

# UNIVERSIDAD DE CUENCA



**FACULTAD DE CIENCIAS QUIMICAS**

**ESCUELA DE INGENIERIA AMBIENTAL**

**“RECUPERACIÓN DE SULFATO DE ALUMINIO DE LOS LODOS  
RESIDUALES DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUA  
POTABLE DE BAÑOS SECTOR COCHAPAMBA, CUENCA”**

**TRABAJO DE TITULACIÓN  
PREVIO A LA OBTENCIÓN DEL  
TÍTULO DE INGENIERA  
AMBIENTAL**

**AUTORA:**

**JESSICA GABRIELA JÁCOME BARROS**

**C.I: 0105382097**

**DIRECTORA:**

**INGENIERA ALEXANDRA ELIZABETH GUANUCHI QUITO**

**C.I: 0104604665**

**CUENCA – ECUADOR**

**2017**



## Resumen

En la actualidad la ciudad de Cuenca cuenta con Plantas Procesadoras de Agua Potable en la mayoría de sus parroquias rurales, lo que genera además de un servicio básico grandes descargas de lodos residuales. La finalidad de este proyecto es estudiar la posibilidad de recuperar sulfato de aluminio mediante acidificación con ácido sulfúrico, a partir de lodos residuales recolectados de los sedimentadores de la Planta de Tratamiento Agua Potable de Baños ubicada en la Provincia del Azuay Cantón Cuenca.

Para la recuperación de sulfato de aluminio, se efectuaron análisis fisicoquímicos de los lodos para determinar las condiciones iniciales de los mismos, entre los análisis tenemos contenido de aluminio, hierro, fosfatos, sulfatos. Conjuntamente se realizaron análisis microbiológicos para determinar coliformes totales y fecales.

Posteriormente se realizarán ensayos de tratabilidad con ácido sulfúrico en un equipo de Jar Test, en donde se varió el pH a 1.5, 2.5, y 3.5 unidades y tiempo de mezcla de 5, 30 y 90 minutos a velocidad constante de 100 rpm. Los valores óptimos de recuperación son 1.5 unidades y 30 minutos de mezcla, recuperando un 86% de aluminio y reduciendo un 46% el volumen de lodos.

El análisis económico dio como resultado una inversión total de 28,166.40 dólares. Además, se estima una inversión anual extra de 8,640.00 dólares para la compra de ácido sulfúrico por lo que en términos económicos no es factible la implementación del proyecto, sin embargo, en términos ambientales se disminuiría el volumen de lodos descargados, además de su concentración de aluminio.

**Palabras clave:** Potabilización de agua, lodo residual, recirculación de coagulante, sulfato de aluminio.



## Abstract

At present, the city of Cuenca has Process Plants of Drinking Water in most of its rural parishes, which generates in addition to a basic service large discharge of residual sludge. The purpose of this project is to study the possibility of recovering aluminum sulfate by acidification with sulfuric acid, from waste sludge collected from the settlers of the Potable Water Treatment Plant located in the Province of Azuay Canton Cuenca.

For the recovery of aluminum sulphate, physicochemical analyzes of the sludge were carried out to determine the initial conditions of the same, between the analyzes we have aluminum, iron, phosphates, sulfates. Microbiological analyzes were performed to determine total and fecal coliforms.

Subsequently, treatability tests with sulfuric acid were carried out in a Jar Test equipment, where the pH was varied to 1.5, 2.5, and 3.5 units and mixing time of 5, 30 and 90 minutes at a constant speed of 100 rpm. The optimum recovery values are 1.5 units and 30 minutes of mixing, recovering 86% of aluminum and reducing the volume of sludge by 46%.

The economic analysis resulted in a total investment of \$ 28,166.40. In addition, it is estimated an extra annual investment of 8,640.00 dollars for the purchase of sulfuric acid so that in economic terms it is not feasible the implementation of the project, however, in environmental terms the volume of sludge discharged, in addition to its concentration of aluminum.

**Key words:** Water purification, residual sludge, coagulant recirculation, aluminum sulfate.



## TABLA DE CONTENIDO

Resumen.....	2
Abstract.....	3
1. Capítulo I.....	11
Generalidades.....	11
1.1. Planteamiento del problema y Justificación .....	11
1.2. Introducción .....	12
1.3. Objetivos .....	13
1.3.1. General: .....	13
1.3.2. Específicos: .....	13
2. Capitulo II.....	14
Fundamento Teórico.....	14
2.1. Tipos de plantas de tratamiento de agua .....	14
2.1.1. Filtración rápida .....	14
2.1.1.1. Clasificación de las plantas de filtración rápida.....	14
2.1.1.1.1. Sistema de tecnología convencional clásica.....	14
2.1.1.1.2. Sistemas de tecnología modular.....	14
2.1.2. Filtración lenta.....	15
2.2. Origen y generación de lodos.....	15
2.2.1. Coagulación .....	16
2.2.1.1. Carga eléctrica y doble capa .....	18
2.2.1.2. Mecanismo de la Coagulación .....	20
2.2.1.2.1 Compresión de la doble capa.....	20
2.2.1.2.2 Adsorción y neutralización de cargas. ....	21
2.2.1.2.3 Atrapamiento de partículas en un precipitado. ....	21
2.2.1.2.4 Adsorción y puente. ....	22
2.2.1.3. Coagulantes utilizados. ....	22
2.2.1.4. Factores que influyen en la coagulación. ....	23
2.2.1.4.1. Influencia del pH.....	23
2.2.1.4.2. Influencia de la turbiedad.....	24
2.2.1.4.3. Influencia de las sales disueltas. ....	24
2.2.1.4.4. Influencia de la temperatura del agua.....	24
2.2.1.4.5. Influencia de la dosis de coagulante. ....	24
2.2.1.4.6. Influencia de las condiciones de mezcla. ....	25



2.2.1.4.7.	Influencia del sistema de aplicación del coagulante.....	25
2.2.1.5.	Tipos de Coagulación.....	26
2.2.1.5.1.	Coagulación por Adsorción.....	26
2.2.1.5.2.	Coagulación por Barrido.....	27
2.2.2.	Floculación .....	28
2.2.2.1.	Tipos de Floculación .....	28
2.2.2.1.1.	Floculación Pericínética.....	28
2.2.2.1.2.	Floculación Ortocinética .....	29
2.2.2.2.	Floculantes .....	29
2.2.2.2.1.	Floculantes Minerales.....	29
2.2.2.2.2.	Floculantes Orgánicos Naturales.....	29
2.2.2.2.3.	Floculantes Orgánicos de Síntesis .....	29
2.3.	Características de los lodos.....	30
2.4.	Acondicionamiento de los lodos.....	30
2.5.	Reducción del volumen de los lodos.....	31
2.5.1.	Recuperación de aluminio.....	31
2.5.2.	Uso del aluminio recuperado como coagulante .....	32
3.	Capítulo III.....	33
	Metodología.....	33
3.1.	Procedimiento experimental .....	33
3.1.1.	Características físico-químicas de los lodos.....	33
3.1.2.	Ensayos de tratabilidad .....	34
3.1.2.1.	pH.....	35
3.1.2.2.	Tiempo de mezcla .....	36
3.1.3.	Coagulante recuperado .....	37
3.1.3.1.	Caracterización del coagulante recuperado.....	37
3.1.3.2.	Pruebas con coagulante recuperado .....	37
3.1.4.	Análisis del sedimentable.....	38
3.2.	Evaluación económica del uso del coagulante recuperado .....	38
4.	Capítulo IV .....	39
	Análisis de Resultados .....	39
4.1.	Análisis de la caracterización fisicoquímica de los lodos.....	39
4.2.	Ensayos de tratabilidad .....	42
4.2.1.	pH.....	43
4.2.2.	Tiempo de mezcla .....	44
4.2.3.	Reducción del volumen del lodo .....	45



4.2.4.	Caracterización del coagulante recuperado.....	47
4.2.5.	Pruebas con el coagulante recuperado .....	48
4.2.6.	Análisis del sedimentable.....	50
4.3.	Evaluación económica de la utilización del coagulante recuperado .....	50
	Conclusiones y Recomendaciones .....	52
	Referencias .....	55
	ANEXOS.....	57
	ANEXO 1: PRUEBAS PARA DETERMINAR EL PH Y EL TIEMPO ÓPTIMO DE RECUPERACIÓN DE ALUMINIO / CARACTERIZACIÓN DE COAGULANTE RECUPERADO. ....	57
	ANEXO 2: REDUCCIÓN DE VOLUMEN DE LODO PARA CADA PRUEBA.....	59
	ANEXO 3: LIMITES MAXIMOS PERMISIBLES PARA DESCARGA DE EFLUENTES A UN CUERPO DE AGUA DULCE. ....	60
	ANEXO 4: CALCULO DE ADICIÓN DE COAGULANTE PARA CADA JARRA. ....	60
	ANEXO 5: EVALUACIÓN ECONÓMICA.....	61
	ANEXO 6: FOTOGRAFÍAS. ....	63

## ÍNDICE DE FIGURAS

Fig. 1:	Coagulación .....	17
Fig. 2:	Doble capa de una partícula coloidal .....	18
Fig. 3:	Modelo de la doble capa difusa de Stern-Gouy .....	19
Fig. 4:	Fuerzas de Atracción y Repulsión .....	20
Fig. 5:	Atrapamiento de las partículas en un floc. ....	21
Fig. 6:	Efecto de Puente de las Partículas en Suspensión.....	22
Fig. 7:	Condiciones de mezcla. (a) Inadecuado (b) Adecuado.....	26
Fig. 8:	Coagulación por Adsorción.....	27
Fig. 9:	Coagulación por Barrido.....	27
Fig. 10:	Floculación .....	28
Fig. 11:	Colorímetro.....	34
Fig. 12:	Equipo de Jarras .....	35
Fig. 13:	Variación del pH por número de muestra. ....	41
Fig. 14:	Variación de la alcalinidad por número de muestra. ....	41
Fig. 15:	Variación del hierro por número de muestra. ....	42
Fig. 16:	Variación del aluminio por número de muestra. ....	42
Fig. 17:	Concentraciones de aluminio a diferentes pH y tiempo de mezcla. ....	44



Fig. 18: Porcentajes de recuperación de aluminio a diferentes pH y tiempo de mezcla. ....45

Fig. 19: Porcentajes de reducción de volumen de lodo a diferentes pH y tiempo de mezcla.....47

Fig. 20: Valores de Color registrados para cada jarra.....49

Fig. 21: Valores de Turbidez registrados para cada jarra. ....49

Fig. 22: Valores de pH registrados para cada jarra.....49

Fig. 23: Inversión total. ....52

### ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1: Dosis de coagulante con respecto al pH.....25

Tabla 2: Alternativa de tratamiento y disposición de los lodos de plantas.....31

Tabla 3: Dosis de ácido sulfúrico por volumen de muestra.....36

Tabla 4: Variación de tiempo de mezcla y pH en pruebas de jarras. ....36

Tabla 5: Caracterización fisicoquímica de los lodos residuales de la PTAP de Baños.40

Tabla 6: Concentraciones de aluminio a diferentes pH y tiempo de mezcla. ....43

Tabla 7: Porcentajes de recuperación de aluminio a diferentes pH y tiempo de mezcla. ....45

Tabla 8: Porcentajes de reducción de volumen de lodo a diferentes pH y tiempo de mezcla.....46

Tabla 9: Caracterización fisicoquímica del coagulante recuperado. ....47

Tabla 10: Condiciones iniciales del agua cruda.....48

Tabla 11: Resultados pruebas de Jar Test. ....48

Tabla 12: Análisis de sedimentable.....50

Tabla 13: Costo inicial de equipos.....50

Tabla 14: Costo total de equipos.....51

Tabla 15: Gasto anual por recuperación de coagulante. ....51



Universidad de Cuenca



Universidad de Cuenca  
Cláusula de Licencia y Autorización para Publicación en el Repositorio Institucional

---

JESSICA GABRIELA JÁCOME BARROS, en calidad de autor y titular de los derechos morales y patrimoniales del trabajo de titulación "RECUPERACIÓN DE SULFATO DE ALUMINIO DE LOS LODOS RESIDUALES DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUA POTABLE DE BAÑOS SECTOR COCHAPAMBA, CUENCA", de conformidad con el Art. 114 del CÓDIGO ORGÁNICO DE LA ECONOMÍA SOCIAL DE LOS CONOCIMIENTOS, CREATIVIDAD E INNOVACIÓN reconozco a favor de la Universidad de Cuenca una licencia gratuita, intransferible y no exclusiva para el uso no comercial de la obra, con fines estrictamente académicos.

Asimismo, autorizo a la Universidad de Cuenca para que realice la publicación de este trabajo de titulación en el Repositorio Institucional, de conformidad a lo dispuesto en el Art. 144 de la Ley Orgánica de Educación Superior.

Cuenca, Noviembre de 2017

JESSICA GABRIELA JÁCOME BARROS

C.I.: 0105382097





Universidad de Cuenca



Universidad de Cuenca  
Cláusula de Propiedad Intelectual

---

JESSICA GABRIELA JÁCOME BARROS, autor del Trabajo de Titulación “RECUPERACIÓN DE SULFATO DE ALUMINIO DE LOS LODOS RESIDUALES DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUA POTABLE DE BAÑOS SECTOR COCHAPAMBA, CUENCA”, certifico que todas las ideas, opiniones y contenidos expuestos en la presente investigación son de exclusiva responsabilidad de su autor.

Cuenca, Noviembre de 2017

JESSICA GABRIELA JÁCOME BARROS

C.I: 0105382097



## Agradecimiento

*A mi familia en especial a mis padres, Hernan y Mónica, por su apoyo incondicional a lo largo de mi vida Universitaria, por ser un ejemplo de vida, dedicación y responsabilidad.*

*A mi directora, Ing. Alexandra Guanuchi por su valiosa guía durante el desarrollo de este trabajo.*

*A la Junta Administradora de Agua Potable de Baños, en especial al Dr. Segundo Chica, Ing. Hernan Vera y al Ing. Arturo Barros, por facilitarme los equipos y datos necesarios para el desarrollo de este trabajo y por todos sus valiosos consejos.*

*A mis amigos, por hacer que estos años en la Universidad hayan sido los mejores, por todos los momentos y experiencias compartidas.*



# 1. Capítulo I

## Generalidades

### 1.1. Planteamiento del problema y Justificación

La contaminación a nivel general ha desencadenado una crisis ambiental que se ha estudiado en varios países del mundo debido a sus consecuencias desastrosas, esta se produce principalmente por la mala disposición de los residuos derivados de la satisfacción de nuestras necesidades básicas. Hoy en día es de gran importancia ir en la búsqueda de alternativas amigables con el ambiente, una de ellas es el tratamiento de lodos residuales provenientes de las Plantas de Tratamiento de Agua Potable (PTAP).

En la ciudad de Cuenca existen varias Plantas de Tratamiento de Agua Potable las cuales generan grandes cantidades de lodos residuales, se han tomado medidas con respecto al tratamiento de los mismos, como la deshidratación, este proceso reduce la humedad de los lodos para poder tratarlos como residuos sólidos y enviarlos al relleno sanitario. ("SISTEMAS DE AGUA POTABLE Y AGUAS RESIDUALES," 1999). Otra opción para tratar los lodos residuales, es la recuperación de aluminio por acidificación con ácido sulfúrico, el cual ha sido el más aceptado en las plantas potabilizadoras de agua que usen como coagulante sulfato de aluminio (Orlando, 2009).

Actualmente los lodos residuales de PTAP de Baños no son aprovechados, sino más bien se desechan directamente a la Quebrada de Chilchil sin ningún tipo de tratamiento previo. Esto genera una doble problemática, por una parte, el vertido de los lodos en sitios inadecuados genera problemas de contaminación ambiental, y por otra parte no se está considerando la posibilidad de reducir costos al recircular el sulfato de aluminio como coagulante, ni se ha considerado que los lodos libres de aluminio pueden ser beneficiosos para el suelo por su alta cantidad de nutrientes y materia orgánica.

El objetivo de este proyecto que es la recuperación de sulfato de aluminio de los lodos residuales de la planta de tratamiento de agua potable sector Cochapamba, por acidificación y realizar el análisis económico de su posible implementación. Los pasos para lograr este fin fueron los siguientes:



- Se analizaron las características fisicoquímicas de los lodos residuales provenientes de los sedimentadores de la PTAP (Planta de Tratamiento de Agua Potable) de Baños.
- A escala de laboratorio se analizó la posibilidad de recuperación de sulfato de aluminio por acidificación con ácido sulfúrico de los lodos residuales usando el equipo de Jar Test, así como también las ventajas de la reducción de volumen de lodos.
- Finalmente se realizó un análisis económico para determinar los costos de la implementación del proyecto.

Al tratar lodos residuales se ayudará al mejoramiento del ambiente evitando desechar químicos como aluminio directamente al suelo.

## 1.2. Introducción

La Planta de Tratamiento de Agua Potable de Baños tiene su captación del Rio Minas y abastece de agua potable a los sectores de Baños Centro, Arenal, Narancay Alto y Bajo, La Calera, Santa María, Ciudadela Turística, Huzhil, Misicata, Arenal Alto, Unión Alta y Unión Baja, con una capacidad de potabilización de 60l/s. El tratamiento que se le da al agua cruda en esta planta de tipo convencional es el siguiente: coagulación, floculación, sedimentación, filtración y cloración; obteniendo como residuo de dicho proceso lodos aluminosos derivados de la utilización de sulfato de aluminio como coagulante.

En el presente estudio se realizó la recuperación del sulfato de aluminio (coagulante) de los lodos residuales del proceso de potabilización por el método de acidificación, el cual consiste en tratar los lodos con una solución de ácido sulfúrico. Actualmente el volumen de lodos que genera la planta es alrededor de 5 m<sup>3</sup> semanales, los cuales son desechados sin tratamiento previo. La recuperación de aluminio de los lodos residuales es posible en más de un 50% si se lleva el pH a valores cercanos a la unidad, en donde el coagulante recuperado se separa y es llevado a la mezcla rápida (coagulación), en cambio el lodo residual es desechado luego de controlar el pH (Rosero & Barba, 2014)

El tratamiento de lodos por acidificación es uno de los tratamientos más comunes hoy en día. La recuperación de aluminio depende básicamente del pH al adicionar ácido sulfúrico a los lodos residuales, la velocidad y tiempo de mezcla.



Según Gutiérrez (2014) la mayor cantidad de aluminio se logró a valores de pH de 1.5, sin encontrar diferencias relevantes entre los tiempos de mezcla de 5 y 30 minutos. Aunque se obtuvieron altos porcentajes de recuperación de aluminio, lo descarto debido a que requiere altas cantidades de ácido sulfúrico.

Rosero (2014) en cambio logro con un pH de 3 obtener una recuperación de sulfato de aluminio de un 60%, y a pH de 1.5 recupero un 71%, por razones técnicas y económicas se consideró más adecuada la primera opción.

En el 2005 Villegas determino que el porcentaje más alto de recuperación en época de invierno fue de 71.5% con un pH de 1.5 y en verano 60.5% a los mismos valores de pH, con tiempos de mezcla de 30 min a 100rpm.

Los estudios realizados demuestran que la recuperación de más del 50% es posible, sin embargo, los costos de ácido sulfúrico pueden ser perjudiciales para la técnica, ya que por estequiometria es necesario 1.5 moles de ácido sulfúrico por 1 mol de hidróxido de aluminio o 1.11 Kg de ácido por kilogramo de hidróxido.(Rosero & Barba, 2014)

El proceso de potabilización de agua usa grandes cantidades de químicos para llegar a su objetivo final que es la purificación de agua. En la Planta de Tratamiento de Agua Potable de Baños, la recuperación de sulfato de aluminio y su reutilización es posible por el método de acidificación con ácido sulfúrico, desde el punto de vista técnico.

### **1.3. Objetivos**

#### **1.3.1. General:**

Recupera por medio de acidificación con ácido sulfúrico el sulfato de aluminio de los lodos residuales provenientes de la Planta de Tratamiento de Agua Potable de Baños sector Cochapamba, para su posible reutilización.

#### **1.3.2. Específicos:**

- Analizar las características físico químicas que presentan los lodos residuales provenientes de la Planta de Tratamiento de Agua Potable de Baños.
- Realizar ensayos experimentales a escala de laboratorio, para determinar el porcentaje de recuperación de sulfato de aluminio.
- Realizar un análisis económico de la implementación del proyecto.



## 2. Capítulo II

### Fundamento Teórico

#### 2.1. Tipos de plantas de tratamiento de agua

Las plantas de tratamiento de agua potable se pueden clasificar inicialmente en plantas de filtración rápida y filtración lenta.

##### 2.1.1. Filtración rápida

Las plantas de filtración rápida toman su nombre debido a que los filtros operan a una velocidad entre 80 y 300 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>. d, dado las altas velocidades los filtros se colman en el transcurso aproximado de 40 horas dependiendo de las condiciones del agua sedimentada, motivo por el cual se le instala un retrolavado. El tiempo del retrolavado es de 5 a 15 minutos (Vargas, 2004).

En el caso particular de la PTAP de Baños los filtros tienen una capacidad de 15 litros y una carrera de filtración de 12 horas, cuentan con un falso fondo para su respectivo retrolavado.

##### 2.1.1.1. Clasificación de las plantas de filtración rápida

Por el tipo de tecnología utilizada se pueden clasificar en:

- Sistemas de tecnología convencional clásica
- Sistemas convencionales de alta tasa
- Sistemas de tecnología patentada

##### 2.1.1.1.1. Sistema de tecnología convencional clásica

Es un sistema de tratamiento que incluye procesos de coagulación, floculación, sedimentación, filtración y desinfección. La característica de este tipo de planta es el gran espacio que ocupa en especial los sedimentadores rectangulares («AGUASISTEC», 2017).

##### 2.1.1.1.2. Sistemas de tecnología modular

Las plantas de tratamiento con este tipo de tecnología utilizan poco espacio y el tratamiento de agua se da en varias etapas. Este tipo de tecnología es adecuada para aguas de pozo profundo con alto contenido de color, hierro y manganeso.

Las etapas del proceso de potabilización del agua son:



- Pre tratamiento: Torre de aireación natural o forzada, peroxidación y/o de-alcalinización.
- Coagulación.
- Mezcla rápida.
- Clarificación por adsorción-neutralización ascendente en lechos porosos granulares.
- Filtración descendente en lechos profundos.
- Desinfección con cloro, UV u ozono («AGUASISTEC», 2017).

### **2.1.2. Filtración lenta**

Los filtros lentos operan con unas velocidades de 0,10 y 0,30 m/h, la filtración lenta simula lo que normalmente ocurre en la naturaleza como es la percolación de agua lluvia a través de la corteza de la tierra (Vargas, 2004).

## **2.2. Origen y generación de lodos**

La Planta de Tratamiento de Agua Potable de Baños es una planta de filtración rápida de tipo convencional clásica. Durante el proceso de tratamiento de agua potable se obtienen lodos como residuos provenientes de la remoción de sólidos del agua cruda, el volumen de lodos de la planta en mención es alrededor de 5 m<sup>3</sup> semanales.

El proceso de formación de lodos es el siguiente:

La captación ubicada a 4 kilómetros de la Planta se encuentra a una altura de 2869m.s.n.m, consta de una estructura hidráulica de forma lateral y una represa para el almacenaje de agua, posteriormente se encuentra un desarenador hidráulico y un rompe presión. La entrada del agua cruda a la Planta está dada por un cajón aforador con un vertedero vertical el cual indica el caudal de ingreso.

Posterior al ingreso el primer paso es la mezcla rápida o coagulación en donde se le añaden agentes coagulantes en este caso el sulfato de aluminio, luego de la mezcla rápida en el proceso de floculación se logran formar aglomeraciones de sólidos suspendidos llamados “floc” que liberan al agua de color y turbiedad. Inmediatamente el agua floculada ingresa a los sedimentadores en el cual, los flóculos precipitan en el fondo de las piscinas de sedimentación debido a su peso y a la estructura de los sedimentadores.

Una vez clarificada, el agua ingresa a los filtros que están formados por una capa de grava y una de arena como material filtrante en donde se remueven todas las impurezas que pasaron la etapa de sedimentación.



Finalmente, al agua se le añade cloro en forma de gas para eliminar todos los microorganismos en el agua tratada, el cloro se mantiene en el agua como cloro residual impidiendo el crecimiento de microorganismos en el tanque de almacenamiento y las tuberías de distribución ya que oxida la posible materia orgánica presente.

Con la adición del cloro gas el proceso de tratamiento de agua se da por terminado, el agua tratada pasa a un tanque de almacenamiento para su posterior distribución. La Planta de Tratamiento de Agua Potable de Baños abastece del servicio a la Parroquia Baños asegurando el mantenimiento de la buena calidad de agua en todo su trayecto.

La Planta en mención no cuenta con un sistema de tratamiento de lodos residuales, los lodos son descargados semanalmente directo a la Quebrada de Chilchil.

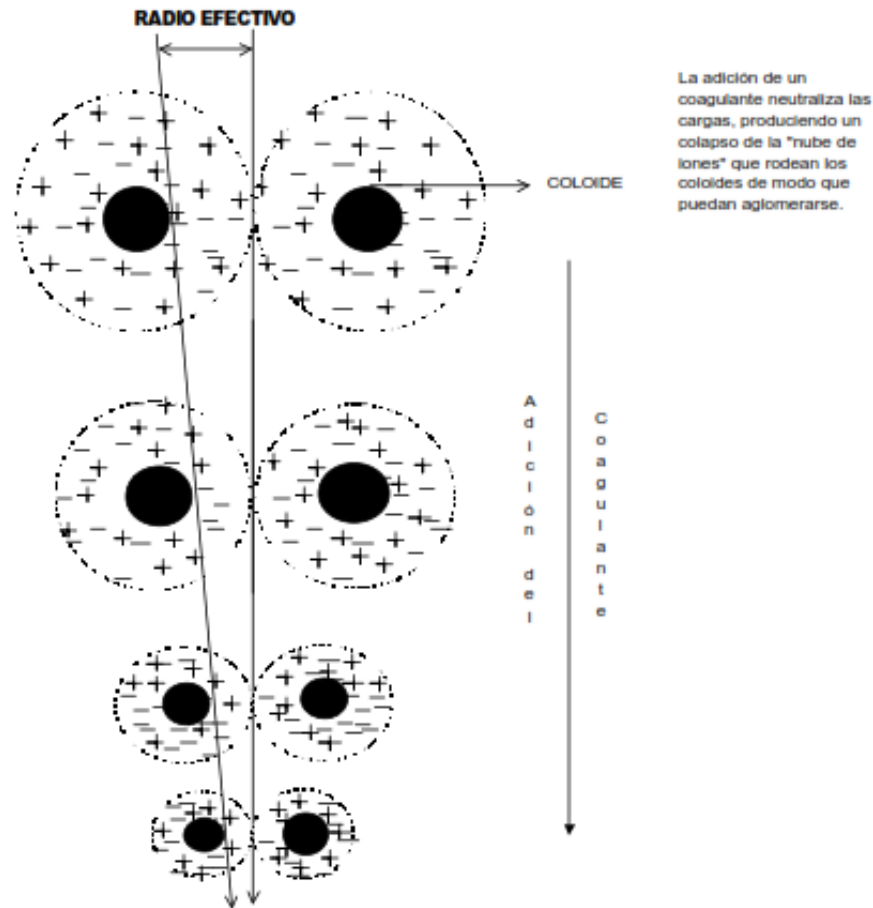
### **2.2.1. Coagulación**

El proceso de coagulación tiene como finalidad desestabilizar las partículas coloidales para favorecer su aglomeración y para que puedan ser removidas posteriormente por sedimentación, esto se logra con la adición de sustancias químicas al agua.

La coagulación es un proceso que desestabiliza químicamente las partículas coloidales producidas, al neutralizar las fuerzas que las mantienen separadas, por medio de la adición de coagulante y una mezcla óptima (Cárdenas, 2000).

Para que los coloides se aglomeren y formen flóculos es necesario anular las cargas eléctricas de su superficie, en la figura 1 se muestra cómo se realiza dicha anulación (Tenesaca, 2017).





**Fig. 1: Coagulación**  
**Fuente: SEDAPAL**

Los principales coagulantes utilizados para la desestabilización de las partículas son de sales de aluminio o hierro, que al reaccionar con la alcalinidad del agua forman hidróxidos de aluminio o de hierro los cuales son insolubles y fáciles de precipitar. El más usado en el mercado sin duda es el sulfato de aluminio, su fórmula es  $Al_2(SO_4)_3 \cdot 14H_2O$ , y su masa molecular es 600. El sulfato de aluminio al ser agregado al agua se disocia en  $Al^{+++}$  y  $SO_4^-$ . El  $Al^{+++}$  puede combinarse fácilmente con  $OH^-$  para formar hidróxido de aluminio (Cárdenas, 2000).

Para lograr un mayor contacto con las partículas es importante que el sulfato de aluminio se distribuya uniformemente y de manera rápida en la masa de agua por esta razón el proceso de coagulación se le conoce también como mezcla rápida.

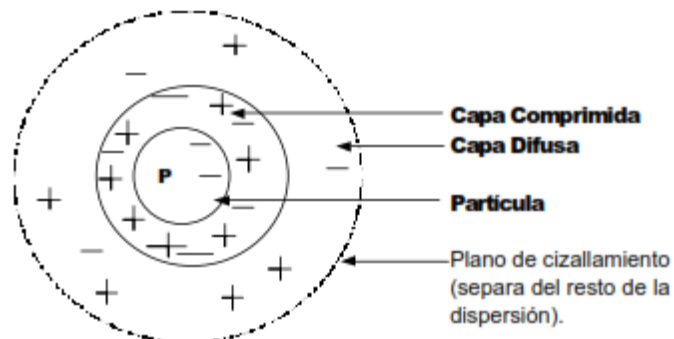
La elección de coagulante es muy importante ya que la coagulación es el procedimiento más primordial, eficaz y menos costoso para la remoción de impurezas,

sin embargo, si no se lo realiza de una forma correcta puede resultar muy costoso (Srinivasan, Viraraghavan, & Subramanian, 1999).

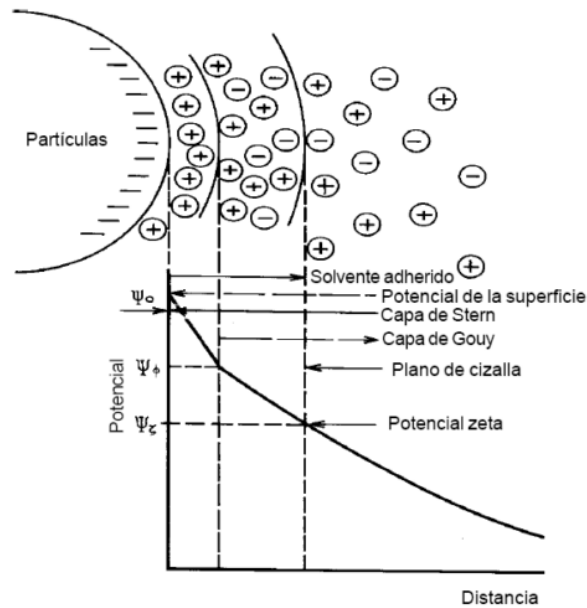
### 2.2.1.1. Carga eléctrica y doble capa

Las responsables de dar color y turbidez al agua son las partículas coloidales, por esta razón el tratamiento de agua está orientado a la remoción de dichas partículas, las cuales poseen normalmente una carga eléctrica negativa sobre su superficie. Estas cargas primarias llamadas normalmente atraen los iones positivos del agua y se adhieren a las partículas atrayendo a su superficie iones negativos acompañados de una pequeña cantidad de iones positivos como se muestra en la figura 2 a continuación.

La doble capa es un término que describe el comportamiento de los iones y moléculas al acercarse a un electrodo negativamente cargado, de tal forma se presentan dos capas con polaridades distintas y separadas entre sí por un orden molecular. Al ser la superficie de la partícula negativa, en la región de interfaz solido-liquido existe una acumulación de iones positivos esto forma la capa compacta, los iones negativos se aproximan a la capa compacta y atraen iones positivos formando la capa difusa que engloba la capa compacta (Cárdenas, 2000).



**Fig. 2: Doble capa de una partícula coloidal**  
**Fuente: SEDAPAL**



**Fig. 3: Modelo de la doble capa difusa de Stern-Gouy**  
**Fuente: (Villegas, Castaño, & Paredes, 2005)**

Como se puede observar en la figura 3, existen tres potenciales de interés, el potencial de superficie, el potencial de la capa fija y el potencial ZETA.

El potencial ZETA es el que existe en el plano de cizalla y es calculable experimentalmente. Es una medida que determina la carga del coloide, cuanto más negativo sea el número mayor será la carga de la partícula, y por lo tanto se podrá lograr la aproximación y aglomeración de las partículas.(Cárdenas, 2000).

A parte de los potenciales, la coagulación depende de las distintas fuerzas de atracción y repulsión de las partículas, así como también de las cargas de los átomos que las forman. Las más grandes fuerzas a las cuales están sometidas las partículas coloidales son:

Fuerza de atracción de Van der Waals ( $E_a$ ): son las fuerzas de atracción producidas por el movimiento continuo de las partículas.

Fuerza de repulsión electrostáticas ( $E_b$ ): estas fuerzas impiden la aglomeración de las partículas cuando se acercan unas a otras.

Para alcanzar el equilibrio de una superficie coloidal es necesaria la fuerza resultante ( $E_r$ ) entre la fuerza de Van der Waals o de atracción, y la fuerza de repulsión (Cárdenas, 2000).

$$E_r = E_a + E_b$$

### 2.2.1.2. Mecanismo de la Coagulación

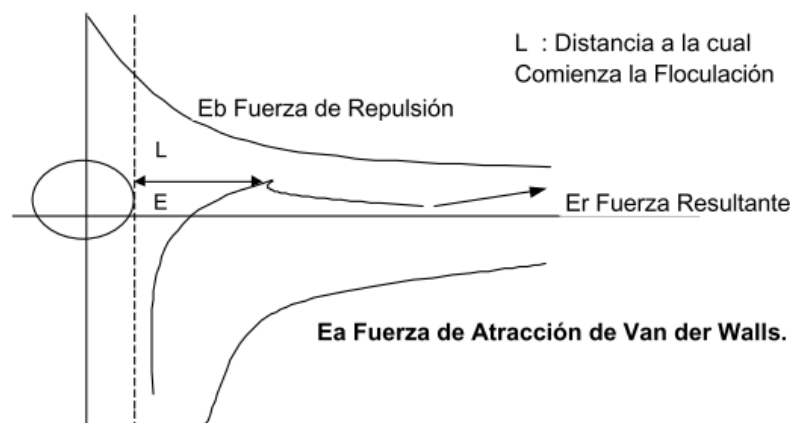
La desestabilización de las partículas se da principalmente por los mecanismos fisicoquímicos siguientes:

- Compresión de la doble capa.
- Adsorción y neutralización de cargas.
- Atrapamiento de partículas en un precipitado.
- Adsorción y puente (Tenesaca, 2007).

#### 2.2.1.2.1 Compresión de la doble capa.

Al aproximarse dos partículas semejantes, sus capas difusas interactúan generando fuerzas de repulsión, estas fuerzas de repulsión se debilitan con iones de carga opuesta a las partículas, esto se consigue solo con los iones del coagulante como se muestra en la figura 4 a continuación.

Contrario a las fuerzas de repulsión existen las fuerzas de atracción o fuerzas de Van der Waals ( $E_a$ ), que dependen de los átomos que constituyen las partículas.



**Fig. 4: Fuerzas de Atracción y Repulsión**  
**Fuente: SEDAPAL**

En donde  $E$  es la energía que los mantiene separados y  $L$  la distancia a la cual comienza la floculación.

Si la distancia que separa a las partículas es superior a  $L$ , entonces las partículas no se atraen.

### 2.2.1.2.2 Adsorción y neutralización de cargas.

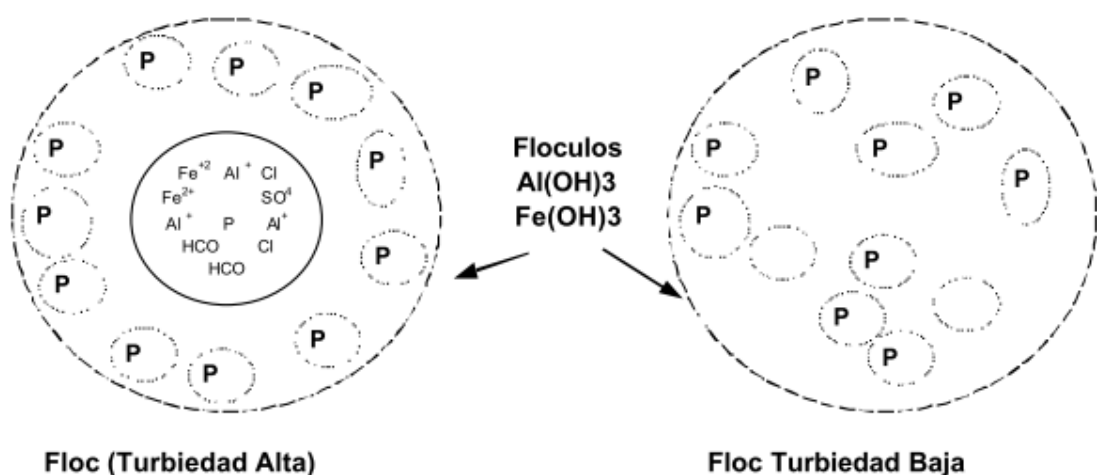
La superficie de las partículas coloidales está cargada negativamente, estas cargas llamadas primarias atraen los iones positivos que se encuentran en el agua formando la primera capa que se adhiere al coloide.

En la superficie del plano de cizallamiento, se encuentra el potencial eléctrico llamado potencial ZETA, el cual se encarga de regir el desplazamiento de los coloides y su interacción.

A la coagulación se la considera como la anulación del potencial ZETA, gracias a la adición de productos de coagulación-floculación, a más de adición de sustancias químicas es necesario una energía complementaria de mezcla pudiendo ser esta la agitación mecánica o hidráulica (Stackelberg, Meyer, & Henderson, 2004).

### 2.2.1.2.3 Atrapamiento de partículas en un precipitado.

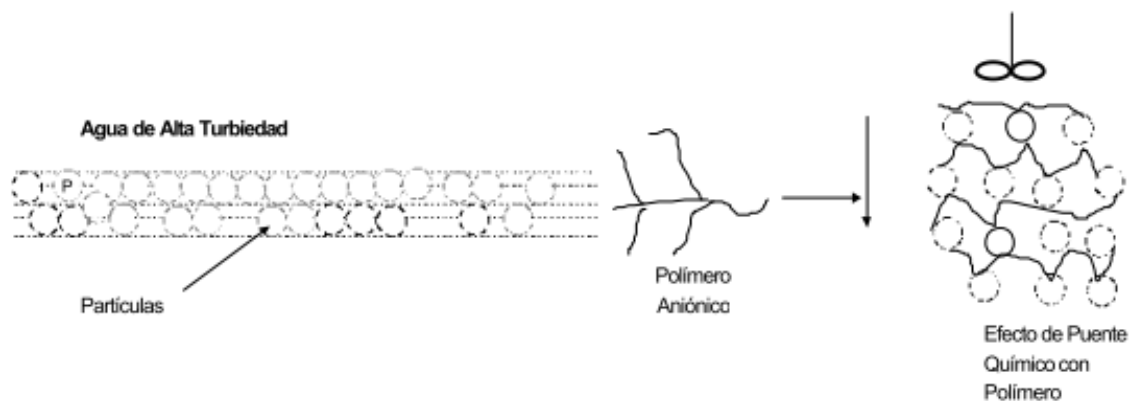
Al adicionar una cantidad optima de coagulante, las partículas desestabilizadas se pueden aglomerar formando flóculos, como podemos observar en la figura 5, los coagulantes normalmente utilizados son sales de metales trivalentes como sulfato de aluminio  $Al_2(SO_4)_3$  o cloruro férrico  $FeCl_3$ . Los flóculos están formados entonces por moléculas de hidróxido de aluminio  $Al(OH)_3$  o de hidróxido de hierro III  $Fe(OH)_3$ . La formación del precipitado se acelera con la presencia de las partículas coloidales, ya que estas tienen la función de anillo en la formación del floc. Por esta razón la adición de coagulante es inversa a la cantidad de partículas coloidales (Gutiérrez Rosero, Ramírez Fajardo, Rivas, Linares, & Paredes, 2014).



**Fig. 5: Atrapamiento de las partículas en un floc.**  
**Fuente: SEDAPAL**

#### 2.2.1.2.4 Adsorción y puente.

A la teoría del puente se le da ese nombre puesto que las moléculas de polímero tienen la capacidad para formar un “puente” como se puede observar en la figura 6. Este fenómeno se debe a que la molécula de polímero tiene la capacidad de absorber una partícula coloidal en una de sus extremidades, dejando libre los demás espacios o sitios para absorber otras partículas (Villegas, 2005).



**Fig. 6: Efecto de Puente de las Partículas en Suspensión**  
**Fuente: SEDAPAL**

#### 2.2.1.3. Coagulantes utilizados.

Los coagulantes son compuestos químicos capaces de reaccionar químicamente al entrar en contacto con los componentes propios del agua, con esta reacción se forma un precipitado adsorbente y muy voluminoso que se encuentra conformado principalmente por el hidróxido metálico del coagulante que se haya utilizado.

La siguiente lista muestra los principales coagulantes utilizados para desestabilizar las partículas y formar los flóculos:

- Sulfato de Aluminio.
- Cloruro de Aluminio.
- Cloruro Férrico.
- Sulfato Férrico o Ferroso
- Polielectrolitos

Los más utilizados son las sales de aluminio o de hierro, estas sales son adicionadas al agua produciendo una serie de reacciones complejas. Los precipitados se forman ya que estas sales reaccionan con la alcalinidad del agua produciendo hidróxidos de Aluminio y de Hierro insolubles en el agua (Cárdenas, 2000).



La Planta de Agua Potable de Baños utiliza como coagulante sulfato de aluminio Tipo A, ya que presenta altas cantidades de alúmina y bajos porcentajes de insolubles.

**Alcalinidad:** Es un método de análisis que se utiliza para determinar el contenido de carbonatos, bicarbonatos e hidróxidos en el agua, ya sea esta cruda o tratada. El pH tiene relación con la alcalinidad.

#### **2.2.1.4. Factores que influyen en la coagulación.**

Para que el proceso de coagulación sea el más óptimo, es necesario tomar en cuenta los siguientes factores:

- pH.
- Turbiedad.
- Sales disueltas.
- Temperatura del agua.
- Dosis de coagulante.
- Condiciones de mezcla.
- Sistema de aplicación del coagulante (Cárdenas, 2000).

Su interacción determina las cantidades óptimas del coagulante en el agua.

##### **2.2.1.4.1. Influencia del pH.**

El pH se define como la medida de la actividad del ion hidrogeno en una solución, y está dada por la siguiente ecuación:

$$pH = -\log(H^+)$$

El pH es sin duda la variable más importante en cuanto a coagulación se trata, sin embargo, existe un pH óptimo para cada tipo de agua esto depende de sus características, principalmente de la naturaleza de los iones y de la alcalinidad del agua.

Según el tipo de coagulante utilizado existe un rango de pH, si la coagulación se realiza fuera del rango de pH se utilizará mayor cantidad de coagulante.

Las sales de aluminio presentan un rango de pH óptimo para la coagulación que va de 6.5 a 8, en cambio el rango de las sales de hierro varía entre 5.5 a 8.5 unidades (Tenesaca, 2007).

**Rio Minas:** El pH de este rio varía entre 6 a 8 unidades, y el agua de entrada a la planta de tratamiento varía entre 6 a 7.6 unidades.



#### **2.2.1.4.2. Influencia de la turbiedad.**

La turbiedad mide el efecto de dispersión que las partículas presentan al paso de luz, mide la concentración de las partículas de forma indirecta.

Las partículas de lodo de sílice de diámetros que varían entre 0.2 a 5  $\mu\text{m}$ , son las responsables de la turbiedad en el agua superficial. Estas partículas son fáciles de coagular cuando se mantiene un pH óptimo.

Cada turbiedad se controla con una cantidad de coagulante, la dosis optima será a la cual la turbiedad residual sea mínima. Cuando se ve un aumento en la turbiedad la cantidad de coagulante extra adicionado no será mucha ya que al estar más juntas las partículas su probabilidad de colisión es alta y la coagulación será más sencilla. En cambio, al disminuir la turbiedad las partículas se alejan mucho más unas de otras y la probabilidad disminuye drásticamente por lo que la cantidad de coagulante adicionado será igual o incluso mayor a cuando la turbiedad aumenta (Cárdenas, 2000).

#### **2.2.1.4.3. Influencia de las sales disueltas.**

La coagulación y floculación está influenciada directamente por las sales contenidas en el agua. Las sales disueltas modifican varios parámetros como son:

- El rango de pH.
- El tiempo de floculación.
- La cantidad de coagulante requerido.
- La cantidad de coagulante residual en el efluente.

#### **2.2.1.4.4. Influencia de la temperatura del agua.**

La formación de corrientes en el agua debido a su cambio de densidad se logran debido a la variación de la temperatura del agua, estas corrientes afectan directamente en la energía cinética de las partículas suspendidas haciendo la coagulación más lenta. Así mismo la disminución de la temperatura del agua dificulta la sedimentación de un floc ya que aumenta la viscosidad en los sedimentadores (Cárdenas, 2000).

#### **2.2.1.4.5. Influencia de la dosis de coagulante.**

La dosis optima de coagulante se determina mediante pruebas de jarra.

Caso contrario poca cantidad de coagulante no neutraliza en su totalidad la carga de la partícula teniendo como resultado una turbiedad residual alta, así también alta cantidad de coagulante produce inversión de la carga de la partícula formando microfóculos difíciles de sedimentar dando como resultado una turbiedad residual muy alta también (Cárdenas, 2000).





La tabla a continuación muestra una turbiedad inicial y la dosis optima del coagulante para los diferentes valores de pH.

**Tabla 1: Dosis de coagulante con respecto al pH**

**Fuente: Tenesaca,**

**2007**

pH	DosisOptimaCoagulante (mg/l)
7	14
7.6	18

#### **2.2.1.4.6. Influencia de las condiciones de mezcla.**

La coagulación completa depende básicamente del grado de agitación que se le da a la masa de agua en el momento de adición de coagulante, la agitación debe ser intensa y uniforme asegurando la neutralización de cargas correspondientes.

La coagulación y floculación son procesos en donde se mezclan productos químicos para dar como resultado el floc, esto ocurre en dos etapas. La primera etapa se denomina mezcla rápida, debido a que su duración no excede los 60 segundos y se necesita alta turbulencia logrando mezclar todo el coagulante con la masa de agua. La segunda etapa es la mezcla lenta este tiene como fin ir desarrollando los flóculos (Cárdenas, 2000).

#### **Mezcla rápida**

Es la adición de productos químicos en la zona de mayor turbulencia, una inadecuada mezcla rápida conlleva a un incremento en la adición de productos químicos.

La mezcla de puede ser por dos tipos:

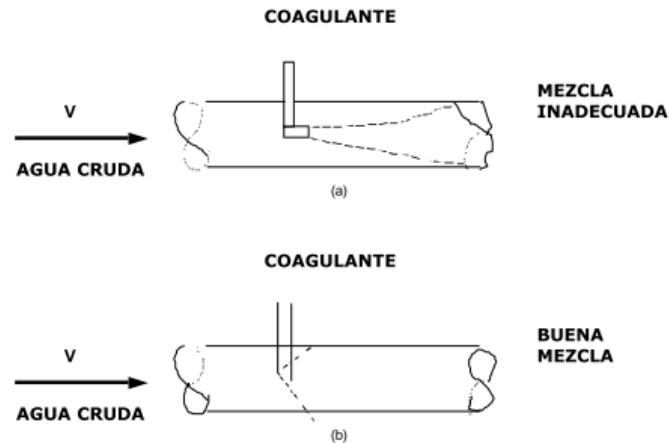
- Mezcladores mecánicos como Retromezcladores o Agitadores
- Mezcladores hidráulicos de resalto hidráulico como Canaleta Parshall y Vertederos Rectangulares; o en línea como Difusores e Inyectores (Tenesaca, 2007).

En el caso particular de la **Planta de Agua de Baños** se utilizan un mezclador hidráulico de resalto siendo este un vertedero vertical.

#### **2.2.1.4.7. Influencia del sistema de aplicación del coagulante.**

Para una reacción adecuada del coagulante con el agua se necesita que la dosificación de coagulante en el agua sea uniforme y constante para lograr una buena

mezcla y dispersión, además se debe proporcionar un caudal constante y regulable mediante el sistema de dosificación. La figura 7 muestra un sistema de aplicación de coagulante que cumple con las condiciones mencionadas.



**Fig. 7: Condiciones de mezcla. (a) Inadecuado (b) Adecuado**  
**Fuente: SEDAPAL**

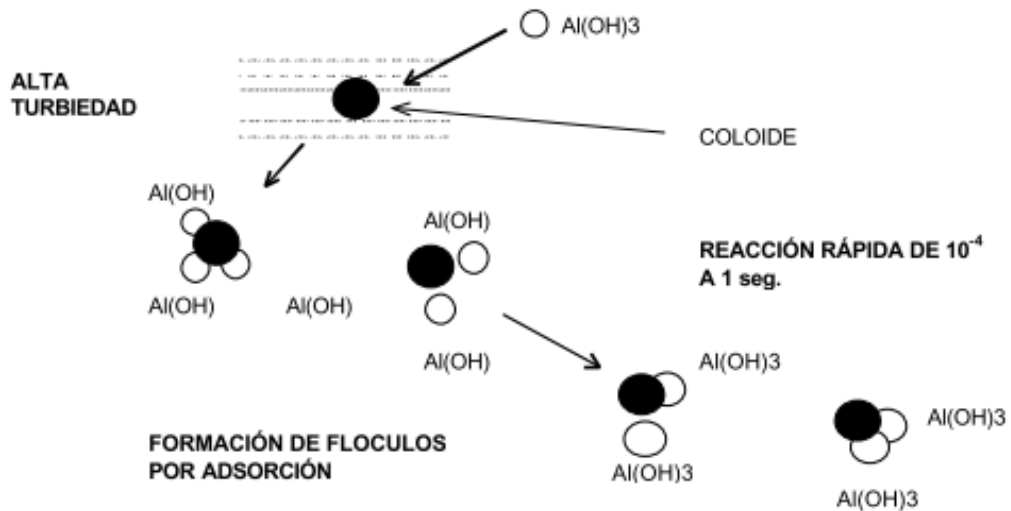
En la figura 7(b) se puede observar como el coagulante se dispersa en la masa de agua de una manera uniforme, en cambio en la figura 7(a) el coagulante no llega a toda la masa de agua por lo que las cargas no se neutralizarían por completo (Cárdenas, 2000).

#### **2.2.1.5. Tipos de Coagulación.**

Los tipos de coagulación más comunes son: coagulación por Adsorción y coagulación por Barrido.

##### **2.2.1.5.1. Coagulación por Adsorción.**

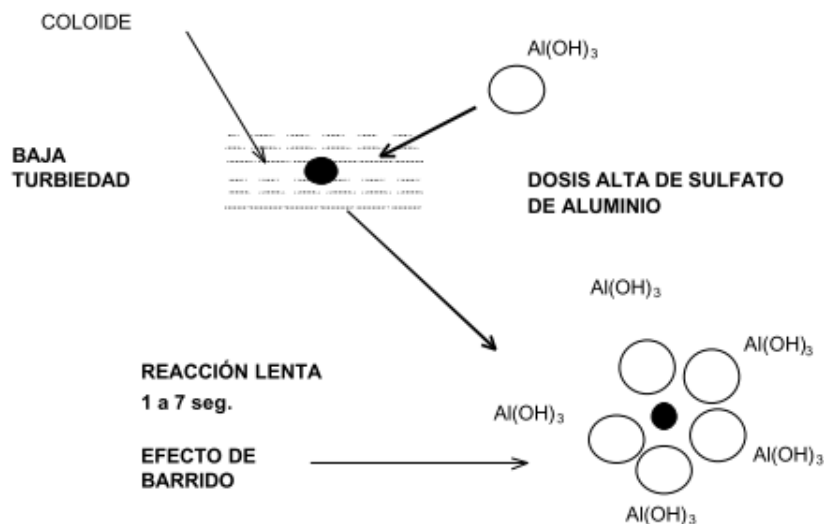
Este tipo de coagulación se da principalmente cuando el agua cruda presenta una alta concentración de partículas coloidales (figura 8), al adicionar el coagulante al agua turbia las partículas absorben los productos solubles de los coagulantes de manera inmediata formando los flóculos casi instantáneamente.



**Fig. 8: Coagulación por Adsorción**  
**Fuente: SEDAPAL**

### 2.2.1.5.2. Coagulación por Barrido.

Cuando las partículas coloidales en el agua son escasas (figura 9) es necesario este tipo de coagulación ya que, la dosis del coagulante aumenta al tener la turbiedad baja y las partículas son arrastradas en los precipitados de aluminio (Cárdenas, 2000).



**Fig. 9: Coagulación por Barrido**  
**Fuente: SEDAPAL**

## Planta de Agua de Baños

Debido a que en Cuenca el clima es cambiante se trabajan con los dos tipos de coagulación dependiendo de la turbidez del agua, en épocas lluviosas la turbidez aumenta y se trabaja por Adsorción y en épocas secas la turbidez disminuye provocando que se trabaje por Barrido.

### 2.2.2. Floculación

Terminada la mezcla rápida el siguiente paso para la purificación de agua es la floculación, esta etapa llamada también mezcla lenta, tiene como objetivo formar flóculos de tamaño y peso ideales para la sedimentación a más de retener el color y la turbidez el proceso de floculación libera el agua de materia orgánica, inorgánica, limos, lodos, virus, bacterias y parásitos, esto se logra mediante una mezcla lenta de la masa de agua coagulada y la adición de floculante, la agitación de la masa coagulada no debe ser violenta ya que los flóculos corren el riesgo de romperse (Tenesaca, 2007).



*Floculación* : El floculante tiende un puente entre las partículas coloidales aglomeradas para formar flóculos mas grandes fácilmente sedimentables.

**Fig. 10: Floculación**  
**Fuente: SEDAPAL**

La aglomeración de varios coloides por lo general no es suficiente como para sedimentar con la rapidez deseada, por lo que la adición de floculante es necesario para formar una red que una los coloides coagulados y forme aglomerados.

La mezcla lenta es esencial en la floculación ya que permite poco a poco junta los flóculos para que lleguen a su tamaño y peso ideal (Cárdenas, 2000).

#### 2.2.2.1. Tipos de Floculación

La floculación se da por dos tipos:

##### 2.2.2.1.1. Floculación Pericinética

Producido por el movimiento natural de las moléculas de agua inducida por la energía térmica, este movimiento es conocido como el movimiento browniano (Vargas, 2003).



### **2.2.2.1.2. Floculación Ortocinética**

En este caso las colisiones son inducidas por el movimiento del agua dado por una energía exterior a la masa de agua, pudiendo ser este de origen mecánico o hidráulico.

Después de la coagulación es necesario la aglomeración de los microflóculos, para lograr esto el primer paso es la floculación Pericinéctica y luego la Ortocinéctica (Vargas, 2003).

### **2.2.2.2. Floculantes**

Los floculantes más usados son polímeros o polielectrolitos con pesos moleculares elevados, estos floculantes pueden ser naturaleza mineral, orgánico natural y orgánico de síntesis (Cárdenas, 2000).

#### **2.2.2.2.1. Floculantes Minerales**

Existen algunos tipos de floculantes minerales entre ellos:

- Sílice activada: fue el primer floculante empleado y en la actualidad sigue siendo el que mejor resultados ofrece, sin embargo, su preparación es muy delicada.
- Hidróxido de calcio: tiene la capacidad de precipitar metales pesados, además que es muy económico e ideal para trabajar en medios alcalinos.
- Bentonita: usada como agente de carga en aguas con alto color, es un tipo de arcilla que se une con el floculo y lo hace más pesado facilitando su sedimentación (Cárdenas, 2000).

#### **2.2.2.2.2. Floculantes Orgánicos Naturales**

Son floculantes que se extraen de productos naturales los principales son:

- Alginatos: es obtenido del ácido alginico, extraído de las algas marinas del género laminaria.
- Goma o almidón: se obtienen a partir de los granos vegetales.
- Carboximetil celulosa: extraído de la corteza de los árboles.

Todos estos floculantes son autorizados para la potabilización de agua (Tenesaca, 2007).

#### **2.2.2.2.3. Floculantes Orgánicos de Síntesis**

Actualmente son los más utilizados, están formados por macromoléculas de cadena larga, se clasifican según la iconicidad de los polímeros en:



- Aniónicos: se caracterizan por la existencia de grupos ionizados negativamente, cuyo objetivo es aumentar la extensión de las cadenas de polímeros.
- Neutros o no iónicos: no presentan cargas eléctricas, poliacrilamidas.
- Catiónicos: presentan en sus cadenas una carga eléctrica positiva debido a la presencia de grupos amino (Tenesaca, 2007).

En este caso particular la planta cuenta con una unidad de floculación formada por dos piscinas de 52 pantallas de fibra de vidrio, el polímero usado es PRAESTOL 650 TR TIPO B (ligeramente catiónico) y se adiciona a los 4 minutos y 5 segundos, en total el tiempo de floculación es de 16 minutos (Tenesaca, 2007).

La coagulación y floculación son procesos que permiten que el agua cruda quede libre de turbiedad y de color. La turbiedad está dada por las partículas en suspensión como arcillas o materia orgánica, en cambio el color se debe a las partículas en disolución (García, 2015). Al tener gran cantidad de factores que influyen en estos dos procesos ya sea por las condiciones del agua cruda o las características de los químicos usados es necesario realizar estudios experimentales para determinar las mejores condiciones para cada Planta de Tratamiento de Agua (Torres, Hernández, & Paredes, 2012).

### **2.3. Características de los lodos**

Dependiendo de la calidad del agua cruda, del tratamiento de potabilización y del clima de la zona, las características del lodo pueden variar en las diferentes plantas potabilizadoras de agua, sin embargo, existen características básicas de los lodos.

Los lodos residuales aluminosos son un fluido no Newtoniano de aspecto gelatinoso, compuestos principalmente de agua, hidróxido de aluminio, partículas inorgánicas y materia orgánica. El conocimiento de sus características permite determinar su tratamiento y disposición final, así como también la recuperación del coagulante.

Las características más relevantes de los lodos son: turbiedad, sólidos totales, aluminio, hierro, pH, alcalinidad (Soediono, 1989).

### **2.4. Acondicionamiento de los lodos**

Previo a la deshidratación es necesario un tratamiento físico o químico que logre la remoción de agua. El mejor sistema de acondicionamiento usa compuestos químicos inorgánicos y polímeros orgánicos (Tenesaca, 2007).



## 2.5. Reducción del volumen de los lodos

El principal objetivo de la reducción de volumen de los lodos es obtener un lodo con una concentración de sólidos que facilite su manejo y disposición. La siguiente tabla muestra algunas alternativas que reducen el volumen de los lodos (Soediono, 1989).

**Tabla 2: Alternativa de tratamiento y disposición de los lodos de plantas potabilizadoras**

**Fuente: Soediono, 1989**

Alternativa de tratamiento	Alternativa de disposición final
<ul style="list-style-type: none"><li>• Acondicionamiento químico</li><li>• Tanques de espesamiento</li><li>• Deshidratación<ul style="list-style-type: none"><li>· Lechos de secado</li><li>· Lagunas</li><li>· Filtros prensa</li><li>· Filtros a vacío</li><li>· Centrifugación</li><li>· Congelamiento</li></ul></li></ul>	<ul style="list-style-type: none"><li>• Descarga a aguas superficiales</li><li>• Relleno sanitario</li><li>• Incineración</li></ul>

### 2.5.1. Recuperación de aluminio

La recuperación de lodos por acidificación es la mejor opción para lodos aluminosos. El proceso general para la recuperación de sulfato de aluminio de lodos residuales por acidificación con ácido sulfúrico es el siguiente:

El lodo proveniente de los sedimentadores se recoge en un tanque de estabilización y espesado por gravedad. Se agrega ácido en una concentración determinada por la cantidad de alumbre en el lodo. El sobrenadante o aluminio recuperado se separa de los residuos sólidos por gravedad y retorna a la mezcla rápida o coagulación, en cambio el lodo residual es desechado luego de controlar su pH. Se espera una recuperación de alumbre mayor al 50%. (Rosero & Barba, 2014).

El sulfato de aluminio se transforma en hidróxido de aluminio y agua. La recuperación se presenta en la siguiente ecuación en donde el hidróxido se combina con el ácido sulfúrico dando como resultado el sulfato de aluminio.



Para disociar el  $Al(OH)_3 - 3H_2O$  a  $Al^{+3}$  por estequiometria se necesita 1.5 moles de ácido por mol de  $Al(OH)_3 - 3H_2O$  o bien 1.11 kilogramos de ácido por kilogramo de  $Al(OH)_3 - 3H_2O$ . La recuperación de aluminio depende básicamente del pH que se obtenga al adicionar ácido sulfúrico a los lodos residuales, de la velocidad y del tiempo de mezcla. El ácido sulfúrico es el principal elegido debido a su bajo costo y a su propiedad para extraer coagulantes primarios. La cantidad de ácido sulfúrico necesario es determinado en laboratorio por adición gota a gota (Villegas et al., 2005).

Los estudios realizados demuestran que la recuperación de más del 50% es posible, sin embargo, los costos de ácido sulfúrico pueden ser perjudiciales para la técnica, ya que por estequiometria es necesario 1.5 moles de ácido sulfúrico por 1 mol de hidróxido de aluminio o 1.11 Kg de ácido por kilogramo de hidróxido (Soediono, 1989).

Luego de obtener el sobrenadante de la mezcla este se llevará directamente sin ningún tipo de tratamiento a la zona de entrada y se colocará en los tanques del coagulante para cerrar el círculo de recuperación. (Rosero & Barba, 2014).

### **2.5.2. Uso del aluminio recuperado como coagulante**

Para determinar la calidad del recuperado se analiza sus características físicas y químicas en laboratorio. Se ha determinado que las características del recuperado igualan a las de los coagulantes del mercado. (Soediono, 1989a).

Su evaluación está basada mediante los siguientes parámetros: Concentración, Color, Turbiedad, pH, Hierro

Bishop en 1987 realizo pruebas de aluminio comercial y aluminio recuperado, teniendo como resultado que el uso de aluminio recuperado tubo un buen desempeño basándose en los estándares finales de calidad de agua. El hierro y manganeso se presentaron en altas concentraciones sin embargo fueron eliminados en el transcurso del tratamiento. En general la calidad del agua fue similar en ambos casos.

Slechta & Clup en el 2015 afirmaron que el uso de coagulante recuperado es similar al de los coagulantes comerciales después de 10 ciclos de extracción.





### 3. Capítulo III

#### Metodología

El presente estudio se puede clasificar como experimental y evaluativo. La parte experimental consiste en explicar cómo las variables tiempo de mezcla y pH actúan de manera directa en la recuperación de sulfato de aluminio de los lodos de la PTAP de Baños. Y se evaluó la viabilidad del uso de sulfato de aluminio recuperado como coagulante.

El estudio se realizó en la Planta de Tratamiento de Agua Potable de Baños, ubicada en la Parroquia de Baños Sector Cochapamba. Se tomaron muestras de lodo proveniente del lavado de los sedimentadores. El análisis de las propiedades fisicoquímicas del lodo se realizó en el laboratorio de la Planta de Tratamiento, de igual manera la recuperación de coagulante, análisis y pruebas del sobrenadante.

#### 3.1. Procedimiento experimental

La recuperación de sulfato de aluminio contenida en los lodos, se realizó por el método de acidificación con ácido sulfúrico. Posteriormente se realizó la evaluación económica de su posible reutilización.

Para la recuperación del coagulante se inició con el análisis fisicoquímico de los lodos a nivel de laboratorio y pruebas de tratabilidad para determinar el porcentaje óptimo de recuperación, así como también la reducción del volumen de lodo.

El estudio actual se desarrolló en las siguientes etapas:

- Caracterización fisicoquímica de lodos
- Ensayos de tratabilidad
- Caracterización y pruebas del coagulante recuperado

##### 3.1.1. Características físico-químicas de los lodos

En este estudio se utilizaron los lodos provenientes de los sedimentadores de la PTAP de Baños, la cual usa en su proceso de potabilización sulfato de aluminio (coagulante).

El muestreo se realizó en los meses de febrero, marzo y abril de 2017, mostrados en la Tabla 5. La toma de muestra fue de dos tipos:

Para el análisis fisicoquímico se tomaron 10 muestras simples de 1 litro cada una. En cambio, para los ensayos de tratabilidad se tomó una muestra compuesta integrada. Las muestras se tomaron de los sedimentadores una vez drenada el agua para su posterior lavado (una vez por semana cada sedimentador).



La muestra para el análisis fisicoquímico y pruebas de tratabilidad fue de 25 litros la cual se homogenizó manualmente y se almaceno.

Una vez tomada la muestra se procedió a su caracterización fisicoquímica, los análisis se realizaron en los días posteriores a su colección. Se realizaron los siguientes análisis de laboratorio:

- pH
- STD
- Fe
- Cu
- $PO_4^{=}$
- $SO_4^{=}$
- $NO_2^-$
- $NO_3^-$
- Al
- Ca
- Mg
- Alcalinidad

Adicionalmente se realizaron análisis microbiológicos:

- Coliformes Totales
- Coliformes Fecales

Para realizar el análisis de todos los parámetros descritos se usó el equipo DR/890 Portable Colorimeter de la marca HACH. Para el uso de dicho equipo fue necesario la dilución de lodos (1 en 100).



**Fig. 11: Colorímetro**  
**Fuente: Autor, 2017**

### 3.1.2. Ensayos de tratabilidad

A través de los ensayos de tratabilidad se logró recuperar el sulfato de aluminio de los lodos, se correlaciono con variables como tiempo de mezcla, pH y dosis optima de ácido con el objetivo de reducir su volumen y evaluar su viabilidad para su posible recirculación.



Para dicha recuperación se siguió la metodología de ensayos de jarras descrito por Rosero, 1998. El volumen de muestra de lodo utilizado en cada jarra fue de un litro, para los ensayos se dispuso del equipo Jar Test With B-KER<sup>2</sup> Square Jars de la marca Phipps & Bird que consta de un sistema de agitación con regulador de velocidades y tiempos de mezcla, en el cual se pueden realizar seis pruebas simultaneas con capacidades máximas de dos litros cada una.



**Fig. 12: Equipo de Jarras**  
**Fuente: Autor**

Los ensayos en el equipo de jarras consistieron básicamente en agitar la muestra a una velocidad de 100 rpm y se evaluó el porcentaje de recuperación de la muestra a diferentes tiempos de mezcla y pH.

Previamente a la adición de ácido sulfúrico en las muestras se la agito por 15 minutos a 100 rpm en el equipo de jarras, para asegurar una buena homogenización.

Concluido el tiempo respectivo de mezcla de las muestras se dejó sedimentar 60 minutos, y se tomaron las muestras del sobrenadante para su posterior análisis y determinación del porcentaje de coagulante recuperado a distintos valores de pH.

Inicialmente para los ensayos de tratabilidad se requirió diseñar un proceso que optimice la recuperación de sulfato de aluminio por acidificación y así conseguir máximos porcentajes de recuperación. Para lo cual se buscó el mejoramiento de las variables tiempo de mezcla y pH.

### **3.1.2.1. pH**

Se analizó la relación entre: el porcentaje de recuperación, la concentración de coagulante en el recuperado y el pH, con el fin de obtener el pH óptimo de extracción de sulfato de aluminio.

El rango de pH utilizado fue entre 1.5 y 3.5 unidades. Mediante adición de ácido sulfúrico al 98% se modificó el pH hasta llegar a los valores requeridos. Las dosis necesarias de ácido sulfúrico fueron determinadas por adiciones directas sobre la



muestra de lodo. En la siguiente tabla podemos observar los distintos volúmenes usados de ácido sulfúrico.

**Tabla 3: Dosis de ácido sulfúrico por volumen de muestra.**

<b>Volumen de muestra de lodo (l)</b>	<b>Volumen <math>H_2SO_4</math> (98%) adicionado (ml)</b>	<b>pH alcanzado (unidades)</b>
1	6	3.5
1	9	2.5
1	16,5	1.5

*Fuente: Autor, 2017*

### 3.1.2.2. Tiempo de mezcla

Se determino el porcentaje de mezcla y concentración del recuperado variando el tiempo de mezcla y dejando constantes la velocidad (100 rpm) y el pH (1.5, 2.5 y 3.5).

Los tiempos de mezcla variaron entre 5, 30 y 90 minutos, para determinar el tiempo óptimo de mezcla en donde se consigue la máxima recuperación de coagulante, esto se muestra en la siguiente tabla:

**Tabla 4: Variación de tiempo de mezcla y pH en pruebas de jarras.**

*Fuente: Autor, 2017*

<b>Tiempo de homogenización (minutos)</b>	<b>Tiempo de mezcla (minutos)</b>	<b>Velocidad de mezcla (rpm)</b>	<b>pH (unidades)</b>
15	5	100	1.5
			2.5
			3.5
15	30	100	1.5
			2.5
			3.5
15	90	100	1.5
			2.5
			3.5



Se midió y registro el volumen de lodo acumulado terminado el tiempo de sedimentación para así relacionar el porcentaje de reducción de volumen de lodo y la recuperación de sulfato de aluminio alcanzados una vez terminado el tiempo de mezcla y a diferentes unidades de pH.

### **3.1.3. Coagulante recuperado**

Una vez terminado el periodo de 60 minutos de sedimentación se procedió a tomar las muestras del sobrenadante siendo el mismo el coagulante recuperado. Se tomaron muestras de 50 ml de sulfato de aluminio de cada prueba realizada, la toma de muestra se realizó por pipeteo.

#### **3.1.3.1. Caracterización del coagulante recuperado**

La caracterización del sobrenadante fue similar a la de lodos residuales ya que se llevó a cabo en el mismo equipo y en iguales condiciones, difiriendo únicamente en los parámetros fisicoquímicos analizados ya que el sulfato de aluminio recuperado se evaluó basándose en:

- Concentración
- Color
- Turbiedad
- pH
- Hierro

#### **3.1.3.2. Pruebas con coagulante recuperado**

Inicialmente se tomó una muestra de agua cruda con condiciones iniciales definidas y se realizó una prueba de jarras con el sulfato de aluminio comercial (2%), obteniendo así resultados que nos brindan las condiciones iniciales para el uso del coagulante recuperado.

Una vez tomadas las muestras de coagulante recuperado (4%), y teniendo un blanco de comparación, se procedió a realizar pruebas con el coagulante recuperado en el equipo de jarras anteriormente mencionado y en iguales condiciones.

Para conocer el volumen de adición de coagulante a cada jarra se usa la siguiente formula:

$$V * D = v * C$$

En donde:



V es el volumen total (ml), D la dosis del coagulante (mg/l), v el volumen de coagulante (ml) y C la concentración de coagulante (mg/l).

Para determinar el volumen necesario de coagulante a adicionar a cada jarra se despeja la fórmula:

$$v = \frac{V * D}{C}$$

Una vez terminadas las pruebas de jarras se toman muestras de cada una de las jarras y se analizan en el colorímetro los siguientes parámetros:

- Color
- Turbidez
- pH

Posteriormente se escoge la mejor opción siendo esta la cantidad de coagulante óptima para las condiciones iniciales del agua cruda.

#### **3.1.4. Análisis del sedimentable**

Finalmente se realizó un análisis del sedimentable, siendo este el lodo residual después de la recuperación de coagulante. Los parámetros analizados fueron el pH de la mezcla y el aluminio remanente para compararlo con la legislación vigente.

#### **3.2. Evaluación económica del uso del coagulante recuperado**

En este estudio se realizó un análisis económico de la recuperación de coagulante ó sulfato de aluminio a partir de los lodos residuales producidos en el proceso de tratamiento de agua para reincorporarlos al proceso de potabilización, siguiendo las condiciones de la Planta de Tratamiento de Agua Potable de Baños. La Planta produce alrededor de 5 m<sup>3</sup> de lodo semanalmente, para este análisis se tratará el volumen completo de los lodos.

Los resultados del proceso experimental para la recuperación de aluminio fue la principal condición a tomarse en cuenta para este análisis, de igual manera los costos de equipos (tubería e instalación), sulfato de aluminio y ácido sulfúrico.



## 4. Capítulo IV

### **Análisis de Resultados**

#### **4.1. Análisis de la caracterización fisicoquímica de los lodos**

Las muestras de lodo residual se tomaron en los meses de febrero, marzo y abril, durante estos meses se presentaron lluvias de manera discontinua, lo que genero diferencias en los análisis fisicoquímicos individuales.

Los resultados de la caracterización fisicoquímica de las muestras simples sin acidificar se muestran en la tabla 5.



**Tabla 5: Caracterización fisicoquímica de los lodos residuales de la PTAP de Baños.**  
**Fuente: Autor, 2017**

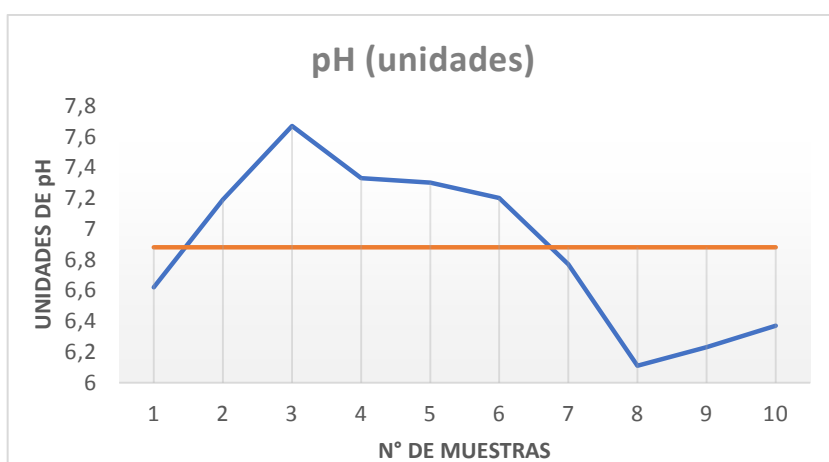
<b>Características Fisicoquímicas</b>														
<b>N° Muestras</b>	<b>pH (uds)</b>	<b>STD (mg/l)</b>	<b>Fe (mg/l)</b>	<b>Cu (mg/l)</b>	<b>PO4 (mg/l)</b>	<b>SO4 (mg/l)</b>	<b>NO2 (mg/l)</b>	<b>NO3 (mg/l)</b>	<b>Al (mg/l)</b>	<b>Ca (mg/l)</b>	<b>Mg (mg/l)</b>	<b>Alcalinidad (mg/l)</b>	<b>Coliformes Totales (UFC/100ml)</b>	<b>Coliformes Fecales (UFC/100ml)</b>
<b>1</b>	6,62	371	184	33	113	120	81	100	320	180	56	390	52	5
<b>2</b>	7,19	401	286	84	171	200	92	107	398,9	160	48	400	49	3
<b>3</b>	7,67	390	239	91	149	180	93	110	523,8	200	72	410	80	22
<b>4</b>	7,33	320	125	49	133	148	40	98	476,4	220	24	398	76	11
<b>5</b>	7,3	322	127	50	136	148	62	111	450	300	52	399	70	9
<b>6</b>	7,2	324	129	57	139	150	98	132	432	320	97	380	64	10
<b>7</b>	6,77	357	143	75	142	190	100	220	371,3	480	96	382	30	1
<b>8</b>	6,11	336	123	46	127	132	110	200	355,3	306	90	360	70	9
<b>9</b>	6,23	349	144	78	120	210	90	113	405	480	96	372	75	16
<b>10</b>	6,37	362	146	83	112	112	140	240	348,8	264	35	379	44	4
<b>Media</b>	<b>6,88</b>	<b>353,20</b>	<b>164,60</b>	<b>64,60</b>	<b>134,20</b>	<b>159</b>	<b>90,60</b>	<b>143,10</b>	<b>408,15</b>	<b>291</b>	<b>66,60</b>	<b>387</b>	<b>61</b>	<b>9</b>



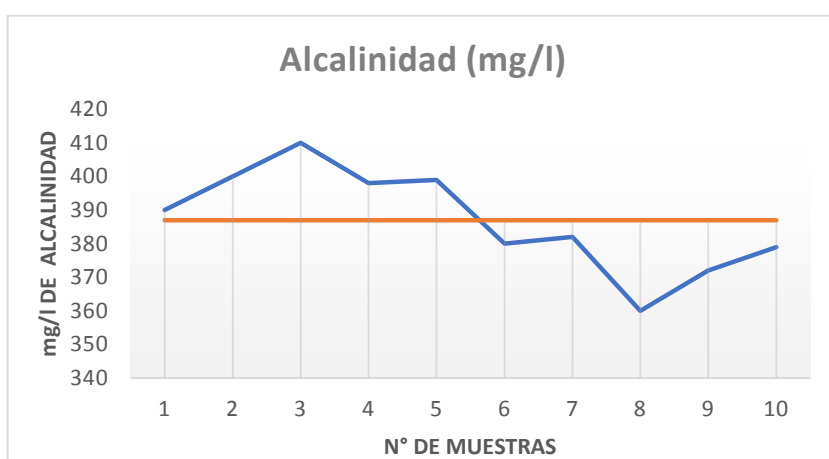
Como podemos apreciar los distintos parámetros varían de una muestra a otra, esto se debe principalmente al clima cambiante de la Ciudad de Cuenca.

También podemos observar que los valores de la caracterización no representan un riesgo mayor, sin embargo, al desechar los lodos directamente al suelo generamos un exceso de nutrientes en el mismo. Y podría generar un foco de contaminación para los habitantes de la zona, al presentar coliformes fecales y totales.

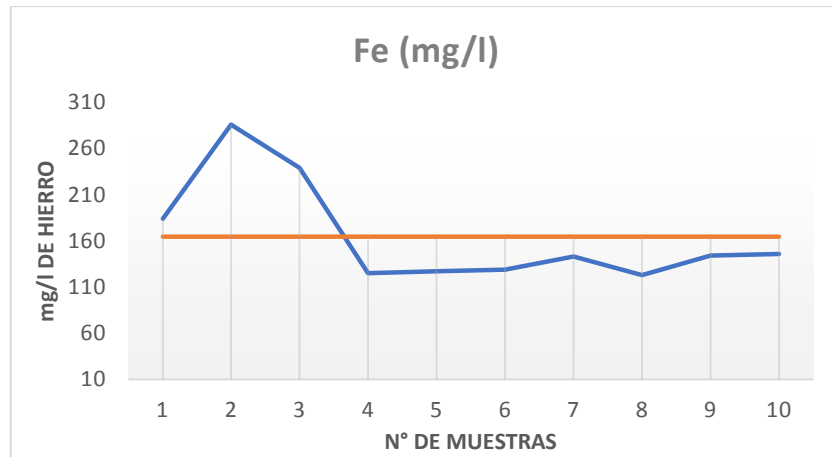
En las siguientes graficas (figura 13, 14, 15 y 16) podemos observar de mejor manera la similitud entre parámetros y a su vez la variación entre las muestras, así como también la media respetiva.



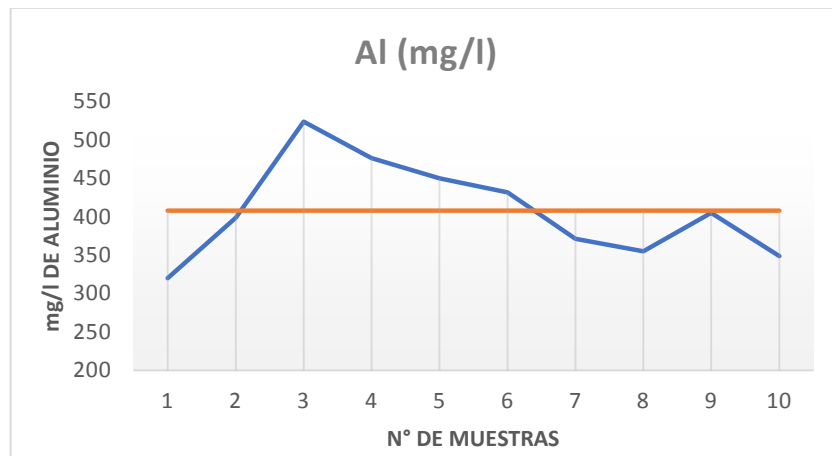
**Fig. 13: Variación del pH por número de muestra.**  
**Fuente: Autor, 2017**



**Fig. 14: Variación de la alcalinidad por número de muestra.**  
**Fuente: Autor, 2017**



**Fig. 15: Variación del hierro por número de muestra.**  
**Fuente: Autor, 2017**



**Fig. 16: Variación del aluminio por número de muestra.**  
**Fuente: Autor, 2017**

En las figuras se puede observar la variación de los valores en las muestras, los picos más notorios son la muestra 3 y la muestra 8.

La muestra 3 presenta valores altos debido a que fue tomada un día de alta precipitación, al contrario, la muestra 8 fue tomada en un día sin precipitación.

La precipitación arrastra consigo todas las características del suelo por escorrentía superficial y las lleva a los ríos, provocando a su vez que los mismos queden más cargados de propiedades fisicoquímicas y microbiológicas.

#### **4.2. Ensayos de tratabilidad**

Con el fin de determinar los mejores porcentajes de recuperación de coagulante, se realizaron pruebas para determinar los valores óptimos de pH y tiempo de mezcla.



#### 4.2.1. pH

Para determinar el pH óptimo de recuperación de sulfato de aluminio se realizaron dos pruebas (Anexo 1) a distintos pH (1.5, 2.5 y 3.5 unidades) y tiempo de mezcla (5, 30, 90 minutos).

Tras realizar las pruebas para las condiciones iniciales de lodos residuales de la PTAP de Baños, el pH óptimo de recuperación de coagulante fue de 1.5 unidades, obteniendo un porcentaje de recuperación de hasta el 86% en un tiempo de mezcla de 30 minutos. Sin embargo, a valores de pH de 2.5 unidades se obtuvieron porcentajes de recuperación muy altos de 73% en 30 minutos de mezcla.

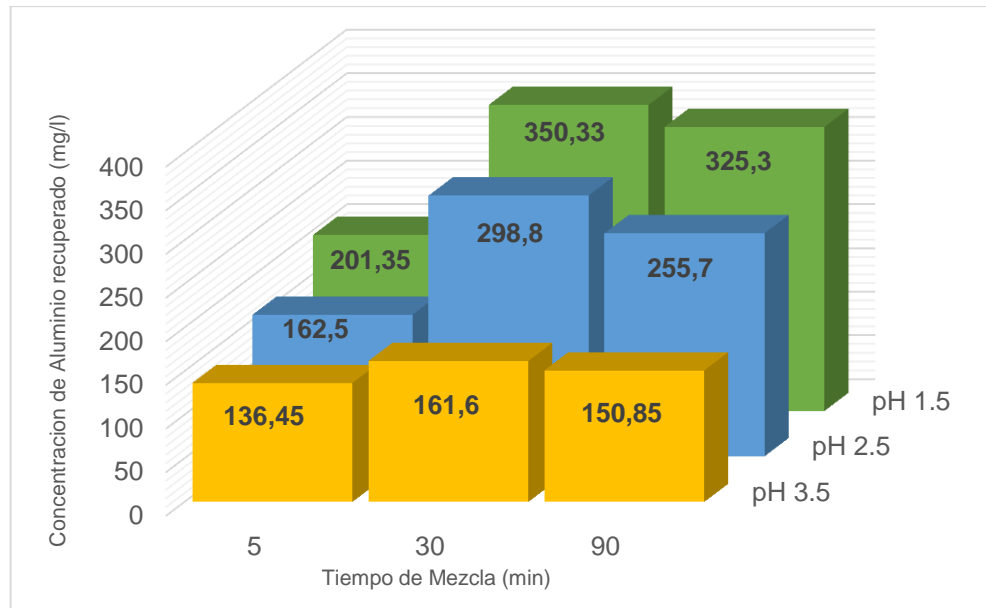
Comparando con trabajos anteriores Rosero en el 2014 recupero a pH de 3 unidades un 60%, y a pH de 1.5 unidades un 71%. Y Villegas en el 2005 determino que el porcentaje más alto de recuperación en fue de 71.5% con un pH de 1.5 unidades a los 30 minutos de mezcla.

El porcentaje de recuperación se determina midiendo la concentración de aluminio en el sobrenadante en la siguiente tabla (Tabla 6) se puede observar que las concentraciones de recuperación dependen directamente a la cantidad de ácido sulfúrico utilizado y por ende al pH al que se llegó.

Mientras más bajo es el pH mayor será la concentración del aluminio en el sobrenadante, y se necesitará de más ácido sulfúrico.

**Tabla 6: Concentraciones de aluminio a diferentes pH y tiempo de mezcla.**  
**Fuente: Autor, 2017**

pH (unidades)	Tiempo (min)	Al (mg/l)
1,5	5	201,35
	30	350,33
	90	325,3
2,5	5	162,5
	30	298,8
	90	255,7
3,5	5	136,45
	30	161,6
	90	150,85



**Fig. 17: Concentraciones de aluminio a diferentes pH y tiempo de mezcla.**  
**Fuente: Autor, 2017**

#### 4.2.2. Tiempo de mezcla

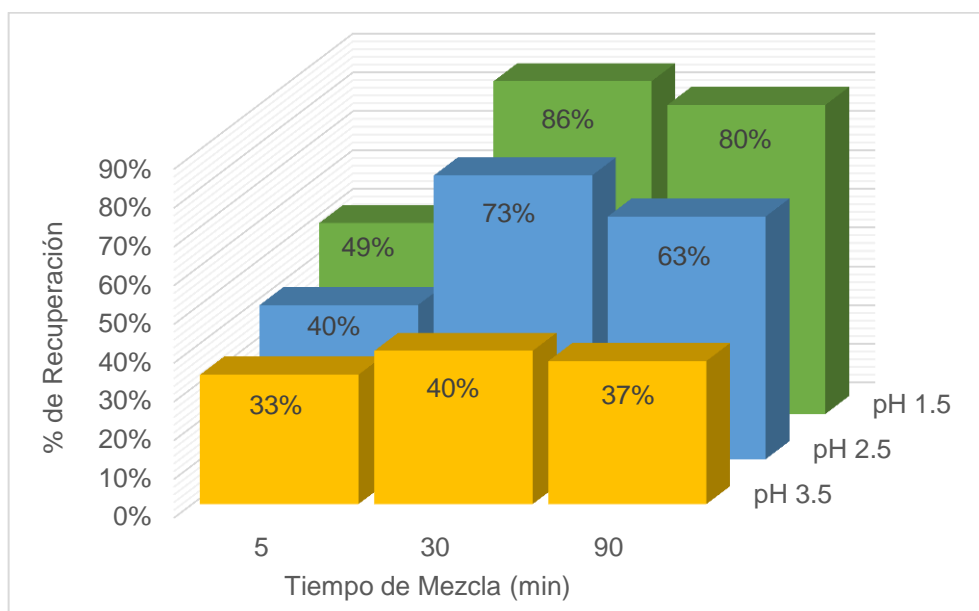
Se puede observar (Tabla 7) que los mayores porcentajes de recuperación de aluminio se obtuvieron con un tiempo de mezcla de 30 minutos independientemente del pH al cual estaba sometida la solución.

El valor más alto de recuperación a pH de 1.5 unidades fue de 86% a 30 minutos de mezcla, a pH de 2.5 unidades fue 73% a 30 minutos de mezcla y con el pH de 3.5 unidades el mayor porcentaje de recuperación fue 40% a los 30 minutos de mezcla, siendo este tiempo el más óptimo para la recuperación de aluminio. En cambio, los menores porcentajes de recuperación se dieron a los 5 minutos de mezcla.

**Tabla 7: Porcentajes de recuperación de aluminio a diferentes pH y tiempo de mezcla.**

**Fuente: Autor, 2017**

pH (unidades)	Tiempo (min)	Al (mg/l)
1,5	5	49%
	30	86%
	90	80%
2,5	5	40%
	30	73%
	90	63%
3,5	5	33%
	30	40%
	90	37%



**Fig. 18: Porcentajes de recuperación de aluminio a diferentes pH y tiempo de mezcla.**

**Fuente: Autor, 2017**

#### 4.2.3. Reducción del volumen del lodo

Se registró el volumen de lodo después de la acidificación (Anexo 2) con el fin de poder comparar el porcentaje de recuperación de aluminio con el porcentaje de reducción de volumen de lodo. En la Tabla 8 se puede observar que a pH y tiempo de



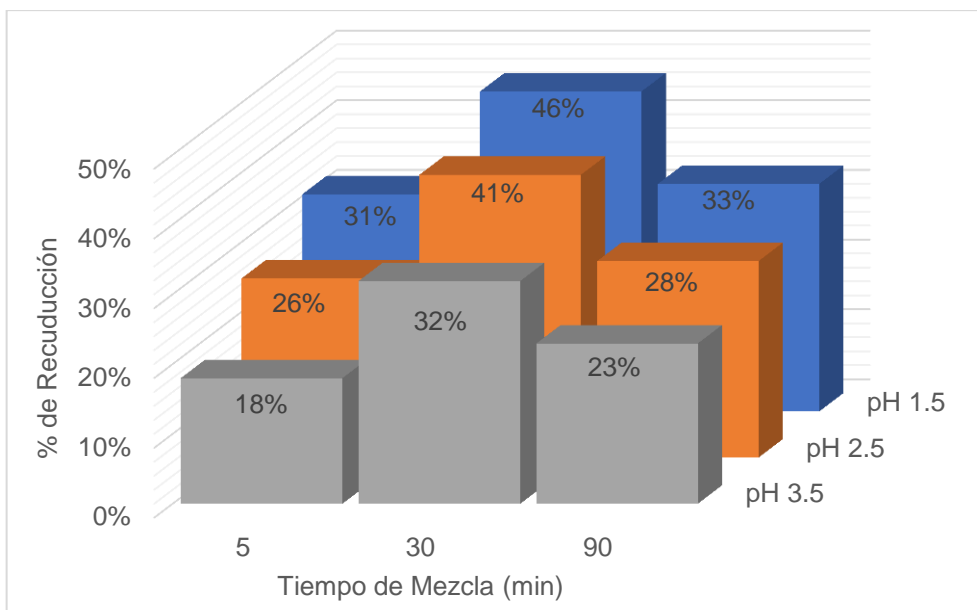
mezcla óptimos 1.5 unidades y 30 minutos respectivamente, se logró una recuperación de aluminio de 86% y un porcentaje de reducción de volumen de lodo de 46%.

Como podemos notar también existe alta recuperación de coagulante y reducción de volumen de lodo a pH de 2.5 unidades y tiempo de mezcla de 30 minutos.

**Tabla 8: Porcentajes de reducción de volumen de lodo a diferentes pH y tiempo de mezcla.**

**Fuente: Autor, 2017**

pH (unidades)	Tiempo (min)	Recuperación Al (%)	Reducción lodo (%)
1,5	5	49	31
	30	86	46
	90	80	33
2,5	5	40	26
	30	73	41
	90	63	28
3,5	5	33	18
	30	40	32
	90	37	23



**Fig. 19: Porcentajes de reducción de volumen de lodo a diferentes pH y tiempo de mezcla.**

**Fuente: Autor, 2017**

#### 4.2.4. Caracterización del coagulante recuperado

Culminado el periodo de 60 minutos de sedimentación se procedió a tomar muestras del sobrenadante, siendo este el coagulante recuperado. A más de medir la concentración de aluminio en el sobrenadante se midieron algunas características para poder compararlo con los coagulantes comerciales.

Los resultados de la caracterización del coagulante recuperado se pueden observar en la siguiente tabla de coagulante recuperado a pH de 1,5 unidades y tiempo de mezcla de 30 minutos (Todas las tablas Anexo 1).

**Tabla 9: Caracterización fisicoquímica del coagulante recuperado.**

**Fuente: Autor, 2017**

pH 1,5 y tiempo de mezcla 30 minutos				
Al (mg/l)	Color	Turbidez (NTU)	Fe (mg/l)	pH
350,33	463	10,905	52,15	2,68



#### 4.2.5. Pruebas con el coagulante recuperado

Se realizaron pruebas en el equipo de Jar Test con el coagulante recuperado y se compararon con el coagulante normal que usa la PTAP de Baños a partir de las mismas condiciones iniciales (Tabla 10), evaluando así su eficacia. Una vez realizados los cálculos para determinar la cantidad de coagulante en cada una de las jarras (Anexo 4), los resultados se muestran en la Tabla 11.

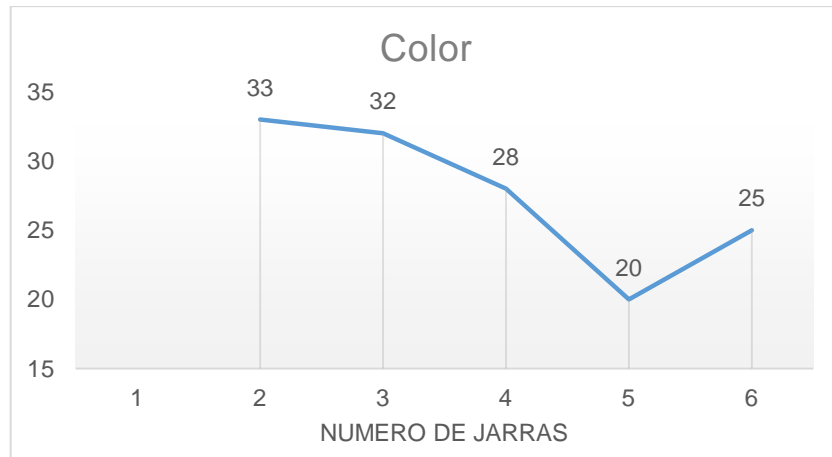
**Tabla 10: Condiciones iniciales del agua cruda.**  
**Fuente: Autor, 2017**

Agua Cruda	
Turbidez (NTU)	3,94
Color	77
pH (unidades)	7,18

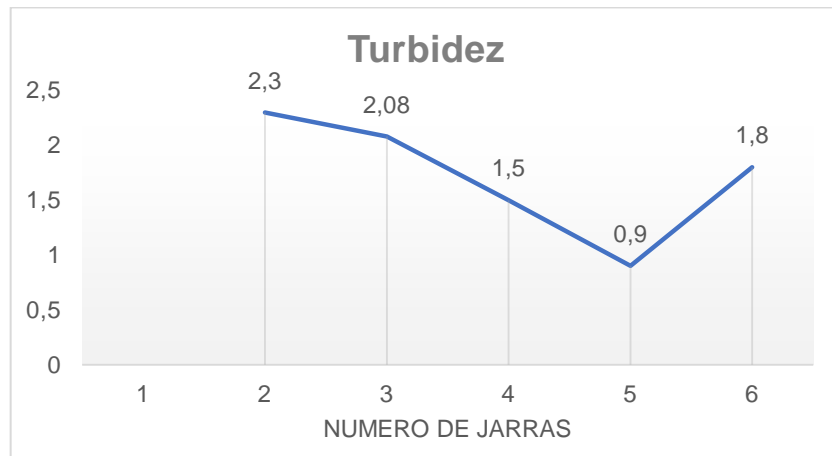
**Tabla 11: Resultados pruebas de Jar Test.**  
**Fuente: Autor, 2017**

Resultados						
Jarras	1	2	3	4	5	6
Coagulante adicionado 2% (ppm)	8	10	12	14	16	18
Coagulante recuperado adicionado 4% (ppm)	4	5	6	7	8	9
Floculante adicionado 0,02% (ppm)	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16
Color	-	33	32	28	20	22
Turbidez	-	2,3	2,08	1,5	0,9	1
pH	-	6,42	6,55	6,6	6,7	6,73

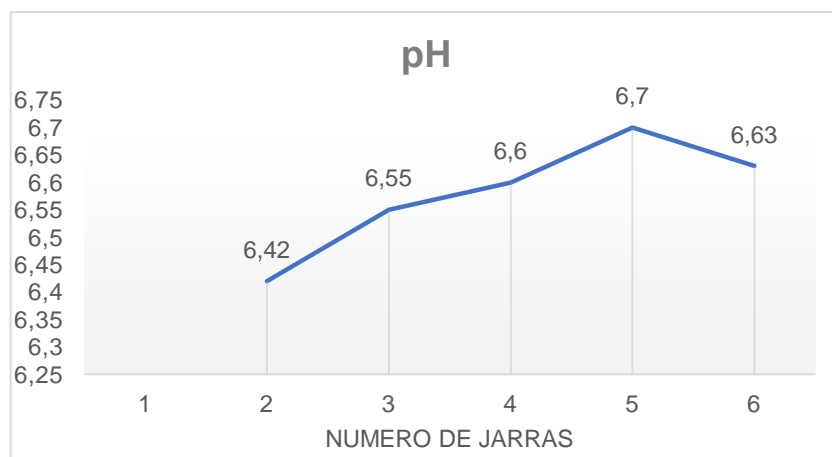




**Fig. 20: Valores de Color registrados para cada jarra.**  
**Fuente: Autor, 2017**



**Fig. 21: Valores de Turbidez registrados para cada jarra.**  
**Fuente: Autor, 2017**



**Fig. 22: Valores de pH registrados para cada jarra.**  
**Fuente: Autor, 2017**



Como podemos observar los mejores resultados se obtuvieron en la jarra 5, con los valores de turbidez y de color más bajos además del pH más cercano a la neutralidad. La cantidad de coagulante recuperado adicionado es el doble del comercial, esto se debe a la concentración del recuperado. Se estimó que la concentración del coagulante recuperado es de 4% y el del coagulante comercial es del 2%. Para usar la misma cantidad se debe diluir el recuperado para llegar a la misma concentración.

#### 4.2.6. Análisis del sedimentable

Antes de desechar el sedimentable (lodos luego de la recuperación de coagulante) se realizó una prueba de pH y se analizó el aluminio remanente, una vez obtenidas los resultados se comparó con la legislación vigente.

**Tabla 12: Análisis de sedimentable.**  
**Fuente: Autor, 2017**

Resultados del sedimentable	
pH	Al (mg/l)
5 – 5,7	57,82

En la tabla 12, se puede observar que el pH de los lodos tiende a la neutralidad, y que el aluminio remanente es aproximadamente el 14% que no pudo ser recuperado con el proceso de acidificación de lodos. En el Anexo 3 podemos observar los límites máximos permisibles de los dos parámetros según la legislación vigente.

#### 4.3. Evaluación económica de la utilización del coagulante recuperado

**Tabla 13: Costo inicial de equipos.**  
**Fuente: Autor, 2017**

Equipos	Descripción	Unidades	Precio Unitario (\$)	Precio total (\$)
Tanque de ácido sulfúrico	50 galones	1	180,00	180.00
Tanque de homogenización	2000 galones	1	2.600,00	2,600.00
Bombas	Desplazamiento positivo	2	3700,00	8,900.00
	Centrifuga	1	1500,00	
Válvulas	Globo de acero inoxidable	4	340,00	1,360.00
<b>TOTAL</b>				<b>13,040.00</b>



El costo de instalación y tuberías es del 80% de los costos de los equipos (Villegas et al., 2005), siendo de 10.432,00 dólares. El costo total de compra de equipos y de instalación sería de 23.472,00 dólares.

En el Anexo 5, se pueden observar las características de cada uno de los equipos por separado.

**Tabla 14: Costo total de equipos.**  
**Fuente: Autor, 2017**

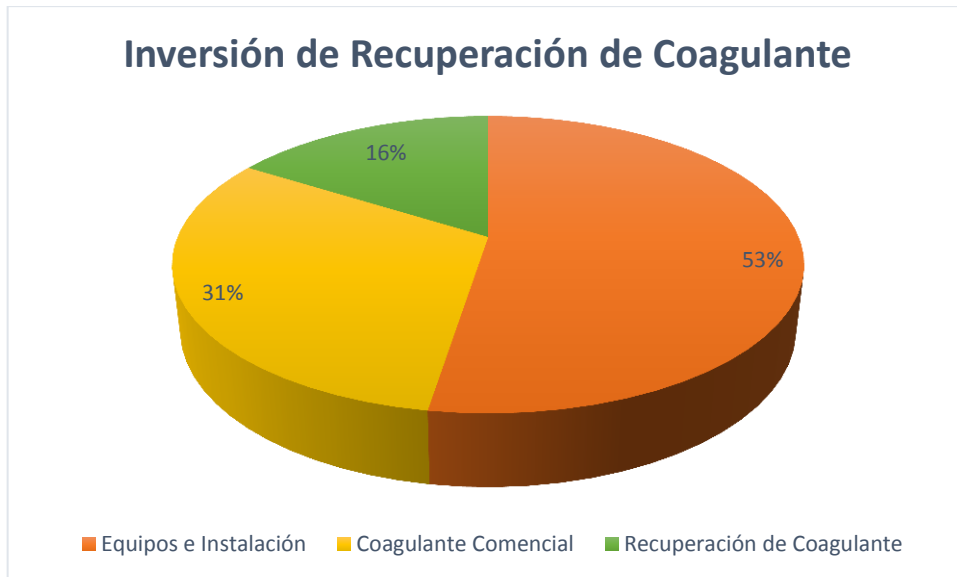
Inversión (\$)	23,472.00
<b>Total (20% IVA)</b> <b>(\$)</b>	<b>28,166.40</b>

En la tabla 14 podemos observar el precio total de los equipos con su respectiva instalación, incluyendo también el IVA. En la tabla 15 a continuación se detalla el costo total anual de la implementación y recuperación e coagulante.

**Tabla 15: Gasto anual por recuperación de coagulante.**  
**Fuente: Autor, 2017**

Costo anual de sulfato de aluminio comercial (\$)	16,800.00
Costo anual ácido sulfúrico (\$)	10, 848.00
Ahorro anual por recuperación de sulfato de aluminio (\$)	2,208.00
<b>Gasto total anual (\$)</b>	<b>25,440.00</b>

Como se puede observar en la tabla anterior existe un ahorro anual de \$ 2,208.00 sin embargo, es necesaria una inversión extra de ácido sulfúrico de \$ 10,848.00, por lo que, a más de la inversión de equipos e instalación, la Planta de Agua Potable asumiría un gasto extra de \$ 8,640.00 por recuperación de coagulante.



**Fig. 23: Inversión total.**  
**Fuente: Autor, 2017**

En la figura 23 se puede observar de manera gráfica, los costos totales que la Planta debería invertir para realizar la recuperación de sulfato de aluminio como coagulante.



## **Conclusiones y Recomendaciones**

La recuperación de sulfato de aluminio a partir de los lodos de la Planta de Tratamiento de Agua Potable de Baños, fue realizada a escala de laboratorio por el método de acidificación con ácido sulfúrico.

Los resultados de las pruebas fisicoquímicas y microbiológicas demuestran que las condiciones de los lodos varían básicamente por la precipitación, sin embargo, la variación de los valores es mínima y se puede tomar como constante.

Los resultados de las pruebas de tratabilidad muestran que las condiciones óptimas de recuperación son: pH 1.5 unidades y tiempos de mezcla 30 minutos a velocidad de mezcla de 100 rpm.

El porcentaje de recuperación en las condiciones óptimas fue de 86%, por lo que es claro concluir que la recuperación de sulfato de aluminio depende básicamente del pH al cual está sometido. De igual manera la reducción de volumen de lodo en las condiciones óptimas es de 46%.

El tiempo de mezcla y la velocidad no son factores determinantes en la recuperación de coagulante sin embargo existen diferencias significativas, los mayores porcentajes de recuperación independientemente del pH se dan a 30 y 90 minutos de mezcla por lo que se puede concluir que, los 5 minutos de mezcla no son suficientes para realizar una mezcla homogénea del lodo con el ácido sulfúrico y no permiten una correcta reacción.

Al realizar las pruebas de jarras con el coagulante recuperado podemos demostrar que las características son muy similares al coagulante comercial. Sin embargo, su concentración esta al doble por lo que se podría diluir para trabajar en iguales condiciones.

Normalmente la Planta de Agua Potable de Baños, vierte de manera directa los lodos a la Quebrada de Chilchil, estos lodos presentan un pH neutro y una concentración promedio de aluminio de 408,15 mg/l. Una vez recuperado el coagulante los niveles de pH se mantienen en la neutralidad, sin embargo, el aluminio remanente en los lodos disminuye a 57,82 mg/l. El TULSMA en el Libro VI, Anexo I establece que el límite máximo permisible de aluminio para descarga de efluentes en cuerpos de agua dulce es de 5mg/l, lo que nos demuestra que a pesar de reducir los niveles de aluminio en los lodos aun no es suficiente para cumplir la normativa vigente.

El análisis económico demuestra que para la recuperación de sulfato de aluminio de los lodos de la PTAP de Baños a más de la inversión inicial que no va a ser



recuperada (28,166.40 dólares), se necesita una inversión extra anual de 8,640.00 dólares. En términos económicos no sería factible la implementación del proyecto.

Las razones por la cual la factibilidad es negativa son:

- El costo del ácido sulfúrico en Ecuador. - en un estudio realizado en el 2005 por J. Villegas en Colombia se termina que la inversión total se recuperaría en el primer año, esto se debe a que el costo por kilogramo de ácido sulfúrico es de aproximadamente 0,10 dólares, específicamente en Cuenca el costo por kilogramo de ácido sulfúrico es de 1,50 dólares.
- Generación de lodos residuales. – en el mismo estudio la Planta de Tratamiento genera diariamente 12m<sup>3</sup> de lodos residuales, en cambio la Planta de Tratamiento de Agua Potable de Baños genera únicamente 5m<sup>3</sup> semanales de lodo.

Estos son los principales motivos por lo que el proyecto no es viable en términos económicos.

La recuperación de sulfato de aluminio de lodos residuales por acidificación es una técnica nueva en el Ecuador, si se diera la importancia necesaria a este tipo de residuos se podría subsidiar el precio del ácido sulfúrico para poder implementar el proyecto de recuperación de coagulante, además de eso evitaría el depósito de los lodos directamente al suelo, cuerpos de agua dulce y además se alargaría de alguna manera la vida útil de los rellenos sanitarios.

A pesar de que en términos económicos este proyecto no es factible aún, desde el punto de vista ambiental es conveniente para reducir la contaminación de los suelos y cuerpos de agua dulce.

Según la normativa los sedimentables, residuos de la recuperación de coagulante no cumplen con los límites máximos permisibles de aluminio, por lo que se podría investigar alternativas para el reciclaje de este residuo así evitar su descarga directa.

Las Plantas de Tratamiento de Agua Potable están en la obligación de contratar un gestor autorizado que, a más de controlar sus descargas de efluentes, propongan un tratamiento previo de los lodos residuales y así se disminuya en general la contención ambiental.



## Referencias

- AGUASISTEC. (2017). Recuperado 5 de junio de 2017, a partir de <http://www.aguasistec.com/planta-de-tratamiento-de-agua-potable.php>
- Bishop, M. M., Rolan, A. T., Bailey, T. L., Cornwell, D. A., Bishop, M. M., Rolan, A. T., ... Corn, D. A. (2015). Testing of Alum Recovery for Solids Reduction and Reuse, *79(6)*, 76–83.
- Builes, S. (2010). TRATAMIENTO Y ADECUADA DISPOSICION DE LODOS DOMESTICOS E INDUSTRIALES.
- Cárdenas, Y. (2000). Tratamiento de agua coagulación y floculación.
- CIDTA. (n.d.). Implusión de Aguas Residuales: Bombas para la Implusión de Aguas Residuales.
- Ellms, J. (2017). COAGULATION AND SEDIMENTATION WITH CHEMICALS. *American Water Works Association*, *9(3)*, 496–501.
- García, F. (2015). CALIDAD Y TRATAMIENTO DE AGUA. Cuenca.
- Gutiérrez Rosero, J. A., Ramírez Fajardo, Á. I., Rivas, R., Linares, B., & Paredes, D. (2014). Tratamiento de lodos generados en el proceso convencional de potabilización de agua. *Ingenierías Universidad de Medellín*, *13(25)*, 13–27.
- Jiménez, A. (2003). *Diseño de procesos de Ingeniería Química*. México.
- Maximo, F. (2013). Métodos Estándar para el Examen del Agua y Aguas Residuales, 1912.
- Morillo, G. (n.d.). TRATAMIENTO AVANZADO DE AGUAS. DISEÑO FLEXIBLE DE TRATAMIENTO DE AGUAS DE CONSUMO HUMANO, 185.
- Richter, & Cánepa. (n.d.). FLOCULACION.
- Rosero, M., & Barba, L. (2014). RECUPERACION DE SULFATO DE ALUMINIO DE LODOS GENERADOS DURANTE EL PROCESO DE POTABILIZACION DEL AGUA (PDF Download Available).pdf, 9.
- SISTEMAS DE AGUA POTABLE Y AGUAS RESIDUALES. (1999). *GALILEO*, 141–151.
- Slechta, A. F., Culp, G. L., & Culp, G. L. (2015). Water Reclamation Studies at the South Tahoe Public Utility District. *Water Environment Federation*, *39(5)*, 787–814.
- Soediono. (1989). TRATABILIDAD DE LOS LODOS PRODUCIDOS EN LA POTABILIZACIÓN DEL AGUA. *Journal of Chemical Information and Modeling*, *53*, 160. <http://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Soediono, A. (1989). IDENTIFICACION DE LAS ALTERNATIVAS DE USO AMBIENTAL DE LOS LODOS RESIDUALES DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO



- DE AGUAS LA LLANA-CAMPO23. *Journal of Chemical Information and Modeling*, 53, 160. <http://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Soediono, B. (1989). ESTUDIO PILOTO PARA REDUCIR EL VOLUMEN DE LODOS DE PLANTAS POTABILIZADORAS. *Journal of Chemical Information and Modeling*, 53(8532), 160. <http://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Sperry, Monfort, & Stein. (2017). THE LIME-SOFTENING OF WATER AND THE USE OF THE SLUDGES AS AN AID THERETO. *American Water Works Association*, 6(2), 215–229.
- Srinivasan, P. T., Viraraghavan, T., & Subramanian, K. S. (1999). Aluminium in drinking water : An overview, 25(1), 47–56.
- Stackelberg, P. E., Meyer, M. T., & Henderson, A. K. (2004). Persistence of pharmaceutical compounds and other organic wastewater contaminants in a conventional drinking-water-treatment plant.
- Tenesaca, R. (2007). Obtención de la curva de calibración para la dosificación del coagulante y determinación de los parámetros de operación de la Planta de Agua Potable de la Parroquia Baños. *Universidad de Cuenca*, 27–57.
- Vargas, L. (n.d.). FLOCULACIÓN.
- Vargas, L. (2004). Tratamiento de agua para consumo humano. Plantas de filtración rápida Manual I : Teoría Tomo I, 1, 597.
- Villegas, J. D., Castaño, J. M., & Paredes, D. (2005). Recuperación de sulfato de aluminio a partir de lodos generados en plantas de potabilización de agua, (28), 223–228.





## ANEXOS

### ANEXO 1: PRUEBAS PARA DETERMINAR EL PH Y EL TIEMPO ÓPTIMO DE RECUPERACIÓN DE ALUMINIO / CARACTERIZACIÓN DE COAGULANTE RECUPERADO.

pH 1,5 y tiempo de mezcla de 5 minutos					
N° Prueba	Al (mg/l)	Color	Turbidez (NTU)	Fe (mg/l)	pH (unidades)
1	209,9	488	8,45	67	2,2
2	192,8	455	6,78	45,5	2,25
<b>Media</b>	<b>201,35</b>	<b>471,5</b>	<b>7,615</b>	<b>56,25</b>	<b>2,225</b>

*Caracterización de coagulante recuperado, pruebas a distintos pH y tiempo de mezcla (1,5 y 5 minutos).*

*Fuente: Autor, 2017*

pH 2,5 y tiempo de mezcla de 5 minutos					
N° Prueba	Al (mg/l)	Color	Turbidez (NTU)	Fe (mg/l)	pH (unidades)
1	176,8	547	14,6	29,28	3,1
2	148,2	523	12,6	36,56	3,27
<b>Media</b>	<b>162,5</b>	<b>535</b>	<b>13,6</b>	<b>32,92</b>	<b>3,185</b>

*Caracterización de coagulante recuperado, pruebas a distintos pH y tiempo de mezcla (2,5 y 5 minutos).*

*Fuente: Autor, 2017*

pH 3,5 y tiempo de mezcla de 5 minutos					
N° Prueba	Al (mg/l)	Color	Turbidez (NTU)	Fe (mg/l)	pH (unidades)
1	140	280	8,6	26,6	3,86
2	132,9	272	7,74	25,9	3,9
<b>Media</b>	<b>136,45</b>	<b>276</b>	<b>8,17</b>	<b>26,25</b>	<b>3,88</b>

*Caracterización de coagulante recuperado, pruebas a distintos pH y tiempo de mezcla (3,5 y 5 minutos).*

*Fuente: Autor, 2017*

pH 1,5 y tiempo de mezcla de 30 minutos					
N° Prueba	Al (mg/l)	Color	Turbidez (NTU)	Fe (mg/l)	pH (unidades)
1	359,76	464	10,71	43,1	2,65
2	340,9	462	11,1	61,2	2,71
<b>Media</b>	<b>350,33</b>	<b>463</b>	<b>10,905</b>	<b>52,15</b>	<b>2,68</b>



**Caracterización de coagulante recuperado, pruebas a distintos pH y tiempo de mezcla (1,5 y 30 minutos).**

**Fuente: Autor, 2017**

<b>pH 2,5 y tiempo de mezcla de 30 minutos</b>					
<b>N° Prueba</b>	<b>Al (mg/l)</b>	<b>Color</b>	<b>Turbidez (NTU)</b>	<b>Fe (mg/l)</b>	<b>pH (unidades)</b>
1	302,8	440	8,6	72,1	3,05
2	294,8	398	9,6	73,2	3,41
<b>Media</b>	<b>298,8</b>	<b>419</b>	<b>9,1</b>	<b>72,65</b>	<b>3,23</b>

**Caracterización de coagulante recuperado, pruebas a distintos pH y tiempo de mezcla (2,5 y 30 minutos).**

**Fuente: Autor, 2017**

<b>pH 3,5 y tiempo de mezcla de 30 minutos</b>					
<b>N° Prueba</b>	<b>Al (mg/l)</b>	<b>Color</b>	<b>Turbidez (NTU)</b>	<b>Fe (mg/l)</b>	<b>pH (unidades)</b>
1	147,2	295	7,35	63,1	3,3
2	176	297	8,17	91,1	3,87
<b>Media</b>	<b>161,6</b>	<b>296</b>	<b>7,76</b>	<b>77,1</b>	<b>3,585</b>

**Caracterización de coagulante recuperado, pruebas a distintos pH y tiempo de mezcla (3,5 y 30 minutos).**

**Fuente: Autor, 2017**

<b>pH 1,5 y tiempo de mezcla de 90 minutos</b>					
<b>N° Prueba</b>	<b>Al (mg/l)</b>	<b>Color</b>	<b>Turbidez (NTU)</b>	<b>Fe (mg/l)</b>	<b>pH (unidades)</b>
1	326,6	494	16,2	74	2,63
2	324	448	15,4	93	3,33
<b>Media</b>	<b>325,3</b>	<b>471</b>	<b>15,8</b>	<b>83,5</b>	<b>2,98</b>

**Caracterización de coagulante recuperado, pruebas a distintos pH y tiempo de mezcla (1,5 y 90 minutos).**

**Fuente: Autor, 2017**

<b>pH 2,5 y tiempo de mezcla de 90 minutos</b>					
<b>N° Prueba</b>	<b>Al (mg/l)</b>	<b>Color</b>	<b>Turbidez (NTU)</b>	<b>Fe (mg/l)</b>	<b>pH (unidades)</b>
1	293,4	494	7,9	82,3	3,15
2	218	339	6,79	93,2	3,83
<b>Media</b>	<b>255,7</b>	<b>416,5</b>	<b>7,345</b>	<b>87,75</b>	<b>3,49</b>

**Caracterización de coagulante recuperado, pruebas a distintos pH y tiempo de mezcla (2,5 y 90 minutos).**

**Fuente: Autor, 2017**

<b>pH 3,5 y tiempo de mezcla de 90 minutos</b>					
--	--	--	--	--	--



N° Prueba	Al (mg/l)	Color	Turbidez (NTU)	Fe (mg/l)	pH (unidades)
1	194,2	450	10,9	73,2	2,55
2	107,5	307	10,4	93,1	3,9
<b>Media</b>	<b>150,85</b>	<b>378,5</b>	<b>10,65</b>	<b>83,15</b>	<b>3,225</b>

**Caracterización de coagulante recuperado, pruebas a distintos pH y tiempo de mezcla (3,5 y 90 minutos).**

**Fuente: Autor, 2017**

**ANEXO 2: REDUCCIÓN DE VOLUMEN DE LODO PARA CADA PRUEBA.**

Tiempo de mezcla de 5 minutos						
pH (unidades)	Vol. inicial lodos (ml)		Vol. final lodos (ml)		Promedio	Reducción (%)
	Prueba 1	Prueba 2	Prueba 1	Prueba 2		
1,5	1016,5		600	620	700	31%
2,5	1009		750	750	750	26%
3,5	1006		800	850	825	18%

**Reducción de volumen de lodo a los 5 minutos de mezcla.**

**Fuente: Autor, 2017**

Tiempo de mezcla de 30 minutos						
pH (unidades)	Vol. inicial lodos (ml)		Vol. final lodos (ml)		Promedio	Reducción (%)
	Prueba 1	Prueba 2	Prueba 1	Prueba 2		
1,5	1016,5		500	600	550	46%
2,5	1009		550	650	600	41%
3,5	1006		700	670	685	32%

**Reducción de volumen de lodo a los 30 minutos de mezcla.**

**Fuente: Autor, 2017**

Tiempo de mezcla de 90 minutos						
pH (unidades)	Vol. inicial lodos (ml)		Vol. final lodos (ml)		Promedio	Reducción (%)
	Prueba 1	Prueba 2	Prueba 1	Prueba 2		
1,5	1016,5		670	700	685	33%
2,5	1009		700	750	725	28%
3,5	1006		750	800	775	23%

**Reducción de volumen de lodo a los 90 minutos de mezcla.**

**Fuente: Autor, 2017**



**ANEXO 3: LIMITES MAXIMOS PERMISIBLES PARA DESCARGA DE EFLUENTES A UN CUERPO DE AGUA DULCE.**

**LIBRO IV – ANEXO I – TULSMA**

Parámetros	Expresado como	Unidad	Limite máximo permisible
Aceites y Grasas.	Sustancias solubles en hexano	mg/l	0,3
Alkil mercurio		mg/l	No detectable
Aldehídos		mg/l	2,0
Aluminio	Al	mg/l	5,0
Arsénico total	As	mg/l	0,1
Bario	Ba	mg/l	2,0
Boro total	B	mg/l	2,0
Cadmio	Cd	mg/l	0,02
Cianuro total	CN <sup>-</sup>	mg/l	0,1
Cloro Activo	Cl	mg/l	0,5
Cloroformo	Extracto carbón cloroformo ECC	mg/l	0,1
Cloruros	Cl <sup>-</sup>	mg/l	1 000
Cobre	Cu	mg/l	1,0
Cobalto	Co	mg/l	0,5
Coliformes	Nmp/100 ml		*Remoción > al 99,9 %
Fecales			* Inapreciable en dilución:
Color real	Color real	unidades de	

Parámetros	Expresado como	Unidad	Limite máximo permisible
Nitrógeno Total Kjeldahl	N	mg/l	15
Organoclorados totales	Concentración de organoclorados totales	mg/l	0,05
Organofosforados totales	Concentración de organofosforados totales.	mg/l	0,1
Plata	Ag	mg/l	0,1
Plomo	Pb	mg/l	0,2
Potencial de hidrógeno	pH		5-9
Selenio	Se	mg/l	0,1
Sólidos Sedimentables		ml/l	1,0

**ANEXO 4: CALCULO DE ADICIÓN DE COAGULANTE PARA CADA JARRA.**

$$v = \frac{V * D}{C}$$

Jarras	Coagulante (mg/l) = D	Agua Cruda (ml) = V	Concentración Coagulante 2% (mg/l) = C	Coagulante adicionado (ml) = v
1	8	2000	20000	0,8
2	10	2000	20000	1
3	12	2000	20000	1,2
4	14	2000	20000	1,4
5	16	2000	20000	1,6
6	18	2000	20000	1,8

*Pruebas de Jar Test con el coagulante comercial.  
Fuente: Autor, 2017*



Jarras	Coagulante recuperado (mg/l) = D	Agua Cruda (ml) = V	Concentración Coagulante recuperado 4% (mg/l) = C	Coagulante recuperado adicionado (ml) = v
1	8	2000	40000	0,4
2	10	2000	40000	0,5
3	12	2000	40000	0,6
4	14	2000	40000	0,7
5	16	2000	40000	<b>0,8</b>
6	18	2000	40000	0,9

*Pruebas de Jar Test con el coagulante recuperado.  
Fuente: Autor, 2017*

## ANEXO 5: EVALUACIÓN ECONÓMICA.

- **Estimación de costos de equipos**

### Tanque de ácido sulfúrico

La dosis óptima de sulfato de aluminio para acidificar los lodos y llevarlos a pH de 1.5 unidades fue de 16.5 ml para un litro de lodo. Se tratará un volumen de lodos de 5 m3 semanal por lo tanto la cantidad de ácido necesaria es de 0.0825m3 ó 21,8 galones.

**El costo de un tanque de 50 galones es de 180 dólares aproximadamente.**

<http://www.ebay.com/itm/Smart-Tank-50-Gallon-Stackable-Water-Storage-Tank-BPA-Free-Made-in-the-USA-/302338440971?hash=item4664c67f0b:g:pJUAOSw32IYyVsQ>

### Tanque de homogenización

El volumen de lodos es de 5 m3 ó 1320 galones.

**El costo aproximado de un tanque de 2000 galones es de 2600 dólares.**

<http://www.ebay.com/itm/2000-GALLON-POLY-MIX-TANK-MIXER-MOUNTING-FRAME-/121820080653?hash=item1c5d0aea0d:g:VjYAAOSw2gxYoiXD>

### Bombas



Existen dos tipos de bombas: centrifugas y de desplazamiento positivo.

Las centrifugas tienen la ventaja de ser aplicable a cualquier proceso industrial, sin embargo, su desventaja es el manejo de líquidos viscosos.

Las de desplazamiento positivo muy útiles para trabajar con líquidos viscosos (CIDTA, n.d.).

Para el proyecto se necesitarán 3 bombas de la siguiente manera:

Dos bombas de desplazamiento positivo para:

- Una bomba para absorción de los lodos al tanque homogeneizador
- Una bomba de absorción de lodos a la disposición final

**Las bombas de desplazamiento positivo tienen un costo aproximado de 3700 dólares cada una.**

[http://www.ebay.com/itm/Waukesha-030U2AP-030-Positive-Displacement-20Pump-PD-REM-20-/350384054230?hash=item5194845fd6&pt=BI\\_Pumps#ht\\_868wt\\_1321](http://www.ebay.com/itm/Waukesha-030U2AP-030-Positive-Displacement-20Pump-PD-REM-20-/350384054230?hash=item5194845fd6&pt=BI_Pumps#ht_868wt_1321)

- Una bomba centrifuga de absorción del coagulante recuperado a su almacenamiento.

La bomba centrifuga tiene un costo de 1500 dólares.

<http://www.ebay.com/itm/R-S-Corcoran-4000D-1-5X2-5-Stainless-Centrifugal-Pump-Package-NEW-Surplus-/152250381003?hash=item2372d472cb>

## Válvulas

Se necesitarán 4 válvulas para el proyecto de la siguiente manera:

- Una válvula a la salida de ácido sulfúrico
- Una válvula luego de bomba de lodos al tanque homogeneizador.
- Una válvula después de la bomba del recuperado al almacenamiento
- Una válvula luego de la bomba de los lodos a la disposición final.

**El precio aproximado de las válvulas de tipo globo de acero inoxidable es de 340 dólares.**

<http://www.ebay.com/itm/VALVOLA-FLUSSO-DEVIATO-SHUNT-VALVE-WARREN-GLOBE-1-1-2-CF8M-STAINLESS-STEEL-/261759218032?hash=item3cf210b170>

- **Estimación de costo de ácido sulfúrico.**

Para tratar los 5 m<sup>3</sup> de lodo de manera semanal se necesita de 82,5 l o 150,65 kg de ácido sulfúrico al precio de 1,50 dólares el kg.

La planta requiere de 700 kg de sulfato de aluminio que resulta 35 m<sup>3</sup> semanales de sulfato de aluminio a disolución de 2% el precio del sulfato de aluminio es de 0,50 dólares.

Semanalmente la recuperación máxima de coagulante es de 4,6 m<sup>3</sup>

La planta necesitaría únicamente 608 kg mensuales (30.4 m<sup>3</sup>)

**Sin el proyecto de recirculación la planta gasta semanalmente:**

- Sulfato de aluminio= 350 dólares

**Con la implementación del proyecto la planta gastaría semanalmente:**

- Sulfato de aluminio= 350 dólares
- Ácido sulfúrico= 226 dólares
- Ahorro por sulfato de aluminio recuperado= 46 dólares

**Con la implementación del proyecto el gasto extra semanal de 180 dólares.**

**ANEXO 6: FOTOGRAFÍAS.**

Planta de Tratamiento de Agua Potable de Baños: Infraestructura



*Ilustración 1. Coagulación*



*Ilustración 2. Floculación*





Ilustración 3. Sedimentación



Ilustración 4. Filtración

### Planta de Tratamiento de Agua Potable de Baños: Equipos de Laboratorio



Ilustración 5. Colorímetro



Ilustración 6. Medidor pH



Ilustración 7. Conductímetro



Ilustración 8. Análisis Microbiológico



Ilustración 9. Mufla





*Ilustración 10. Equipo de Jar Test*

### Pruebas de laboratorio



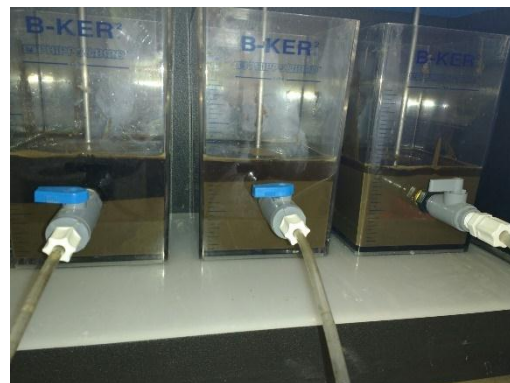
*Ilustración 11. Análisis Físicoquímico*



*Ilustración 12. Análisis Microbiológico*



*Ilustración 13. Acidificación de Lodos*



*Ilustración 14. Recuperación de Coagulante*



*Ilustración 15. Pruebas de Coagulante Recuperado*