puede ver que en el flujo de caja total el VPN del proyecto después de 10 años es \$ 8.349.818.861, con un tiempo de recuperación de inversión inicial de un año, y relacionando los beneficios/costos que es igual a la relación de los valores presentes de los ingresos/egresos, vemos que dicha relación siempre da mayor que la unidad, lo que nos dice de la gran rentabilidad del proceso de recuperación de aluminio en la empresa aguas de Cartagena S.A E.S.P.

Tabla 20. Flujo de caja total

Año	0	1	2	3	4	5
Ingresos		1.277.137.775,68	1.315.451.908,95	1.354.915.466,22	1.395.562.930,20	1.437.429.818,11
Egresos		68.637.052,26	70.876.163,82	73.188.748,74	75.577.231,70	78.044.117,87
Depreciación		5.135.081,77	5.135.081,77	5.135.081,77	5.135.081,77	5.135.081,77
Utilidad Bruta		1.203.365.641,65	1.239.440.663,35	1.276.591.635,71	1.314.850.616,73	1.354.250.618,47
Gastos operacionales		36.000.000	37.260.000	38.564.100	39.913.843,5	41.310.828,02
Utilidad Operacional		1.167.365.641,65	1.202.180.663,35	1.238.027.535,71	1.274.936.773,23	1.312.939.790,45
Gastos Financieros		31.722.749,24	31.722.749,24	31.722.749,24	31.722.749,24	31.722.749,24
Utilidad antes de impuestos		1.135.642.892,41	1.170.457.914,11	1.206.304.786,46	1.243.214.023,99	1.281.217.041,20
Impuestos		397.475.012,3	409.660.269,9	422.206.675,3	435.124.908,4	448.425.964,4
Utilidad después I		738.167.880,1	760.797.644,2	784.098.111,2	808.089.115,6	832.791.076,8
Inversiones	135.000.000					
FLUJOS ANUALES	-135.000.000	738.167.880,1	760.797.644,2	784.098.111,2	808.089.115,6	832.791.076,8
VPN		603.167.880,1	1.363.965.524	2.148.063.635	2.956.152.751	3.788.943.828
Años		6	7	8	9	10
Ingresos		1.480.552.712,65	1.524.969.294,03	1.570.718.372,85	1.617.839.924,04	1.666.375.121,76
Egresos		80.591.995,54	83.223.538,95	85.941.511,07	88.748.766,67	91.648.255,30
Depreciación		5.135.081,77	5.135.081,77	5.135.081,77	5.135.081,77	5.135.081,77
Utilidad Bruta		1.394.825.635,34	1.436.610.673,31	1.479.641.780,01	1.523.956.075,59	1.569.591.784,69
Gastos operacionales		42.756.707	44.253.191,75	45.802.053,46	47.405.125,33	49.064.304,72
Utilidad Operacional		1.352.068.928,33	1.392.357.481,57	1.433.839.726,55	1.476.550.950,26	1.520.527.479,97
Gastos Financieros		31.722.749,24	31.722.749,24	31.722.749,24	31.722.749,24	31.722.749,24
Utilidad antes de impuestos		1.320.346.179,09	1.360.634.732,32	1.402.116.977,30	1.444.828.201,02	1.488.804.730,73
Impuestos		462.121.162,7	476.222.156,3	490.740.942,1	505.689.870,4	521.081.655,8
Utilidad después I		858.225.016,4	884.412.576	911.376.035,2	939.138.330,7	967.723.075
Inversiones	135.000.000					
FLUJOS ANUALES	-135.000.000	858.225.016,4	884.412.576	911.376.035,2	939.138.330,7	967.723.075
VPN		4.647.168.844	5.531.581.420	6.442.957.455	7.382.095.786	8.349.818.861

7. CONCLUSIONES

Se usó un método a nivel de laboratorio para la recuperación de aluminio a partir de lodos de la planta de tratamiento de aguas de Cartagena. Esta experiencia mostró que las condiciones óptimas para la recuperación de aluminio al acidificar con H_2SO_4 son: pH de 1.5, con un tiempo de reacción (tiempo de mezcla) de 30 min y para épocas de lluvias se obtuvieron los mayores porcentajes de recuperación.

El valor mas alto de recuperación fue de 71.5% después de 30 min de reacción al completarse la disolución de aluminio con una concentración de 1038.3 mg/L. A partir de los resultados obtenidos es dado concluir que la eficiencia del proceso de recuperación de aluminio depende de las concentraciones de hidróxido insoluble presentes en el lodo. Así mismo, el pH hasta el cual se acidifica, resulta esencial en dicha eficiencia, en especial en cuanto a la riqueza en coagulante de la solución recuperada.

La reducción en el volumen de lodo está asociada directamente con el nivel de disolución de aluminio (disminución de pH) alcanzado y más próxima al punto de máxima recuperación (tiempo óptimo de mezcla), logrando porcentajes de reducción del orden del 44.5% (pH 2.5).

El análisis de varianza reportó diferencias significativas en concentración de aluminio recuperado en cuanto al pH de operación y tiempo de mezcla. Respecto a la variable de respuesta (contenido de aluminio en la solución sobrenadante), el tiempo de mezcla no produjo diferencias significativas, siendo el pH el factor controlante.

El análisis beneficio/costo muestra que con una inversión inicial de \$135.000.000, para la puesta en marcha del proceso de acidificación, sería recuperada en el primer año con una ganancia neta de \$ 8.349.818.861 a los 10 años, para una cantidad ahorrada de sulfato de aluminio de 7.87 ton/día que da un ingreso de \$3.387.604/día y a partir de una cantidad de lodo reducido de 3.84 m³/día con un ingreso de \$160.000/día (con TIR del 20% anual).

8. RECOMENDACIONES

Los análisis de caracterización de la muestra se deben realizar dentro de los siete (7) días después de la recolección, pues existen parámetros que varían con el tiempo (poco estables) pesar de los cuidados de preservación.

Efectuar replicas de los ensayos de tratabilidad, con el fin de precisar posibles errores en el montaje del procedimiento, humanos y/o experimentales.

Incluir en el diseño experimental otras variables, como origen del lodo o sólidos totales (ST), analizando su incidencia en el porcentaje de aluminio recuperado.

Realizar ensayos a nivel de laboratorios en los que se demuestre que la eficiencia del coagulante recuperado es similar a la de coagulante comercial para eliminar contaminantes, al igual que analizar la posible acumulación de metales traza en el sobrenadante a recircular y el numero de ciclos de recuperación que pueda alcanzar en planta para no afectar la calidad del agua tratada.

Considerar otras alternativas de tratamiento y disposición de lodos, incluso la posible utilización de los mismos para la fabricación de ladrillos u hormigón, dependiendo de las características del lodo tratado.

Diseñar mecánicamente los equipos, tuberías y accesorios para tener los precios exactos de los mismos al incluirlo en el análisis económico, como también costos de implementos del proceso, costos energéticos y gastos preoperativos. En todo caso, ensayos en planta real se hacen necesarios para determinar con mayor certeza la sostenibilidad de este tipo de proyectos.

9. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, (APHA-AWWA-WPCF), 19th edition, 1995.

BARRENECHEA A. *Capítulo 4: Coagulación*. En: Cánepa L, Maldonado Víctor. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente, OPS/CEPIS/PUB/04.10 2004.

BERÓN, C.F. *“Incidencia De Los Pretratamientos En Medios Porosos En El Tratamiento De Agua Químicamente Coagulada”*. Tesis de Maestría. Universidad del Valle. 1997.

CHEN, B., et al., *“Alum Recovery from Representative Water Treatment Plant Sludges”*, *Jour. AWWA.*, 1976, 68(4), 204-208p

CHI-WANG LI, et al. *“Acidification and alkalization of textile chemical sludge: volume/solid reduction, dewaterability, and Al (III) recovery”*. *Separation and Purification Technology* 42, 2005. 31–37. 2004.

CHU W. *“Dye removal from textile dye wastewater using recycled alum sludge”*. *Journal of Water Research*. Vol 35, No. 13. 3147- 3152. 2001.

CHU, W. *“Lead Metal Removal by Recycled Alum Sludge”*. *Water Research*. Vol. 33, No 13, pp. 3019-3025. 1999.

CORNWELL, D. A. & SUSAN, J. A. *“Characteristics of Acid-Treated Alum Sludge”*. *Journal American Water Works Association*. No. 10, pp. 604-608. 1979.

FRANCI, R., TEIXEIRA, J., DA SILVA, E.M. “Viabilidade Econômica da Regeneração do Sulfato de alumínio de Lodos de Estações de Tratamento de Águas”. 20º Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental. P 1298-1306 1999.

FULTON, G.P., “Alum Recovery for Filtration Plant Waste Treatment, *Water and Wastes Engineering*”, 1970, 7, 78p.

FULTON, G.P., Recover Alum to Reduce Waste - Disposal Costs, *Jour. AWWA*. 66(5), 312p. 1974.

GATES, C.D.; McDERMOTT, R.F., Characteristics and Conditioning of Water Treatment Plant Sludge, *Jour. AWWA*. 60(3), 331-344p. 1968.

GREGORY, J., DUAN, J. “Hydrolyzing metal salts as coagulants”. *Water Research*. Vol. 35, No. 3: 795-807. 2001.

ISAAC, P.C.G.; VAHIDI, I., “The Recovery of Alum Sludge, *Proc. Soc. Water Treatment Exam*”. 10, 91p. 1969.

LETTERMAN & DRISCOLL, 1982.

MATHIS, W.R., US Patent. 1,441,731. 1923.

PALIN, A.T., “The Treatment and Disposal of Alum Sludge, *Proc. Soc. Water Treatment Exam*”. 3,131p. 1954.

PERA J.I. Libre “Recuperación en una planta piloto del sulfato de aluminio de un fango aluminoso producido por una potabilizadora”, *Tecnología del Agua*, Año XI, No.79, pp. 17-26. 1991.

PETERS, Max s. and **TIMMERHAUS**, Klaus D. *Plant Design and Economics for Chemical Engineers*. 4^a Edition. Colorado: McGraw-Hill International editions. 1991. 925p. ISBN 0-07-049613-7.

ROLAN, A.T., et al., *Jour. AWWA*. 79(6), 76p. 1987.

ROBERTS, J.M.; **RODDY**, C.P., “*Recovery and Reuse of Alum Sludge at Tampa*”, *Jour. AWWA*. 52(7), 857p. 1960.

ROSERO, MILTON; “*Recuperación De Sulfato De Aluminio De Lodos Generados Durante El Proceso De Potabilización Del Agua*”. Tesis pregrado, Universidad Del Valle. Santiago de Cali 1998.

SANDOVAL, L. et al., “*Estudio Piloto Para Reducir El Volumen De Lodos De Plantas Potabilizadoras*”. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA). 1997

SANDOVAL, L., et al., “*Tratabilidad De Los Lodos Producidos En La Potabilización Del Agua*”. Seminario Regional Bienal sobre Potabilización Filtración. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA). Septiembre de 1998.

SAWYER, C.N. Y **McCARTY**, P.L., *Chemistry for Sanitary Engineers*, McGraw-Hill Book Co., Inc. New York, 1967. ISBN-10-0070549710.

VAHIDI, I.; **ISAAC**, P.C.G., *Recovery of Waterworks Sludge*, *Jour. Inst. Wtr. Engrs*, 14, 454p. 1960.

VILLEGAS, J.D; **CASTAÑO**, J.M; **PAREDES**, D; “*Recuperación De Sulfato De Aluminio A Partir De Lodos Generados En Plantas De Potabilización De Agua*”. *Scientia et Technica* Año XI No 28. p: 223-228. Octubre de 2005.

WESTERHOFF, G. P. *“Alum Recycling: An Idea Whose Time Has Come?”*, Water and Wastes Engineering. No. 12, pp. 28-31 y 48. 1973.

XU, G.R. Yan, Z.C. Wang, Y.C. Wang, N. *“Recycle of Alum recovered from water treatment sludge in chemically enhanced primary treatment”*. Journal of Hazardous Materials. Science Direct. 161, 663–669. 2008.

ANEXOS

ESTIMACIÓN DE PRECIOS DE EQUIPOS

- **Tanque Ácido Sulfúrico.**

Dimensionamiento del tanque

La mayor dosis de ácido sulfúrico usada para llevar al lodo a un pH de 1.5 (que resulto ser el pH donde hubo mayor recuperación) fue de 15 ml para un volumen de lodo de 1 Litro. Teniendo esto en cuenta, el volumen necesario para tratar 12 m³/día de lodo es de 0.18 m³.

Entonces el volumen del tanque es:

$$V_A = 0.18 \text{ m}^3$$

Si el volumen del tanque se calcula para almacenar la cantidad de acido sulfúrico que se necesita para un mes de tratamiento de lodos, el volumen del tanque nos queda:

$$V_T = 5.4 \text{ m}^3$$

Ahora se calcula las dimensiones del tanque:

$$V_T = \frac{\pi D^2}{4} h \rightarrow h = D$$

$$V_T = \frac{\pi D^3}{4}$$

$$5.4 \text{ m}^3 = \frac{\pi D^3}{4}$$

$$D = 1.9\text{m} = 6.23\text{ft}$$

$$h = 0.61\text{m} \times 1.5 = 2.85\text{m} = 9.348\text{ft}$$

Costo del tanque de H_2SO_4

- Teniendo las dimensiones del tanque, se puede calcular el **costo base (C_b)** del mismo, para esto se usa la figura 3.6 de Jiménez (2003).

$$D = 6.23 \text{ ft}; h = 9.35 \text{ ft}$$

El costo base del tanque es, $C_b = \$3500$ (Pesos mexicanos)

Usando la fórmula del mismo libro se halla el costo ajustado, C_{fob} :

Costo ajustado recipiente de proceso $\rightarrow C_{fob} = (C_b * F_m * F_p)$

Donde:

Material de recubrimiento	Fm revestido
Acero al carbón	1.00
Factor de presión (psi)	Fp
Hasta 50	1.00

$$C_{fob} = 3500 * 1 * 1 = \$3500$$

Ahora para recipientes de procesos el factor modulo desnudo es (tabla 3.2 de Jiménez, 2003).

Factor modulo desnudo = 4.34

- El costo de una unidad en base acero al carbón, presión moderada y en 1968 es:

$$C_{md} = C_b * 4.34$$

$$C_{md} = 3500 * 4.34 = \$15190$$

- se halla el costo de la unidad deseada que se obtiene sumando al C_{md} la diferencia entre C_{fob} y C_b ;

$$C_{mda} = 15190 + (3500 - 3500) = \$ 15190$$

Este valor representa el costo de la unidad deseada en 1968, año base de la información usada. Para estimar el costo de la unidad en el año 2011, usamos los índices de costo de *Chemical Engineering* (tabla 2.1 de Jiménez, 2003).

Para 1968: 113.7

Para 2011: 450

Por lo tanto:

$$\begin{aligned} C_{mda} &= 15190 * 450/113.7 \\ &= 60118.7335 \end{aligned}$$

Guthrie recomienda añadir contingencias de un 15%:

$$C_{modulo} = 1.15 * 60118.7335 = \$69136.5435$$

Costo de recipiente de proceso = **\$69136.5435** (Pesos mexicanos)

Costo del tanque de almacenamiento de H_2SO_4 = **\$10,576,360.47** (Pesos colombianos)

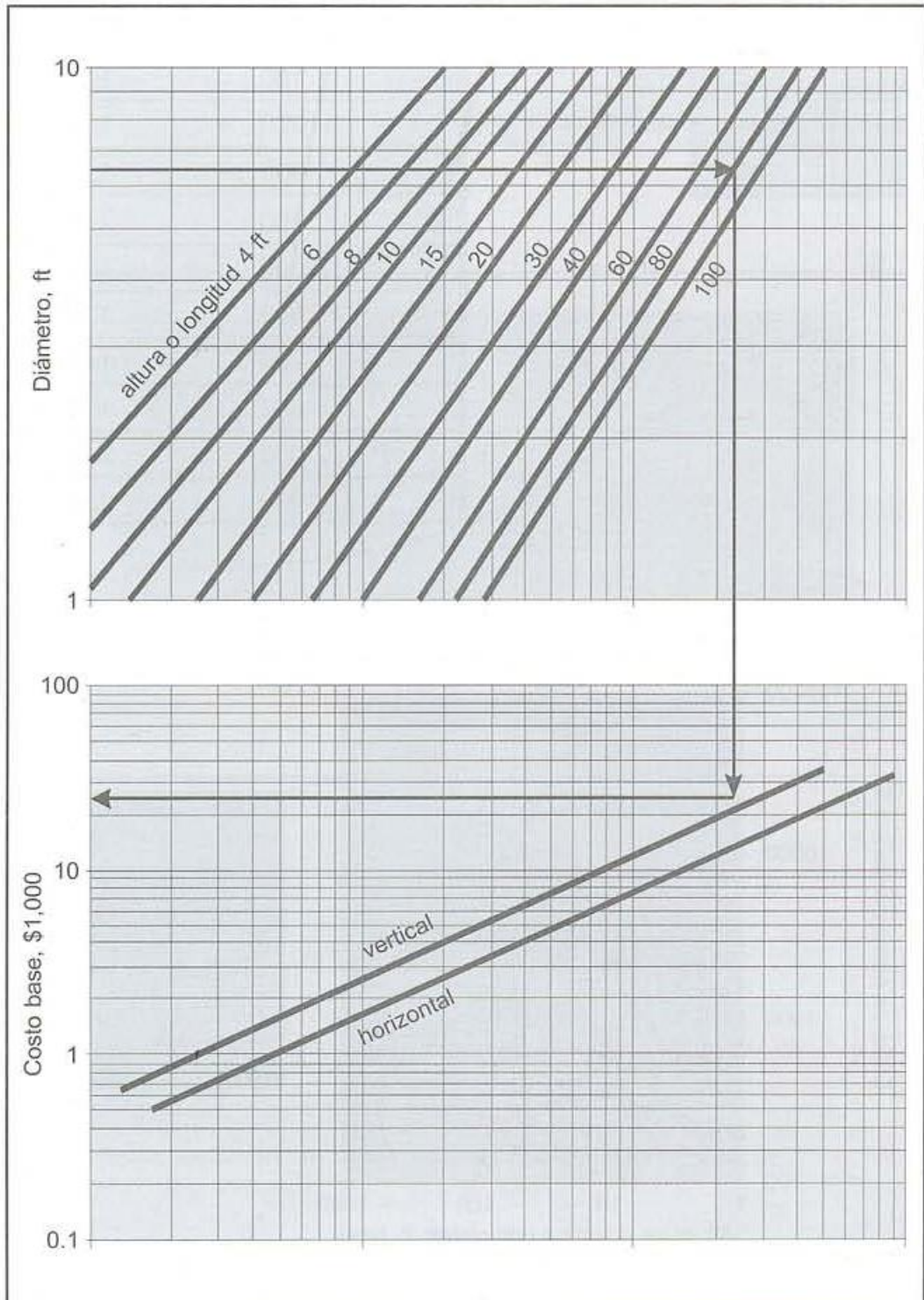


Figura 3.6. Costo base de recipientes de proceso. (Jiménez, 2003).

- **Tanque de Homogenización**

Se tratarán 12 m^3 de lodo por día, en ciclos de 30 minutos que resulto ser el mejor tiempo de mezcla (tiempo óptimo de mezcla), más 10 minutos de carga y descarga:

$$12 \text{ m}^3 \times \frac{1 \text{ dia}}{24 \text{ horas}} \times \frac{1 \text{ hora}}{60 \text{ min}} \times \frac{40 \text{ min}}{1 \text{ ciclo}} = 0.333 \text{ m}^3 \text{ lodo/ciclo}$$

Ahora como la cantidad de lodo que debe contener el tanque debe ser el 70% o las dos terceras partes del tanque hogenizador, el volumen del tanque es igual a:

$$0.333 \text{ m}^3 / \text{ciclo} \times 3 = 0.999 \text{ m}^3 \rightarrow \frac{0.999 \text{ m}^3}{2} = 0.499 \text{ m}^3$$

Equipo base:

Especificación:

1. Material: acero inoxidable
2. Capacidad: 50L-10000L;
3. Presión de diseño:-0.1-1Mpa;
4. temperatura de diseño:0- 350°C

Usando la formula:

$$C_E = C_B \left(\frac{Q_E}{Q_B} \right)^M$$

Donde:

C_E : costo del equipo en cuestión con capacidad Q_E

C_B : costo base conocido del equipo similar de capacidad Q_B

M : constante dependiendo del tipo de equipo.

En este caso el exponente M es igual a 0.49, exponente para mezcladores (Peters & Timmerhaus, 1991):

$$\text{Costo} = US \$2000 \left(\frac{0.499 \text{ m}^3}{0.05 \text{ m}^3} \right)^{0.49} = US \$6174.53$$

Costo del tanque en pesos colombiano actuales:

\$11,392,123.23

- **Reactor De Agitación:**

Tratando 12 m³ de lodo por día, la cantidad de lodo por ciclo que entra al reactor es 0.499 m³ (cantidad de lodo que sale del homogenizador por ciclo):

1. Material: acero inoxidable.
2. Capacidad: 50L-10000L;
3. Presión de diseño:-0.1-1Mpa;
4. temperatura de diseño:0- 350°C

En este caso el exponente M es igual a 0.56, exponente para reactor agitado de acero inoxidable 316L (Peters & Timmerhaus, 1991):

$$\text{Costo} = US \$2500 \left(\frac{0.499 \text{ m}^3}{0.05 \text{ m}^3} \right)^{0.56} = US \$9066.8$$

Costo del tanque en pesos colombiano:

\$17,171,933.1

- **Separador De Fases:**

Entran 0.499 m³ (cantidad de lodo acidificado que sale del reactor por ciclo): En este caso el exponente M es igual a 0.49, exponente para un separador de fases de acero inoxidable 316L (Peters & Timmerhaus, 1991):

$$\text{Costo} = \$2,501,944.25 \left(\frac{0.499 \text{ m}^3}{0.32 \text{ m}^3} \right)^{0.6} = \$3,266,239.3$$

El costo del equipo de referencia ya está en pesos colombianos vigente.

- **Bombas**

Para la selección de bombas es importante tener en cuenta aspectos como las características del líquido, la cabeza de presión deseada y la capacidad de la bomba. Las bombas pueden clasificarse en dos tipos generales de bombas: bombas dinámicas como las centrífugas, y bombas de desplazamiento positivo, como las reciprocantes y las de diafragmas.

Las bombas centrífugas son ampliamente usadas en las industrias de procesos por su aplicabilidad a prácticamente cualquier servicio, tienen desventaja en el manejo de líquido viscosos. Las bombas de desplazamiento positivo son particularmente útiles para el bombeo de líquidos de alta viscosidad.

Para el transporte de agua, lodos y demás fluidos usados en este proceso se tendrán en cuenta los dos tipos de bombas mencionados anteriormente:

Bombas	
Centrifugas	De desplazamiento positivo
Agua del lavado de filtros	Lodos de los sedimentadores
Solución de aluminio recuperado	Suministro al tanque homogenizador
	Suministro al tanque agitador
	Lodo residual

Para todas las bombas se maneja el mismo flujo $0.0083 \text{ m}^3/\text{min}$ o 2.19 gpm , basado en el flujo de lodo para el tanque homogenizador.

Bombas centrifugas:

Equipo base:

Especificaciones

20 HP

3450 RPM

230/460 voltios

3 fases

60 Hz

Output: 301 GPM @ 129 FT TH

Fuente: http://cgi.ebay.com/Stainless-Steel-R-S-Corcoran-Centrifugal-Pump-20-HP-/150558795926?pt=BL_Pumps&hash=item230e00e896#ht_3213wt_932

El costo de estas bombas se estima usando la formula:

$$C_E = C_B \left(\frac{Q_E}{Q_B} \right)^M$$

Donde:

C_E : costo del equipo en cuestión con capacidad Q_E

C_B : costo base conocido del equipo similar de capacidad Q_B

M : constante dependiendo del tipo de equipo.

En este caso el exponente M es igual 0.33, exponente para bombas centrifugas de acero inoxidable 316L (Peters & Timmerhaus, 1991):

$$C_E = US \$3,250.00 \left(\frac{2.19 \text{ gpm}}{301 \text{ gpm}} \right)^{0,33} = US\$640,18$$

Costos de la bomba en pesos colombianos actuales:

\$1,221,720.016

Bombas de desplazamiento positivo:

Equipo base:

Especificaciones:

Nombre: LQ3G bomba de desplazamiento positivo

Acero inoxidable 361L
Flujo: 36 GPM (8.2 m³/h)
RPM: hasta 600
Energía: 2.2 kW
Viscosidad hasta 1000000cp
Presión máxima: 250 psi

Fuente: http://cgi.ebay.com/Waukesha-030U2AP-030-Positive-Displacement-Pump-PD-REM-/350384054230?pt=BI_Pumps&hash=item5194845fd6#ht_868wt_1321

En este caso el exponente M es un valor por defecto (0.6), para bombas de desplazamiento positivo no hay un valor específico (Peters & Timmerhaus, 1991):

$$Costo = US \$4650 \left(\frac{0,0083 \text{ m}^3/\text{min}}{0,1366 \text{ m}^3/\text{min}} \right)^{0,6} = US\$ 866,22$$

Costo de la bomba en pesos colombiano actual:

\$1.625.180,40

- **Válvulas**

Tipo globo: de acero inoxidable.

Especificaciones:

Prensa Max: 275 Psig

Temperatura Máxima: 350

Dimensiones:

ID: 4 "

R: 11.5 "(Mide Aprox)

B: 18.5 "(Mide Aprox)

C: 10 "(Mide Aprox)

Fuente: http://cgi.ebay.com/CF-4-No-150-FLANGE-GLOBE-VALVE-STAINLESS-STEEL-/110397990466?pt=Pneumatic_Hydraulic_Valves_Parts&hash=item19b43ba642#ht_2578wt_820

Precio: **US \$1,011.99**

Precio en pesos colombiano actuales: **\$1,931,278.629**