

UNIVERSIDAD DE EL SALVADOR
FACULTAD DE INGENIERIA Y ARQUITECTURA
ESCUELA DE INGENIERIA QUÍMICA E INGENIERÍA DE ALIMENTOS



**DISEÑO DE UN PROCESO QUIMICO PARA LA
RECUPERACION DE ALUMINIO CONTENIDO EN LOS
LODOS PROVENIENTES DE LA PLANTA
POTABILIZADORA DE AGUA LAS PAVAS**

PRESENTADO POR:

CARLOS RAFAEL CARPIO ARTEAGA

ALEXANDER VLADIMIR MARTINEZ OSORTO

RAMIRO OSWALDO RUIZ BARRIENTOS

PARA OPTAR AL TITULO DE:

INGENIERO QUÍMICO

CIUDAD UNIVERSITARIA, JUNIO DE 2016

UNIVERSIDAD DE EL SALVADOR

RECTOR INTERINO :

LIC. JOSÉ LUIS ARGUETA ANTILLÓN

SECRETARIA GENERAL :

DRA. ANA LETICIA ZA VALETA DE AMAYA

FACULTAD DE INGENIERIA Y ARQUITECTURA

DECANO :

ING. FRANCISCO ANTONIO ALARCÓN SANDOVAL

SECRETARIO :

ING. JULIO ALBERTO PORTILLO

ESCUELA DE INGENIERIA QUIMICA E INGENIERIA DE ALIMENTOS

DIRECTOR :

INGA. TANIA TORRES RIVERA

UNIVERSIDAD DE EL SALVADOR
FACULTAD DE INGENIERIA Y ARQUITECTURA
ESCUELA DE INGENIERIA QUÍMICA E INGENIERÍA DE ALIMENTOS

Trabajo de Graduación previo a la opción al Grado de:

INGENIERO QUÍMICO

Título :

**DISEÑO DE UN PROCESO QUIMICO PARA LA
RECUPERACION DE ALUMINIO CONTENIDO EN LOS
LODOS PROVENIENTES DE LA PLANTA
POTABILIZADORA DE AGUA LAS PAVAS**

Presentado por :

**CARLOS RAFAEL CARPIO ARTEAGA
ALEXANDER VLADIMIR MARTINEZ OSORTO
RAMIRO OSWALDO RUIZ BARRIENTOS**

Trabajo de Graduación Aprobado por :

Docente Asesor :
INGA. TANIA TORRES RIVERA

Asesor Externo :
LIC. DOUGLAS ERNESTO GARCIA

San Salvador, Junio de 2016

Trabajo de Graduación Aprobado por:

Docente Asesor :

INGA. TANIA TORRES RIVERA

Asesor Externo :

LIC. DOUGLAS ERNESTO GARCIA

AGRADECIMIENTOS

A la **Universidad de El Salvador**, universidad de alto prestigio que nos brindó la posibilidad de adquirir nuevos conocimientos necesarios para formarnos como ingenieros de forma íntegra.

A la **Escuela de Ingeniería Química e Ingeniería de Alimentos y su personal docente**, por su entrega, dedicación, y perseverancia para la culminación de nuestros estudios profesionales.

Al **Laboratorio de Aguas de ANDA**, por capacitarnos en técnicas analíticas de determinación de Aluminio, facilitarnos equipo y cristalería necesaria para la recuperación de aluminio.

Al **Ing. Lic. Douglas García**, por proporcionarnos las muestras de lodos que serían utilizadas en la etapa experimental y la realización de todos los análisis instrumentales de aluminio.

A la **Asociación Nacional de Acueductos y Alcantarillados (ANDA)**, por colaborar con el equipo de prueba de jarras y reactivos necesarios para la evaluación de la recuperación del aluminio contenido en los lodos de la PPA Las Pavas.

A nuestros asesores **Inga. Tania Torres Rivera e Ing. Lic. Douglas García**, que nos apoyaron y confiaron en nuestro trabajo, brindándonos la asesoría necesaria para culminar satisfactoriamente el trabajo de graduación.

A la **Inga. Tania Torres Rivera** que nos brindó las herramientas y el apoyo necesario para poder culminar exitosamente este camino para lograr ser un profesional universitario.

A la **Inga. Haydee de Munguía**, por sus aportes y su apoyo en la determinación de la concentración de aluminio en las muestras de nuestro experimento.

Al **Sr. Alexander Padilla y Sr. Oscar Morán**, por ayudarnos con la manipulación de equipos y facilitarnos el uso del material necesario de la Planta Piloto, para poder realizar las diferentes experimentaciones en el laboratorio.

DEDICATORIA

Me gozo de una vasta e inmejorable felicidad al poder culminar mis estudios universitarios y primeramente se lo dedico a mi familia que confió en mí y dieron su apoyo incondicional para hacer esto posible.

Agradezco a mi madre, **Lilian Virginia** por haberme apoyado y brindado todo lo necesario en este camino que decidí emprender, gracias a sus consejos, educación, comprensión, apoyo y a veces regaños he podido lograr lo que ahora soy, le dedico este logro y todos los logros de mi vida a mi madre que siempre piensa que soy el mejor! Que soy su orgullo. A mis tías **Lorena Arelí y Ana Paula** que siempre estuvieron pendientes en apoyarme en todo lo indispensable para que pudiera crecer académicamente y personalmente. A mi tío **José Modesto** por siempre darme los consejos que quedaban justo a las situaciones que enfrentaba.

A mis abuelitas, que han sido mis segundas madres, a **Prisila** que aunque ya no está con nosotros pero sé que desde donde este, sigue cuidando de mi como cuando era un pequeño! A **Belia Angélica** por darme su apoyo incondicional en todo lo que me propuse.

A mis amigos y compañeros con los que compartí y disfrute buenos momentos a lo largo de mi formación profesional **Erick Reynosa, Carlos Rodríguez, Carlos Carpio. Carla Aguirre** como cuando te conocí en el tercer parcial de Química General. **Ramiro Ruiz** quien hizo posible todo el trabajo de laboratorio de nuestro trabajo de graduación, gracias eres grande.

A mis maestros, por brindarme herramientas y conocimientos que me servirán en el desarrollo de mi carrera profesional, en especial a **Inga Tania Torres, Ing. Lic. Douglas García.**

“Haz lo que puedas, con lo que tengas, en donde estés”
Theodore Roosevelt

Alexander Vladimir Martínez Osorto

DEDICATORIA

Al concluir esta etapa inicial de mi vida, quiero expresar un profundo agradecimiento, quienes con su ayuda, apoyo y comprensión me alentaron a lograr esta hermosa realidad.

A mi madre **Maritza Barrientos** por haberme apoyado en todo momento, por sus consejos, sus valores, por la motivación constante que me ha permitido ser una persona de bien, pero más que nada, por su amor. Gracias por haberme educado y soportar mis errores.

A mi hermana **Evelin Barrientos** por estar siempre presente, por su ayuda, su apoyo y ser un ejemplo a seguir. Gracias por creer y confiar en mí.

A mis Abuelos **Jorge y Evila**. Gracias por su paciencia, por enseñarme el camino de la vida, gracias por sus consejos y por el amor que me han dado.

A mis compañeros de Trabajo de Graduación, **Alexander y Carlos**, quienes me acompañaron en esta trayectoria de aprendizaje y conocimientos.

A mis maestros. Gracias por su tiempo así como por la sabiduría que me transmitieron en el desarrollo de mi formación profesional,

Un agradecimiento especial a nuestros asesores **Ing. Tania Torres** y **Lic. Douglas García** por hacer posible este Trabajo de Graduación.

“El secreto de salir adelante es comenzar”, (Mark Twain).

Ramiro Oswaldo Ruiz Barrientos

INDICE DE CONTENIDOS

I.	Índice de contenidos.	i
II.	Índice de tablas.	ix
III.	Índice de figuras.	xi
IV.	Introducción.	xiii
V.	Resumen Ejecutivo.	xiv

CAPITULO I. GENERALIDADES DEL ESTUDIO.

1.1	Introducción.	1
1.2	Objetivos del estudio.	1
1.2.1	Objetivo General.	1
1.2.2	Objetivos Específicos.	2
1.3	Antecedentes.	2
1.4	Alcances y limitaciones.	3
1.4.1	Alcances.	3
1.4.2	Limitaciones.	4
1.5	Definición del problema.	4
1.6	Justificación.	5

CAPITULO II. MARCO TEORICO

2.1	Uso del agua.	7
2.2	Agua potable.	7
2.3	Potabilización de aguas.	10
2.3.1	Proceso convencional de potabilización de aguas.	10
2.4	Caracterización de residuos del proceso de potabilización de agua.	15
2.4.1	Caracterización de lodos en el tratamiento de aguas.	17
2.5	Producción de agua potable en El Salvador.	18
2.6	Información general Planta Potabilizadora de agua “Las Pavas”.	20
2.6.1	Etapas para la purificación del agua en PPA “Las Pavas”.	21

CAPITULO III: FUNDAMENTOS PARA LA RECUPERACIÓN DEL ALUMINIO DE LOS LODOS PROVENIENTES DE LA POTABILIZACIÓN DE AGUAS.

3.1	Introducción.	29
3.2	Proceso de coagulación/floculación.	30
3.2.1	Fisicoquímica de los procesos de coagulación.	32
3.2.1.1.	Cargas en las partículas coloidales.	32
3.2.1.2.	Hidrolisis del Aluminio.	35

3.2.1.3.	Mecanismos de Coagulación.	37
3.3.	Métodos de tratamiento de lodos.	39
3.3.1.	Métodos de recuperación de aluminio.	41
3.3.1.1.	Uso del aluminio recuperado como coagulante.	44
3.3.1.2.	Variables que afectan la recuperación del aluminio.	45
3.4.	Reacciones solido-liquido.	46
3.4.1.	Modelo de núcleo sin reaccionar para partículas esféricas de tamaño constante.	49
3.4.2.	Difusión externa como etapa controlante.	50
3.4.3.	Determinación de la etapa controlante de la velocidad.	53
3.5.	Generalidades del diseño de reactores químicos.	54
3.5.1.	Tipos de reactores.	54
3.5.2.	Ecuaciones básicas del diseño de reactores químicos.	56
3.5.2.1.	Reactor intermitente o por lotes.	56
3.5.2.2.	Reactores de tanque agitado en estado estacionario.	57
3.5.2.3.	Reactores de flujo de pistón.	58

3.5.3. Parámetros de dimensionamiento de los reactores químicos.	59
--	----

CAPITULO IV: DISEÑO Y PROPUESTA DE DESARROLLO DE UN PROCESO QUÍMICO DE RECUPERACIÓN DE ALUMINIO. FASE EXPERIMENTAL.

4.1	Introducción.	61
4.2	Diseño del experimento para la determinación de los factores significativos en el proceso de recuperación de coagulante como sulfato de aluminio.	63
4.2.1	Definición de factores.	63
4.2.1.1	Velocidad de agitación (rpm).	63
4.2.1.2	Potencial de hidrogeno (pH).	64
4.2.1.3	Tiempo de reacción (tiempo).	64
4.2.1.4	Porcentaje de sólidos totales (%ST).	65
4.2.1.5	Variable respuesta.	65
4.2.2	Planificación de los experimentos para determinar los factores significativos en el proceso de recuperación de coagulante como sulfato de aluminio.	65
4.2.3	Procedimiento experimental para el desarrollo de la reacción y medición de variables.	67

4.2.3.1	Caracterización de los lodos recolectados en la PPA “Las Pavas”.	67
4.2.3.2	Procedimiento experimental para la determinación de los factores que influyen en la reacción de recuperación de coagulante como sulfato de aluminio.	69
4.2.3.3	Montaje experimental para el desarrollo de la reacción.	70
4.2.3.4	Proceso de medición de la concentración del coagulante como sulfato de aluminio.	71
4.3	Diseño del experimento cinético para determinar el modelo de velocidad de la reacción de recuperación de coagulante como sulfato de aluminio.	72
4.3.1	Diseño del experimento cinético.	73
4.3.2	Procedimiento para la recolección de los datos cinéticos.	73

CAPITULO V: ANALISIS DE DATOS Y DETERMINACION DEL MODELO CINETICO DE REACCION INOLUCRADO EN LARECUPERACION DE SULFATO DE ALUMINIO.

5.1	Introducción.	75
5.2	Metodología para la determinación de los parámetros óptimos de reacción.	76
5.2.1	Determinación de parámetros óptimos de reacción.	76

5.2.2	Análisis estadístico de datos.	77
5.3	Metodología para la obtención y recolección de datos cinéticos.	83
5.3.1	Clasificación del tipo de reacción, ecuación química y mecanismo del proceso de reacción.	84
5.3.2	Obtención y recolección de datos cinéticos.	84
5.3.3	Determinación de la ecuación cinética de recuperación de aluminio.	85

CAPITULO VI: PREDISEÑO PARA LA INSTALACIÓN DE UNA PLANTA DE RECUPERACION DE ALUMINIO DE LOS LODOS DE LA PPA “LAS PAVAS” BAJO EL ENFOQUE DE INGENIERÍA SOSTENIBLE.

6.1	Introducción.	89
6.2	Capacidad de Producción.	90
6.3	Diseño de planta de producción de recuperación de aluminio de los lodos de la PPA “las pavas”.	91
6.3.1	Detalles de operación.	91
6.3.1.1	Diagrama del proceso de producción.	92
6.3.1.2	Balance de masa global del proceso.	95
6.3.1.3	Especificaciones de equipos.	96
6.3.1.4	Evaluación económica de reutilizar el coagulante	

recuperado en el proceso de potabilización (proceso de acidificación de lodos).	103
6.3.1.4.1 Estimación de costos de equipos principales.	103
6.3.1.4.1 Análisis económico de la recuperación de aluminio.	104
6.3.2 Propuesta de aprovechamiento de residuos.	107
6.3.2.1 Aprovechamiento de lodo residual como material de relleno y de construcción.	107
6.4 Impactos ambientales.	108
6.4.1 Estudio de impacto ambiental	109
6.4.1.1 Significatividad de los impactos ambientales evaluados	111
6.4.1.2 Priorización de factores impactados	114
CONCLUSIONES.	116
RECOMENDACIONES.	119
BIBLIOGRAFIA.	120
ANEXOS.	126

ANEXO I. CURVA DE CALIBRACION DE CONCENTRACION DE ALUMINIO PARA EL METODO ANALITICO DE DETERMINACION DE ALUMINIO QUE UTILIZA COMO INDICADOR ERIOCROMOCIANINA.	126
ANEXO II. MEMORIA DE CALCULO DEL VOLUMEN DE REACTOR DONDE SE LLEVARA A CABO LA REACCION DE RECUPERACION DE ALUMINIO.	127
ANEXO III. METODOLOGIA DE CALCULO PARA LA EVALUACION DE IMPACTO AMBIENTAL POR EL METODO DE CRITERIOS RELEVANTES INTEGRADOS (CRI) BASADO EN EL INDICE VALOR DEL IMPACTO AMBIENTAL (VIA).	129

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 2.1 Límites Máximos Permisibles para calidad microbiológica.	9
Tabla 2.2 Límites permisibles de características físicas y organolépticas.	10
Tabla 2.3 Descripción del proceso convencional de potabilización de agua.	12
Tabla 2.4 Producción de agua potable a nivel nacional en el año 2014.	19
Tabla 3.1 Propiedades fisicoquímicas del Policloruro de Aluminio (PAC).	32
Tabla 3.2 Distribución de especies en las reacciones de sales de aluminio en soluciones acuosas.	39
Tabla 3.3 Alternativas de tratamiento y disposición de lodos de plantas potabilizadoras.	40
Tabla 3.4 Descripción de alternativas de tratamiento y disposición de lodos de plantas potabilizadoras.	41
Tabla 4.1 Niveles de los Factores Experimentales Para la Recuperación de Aluminio.	66
Tabla 4.2 Combinaciones de los factores en estudio para la recuperación de aluminio.	66
Tabla 4.3 Diseño del experimento cinético para la determinación del modelo de velocidad de la reacción de recuperación del coagulante como sulfato de aluminio.	74
Tabla 5.1 Concentración de Aluminio para experimentos.	76
Tabla 5.2 Matriz de los efectos. Tiempo de reacción (t), Velocidad de agitación (RPM), Porcentaje de sólidos totales (ST), Potencial de hidrogeno del medio (pH).	78
Tabla 5.3 Calculo de efectos de interacción.	78

Tabla 5.4 Variables de mayor efecto en el desarrollo del experimento.	79
Tabla 5.5 Análisis de Varianza Para Concentración de Aluminio Recuperado.	81
Tabla 5.6 Datos cinéticos a condiciones óptimas de reacción.	85
Tabla 6.1 Descripción de equipos para el proceso de recuperación de Aluminio de la Planta de tratamiento de aguas “Las Pavas”.	94
Tabla 6.2 Denominación de corrientes del proceso de proceso de recuperación de Aluminio de la Planta de tratamiento de aguas “Las Pavas”.	95
Tabla 6.3 Balance de masa del proceso.	95
Tabla 6.4 Especificaciones de equipos de la planta de recuperación de sulfato de aluminio.	102
Tabla 6.5 Costo estimado de los equipos.	103
Tabla 6.6 Costos inversión inicial total.	104
Tabla 6.7 Costo Total Anual (Energía, Salario, Mantenimiento y Materia Prima).	105
Tabla 6.8 Ahorro Total Anual (Sulfato de aluminio recuperado, transporte, tratamiento y disposición de lodo).	106
Tabla 6.9 Flujo de caja total.	106
Tabla 6.10 Valor del impacto ambiental.	111
Tabla 6.11 Matriz de Interacción de Factores y Actividades	112
Tabla 6.12 Matriz de Cálculo del Valor de Impacto Ambiental y Significancia	113
Tabla 6.13 Principales afectaciones ambientales	114

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1 Esquema convencional de potabilización de agua.	11
Figura 2.2 Ubicación geográfica de planta potabilizadora Las Pavas.	21
Figura 2.3 Esclusas en bocatoma de planta potabilizadora Las Pavas.	22
Figura 2.4 Sistema de bombeo en bocatoma de planta potabilizadora Las Pavas.	22
Figura 2.5 Bodega de químicos de planta potabilizadora Las Pavas.	23
Figura 2.6 Sistema de sedimentación en planta potabilizadora Las Pavas.	24
Figura 2.7 Control de sistema de filtración en planta potabilizadora Las Pavas.	25
Figura 2.8 Sistema de dosificación de cloro en planta potabilizadora Las Pavas.	26
Figura 2.9 Reservorio de agua tratada de planta potabilizadora Las Pavas.	27
Figura 2.10 Laboratorio de control de calidad.	28
Figura 3.1 Modelo de la doble capa difusa de Stern-Gony.	33
Figura 3.2 Configuración esquemática de la doble capa eléctrica.	34
Figura 3.3 Reacciones de hidrólisis de aluminio.	36
Figura 3.4 Mecanismos de adsorción de la coagulación con sulfato de aluminio.	38
Figura 3.5 Mecanismos de barrido de la coagulación con sulfato de aluminio.	39
Figura 3.6 Esquema del proceso normal de recuperación con ácido sulfúrico.	44
Figura 3.7 Diferentes tipos de comportamiento de partículas reactivas sólidas.	46
Figura 3.8 Esquema del modelo de la conversión progresiva.	47
Figura 3.9 Esquema del modelo del núcleo sin reaccionar.	48
Figura 3.10 Representación de la partícula reactivo cuando la difusión a través de la película gaseosa es la resistencia controlante.	52
Figura 3.11 Tamaño de la partícula.	53

Figura 4.1 Montaje del Equipo de Prueba de Jarras (Jar Test) para la recuperación de aluminio.	70
Figura 4.2 Separación física del sobrenadante por medio de filtración.	72
Figura 5.1 Grafico de Probabilidad Normal para Concentración de Aluminio Recuperado.	80
Figura 5.2 Grafico de Pareto para Concentración de Aluminio Recuperado.	80
Figura 5.3 Grafico de Interacción Efecto AB.	83
Figura 5.4 Grafico de concentración de Hidróxido de Aluminio vs tiempo.	86
Figura 5.5 Regresión Lineal para la ecuación de velocidad.	87
Figura 6.1 Diagrama de bloques del Proceso de recuperación de Aluminio de la Planta de tratamiento de aguas “Las Pavas”.	92
Figura 6.2 Diagrama convencional del proceso de recuperación de Aluminio de la Planta de tratamiento de aguas “Las Pavas”.	93
Figura 6.3 Reactor discontinuo para la recuperación de Aluminio.	96
Figura 6.4 Tanque de almacenamiento de Ácido Sulfúrico al 98% p/p.	97
Figura 6.5 Separador Sólido-Líquido para lodos.	98
Figura 6.6 Tanque de almacenamiento de Sulfato de Aluminio recuperado.	99
Figura 6.7 Bomba de transporte de lodos de arqueta.	100
Figura 6.8 Bomba de transporte de agua de dilución.	100
Figura 6.9 Bomba de transporte de Sulfato de Aluminio recuperado.	101

INTRODUCCIÓN

En el desarrollo de los procesos de algunas instituciones del estado, existen muchas oportunidades de investigación y aplicación para el área de la ingeniería. Es así, como surge el presente trabajo de graduación. La necesidad inherente de la época actual, donde la tecnología y los recursos disponibles obligan, no solo, a la aplicación correcta de los procesos de producción, sino también, la reducción al mínimo de las pérdidas y el aprovechamiento al máximo de cualquier residuo que se pueda reutilizar o recuperar para ser incorporado nuevamente al proceso, descubrir estos elementos, lleva a que las personas encargadas de los procesos se preocupen, por conocer y estudiar de mayor forma su sistema.

Bajo ese contexto, la planta potabilizadora de agua “Las Pavas”, operada por la Administración Nacional de Acueductos y alcantarillados (ANDA), siendo la planta de mayor tamaño dedicada a ese rubro en el país, es un sistema que se encuentra en vías de mejora, en búsqueda de mantener y aumentar su producción. Uno de sus principales objetivos, es la disminución de desechos en su proceso, siendo el de mayor volumen e interés, los lodos generados en los procesos de sedimentación, estos materiales contienen un alto porcentaje de aluminio, producto de la naturaleza del coagulante usado.

En el presente trabajo, se plantea el análisis de un proceso químico de recuperación del aluminio contenido en esos lodos, con el objetivo como principales puntos, de la reducción de volumen de los lodos generados, la eliminación del aluminio como agente contaminante para el medio ambiente, y el aprovechamiento de un residuo ya que la recuperación del aluminio como sulfato de aluminio, siendo este un agente coagulante, puede ser incorporado a las etapas previas, y contribuir en la disminución de las cantidades y costos del coagulante comercial usado.

RESUMEN EJECUTIVO

Durante mucho tiempo, el coagulante de mayor uso en la industria de potabilización de aguas fue el sulfato de aluminio, actualmente este ha sido reemplazado por sales de aluminio polimerizadas, que tienen una mayor eficacia.

A pesar, que los nuevos agentes químicos usados en los procesos de coagulación generan menores cantidades de lodos y contenido de aluminio residual en ellos. Los volúmenes generados de lodos siguen siendo el principal problema, por su riesgo medioambiental, y los costos de tratamiento.

El problema planteado, es el principal tema abordado en el transcurso de los siguientes capítulos. Se inició con el estudio de toda la teoría involucrada en los procesos de potabilización, principalmente la etapa de clarificación, en búsqueda de la mayor comprensión del proceso objeto de la investigación.

Ya que el objetivo es el establecimiento de un proceso químico de recuperación del aluminio generado en los lodos de sedimentación, de la planta potabilizadora las pavas, y el mismo fue desarrollado, a partir, de exponer el lodo a un medio ácido, la reacción involucra hidróxido de aluminio en estado sólido y ácido sulfúrico, por lo cual también se incorporó al estudio los modelos cinéticos de reacciones solido-liquido.

Para establecer el proceso químico de recuperación de sulfato de aluminio, se debían plantear las variables que mayor influencia tienen en el proceso, y principalmente la magnitud de estas, esto se estableció después de diversas pruebas en el laboratorio y su posterior análisis estadístico. Demostrando que los factores de mayor efecto en los ensayos era la interacción a un menor pH y a una mayor concentración de sólidos.

El análisis posterior, consistió en el estudio de la cinética involucrada en la reacción, esto debido a que la misma, influye en el diseño de los equipos planteados en el capítulo final, donde se establece el diseño básico de una planta donde se lleva a cabo la recuperación del aluminio, y los análisis económicos que deben estudiarse en el momento de la consideración de cualquier inversión de capital. Tomando en cuenta también los beneficios ambientales con los que contribuye el proyecto.

CAPITULO I. GENERALIDADES DEL ESTUDIO.

1.1 INTRODUCCION.

El Salvador es un país con muchos problemas ambientales, que necesitan ser tratados con seriedad y eficacia a la brevedad posible, de esta premisa nace la siguiente propuesta de proyecto de investigación.

En todo el mundo se está viviendo una mayor conciencia y preocupación en cuanto al daño que se le está ocasionado al medio ambiente, principalmente por la gran cantidad de residuos generados en diferentes procesos (Barba, Mesa, Rosero, 2008).

Siguiendo esa línea de acción a continuación se establecerán las directrices a seguir en el desarrollo de la propuesta de un Proceso Químico para la Recuperación del Aluminio presente en los lodos producidos en la Planta Potabilizadora (PPA) “Las Pavas”, se plantearán lineamientos generales de la importancia ambiental que representa el proyecto, incluyendo estimaciones de su rentabilidad.

1.2 OBJETIVOS DEL ESTUDIO.

1.2.1 OBJETIVO GENERAL.

Diseñar un proceso químico para la recuperación de aluminio, de tal forma que puedan establecerse los parámetros de funcionamiento óptimos para el desarrollo del proceso a nivel de laboratorio y una propuesta de diseño a escala de planta industrial haciendo uso de lodos vertidos por la planta potabilizadora de agua “Las Pavas”.

1.2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.

- Determinar los valores de las variables fisicoquímicas (tiempo, velocidad, pH, viscosidad, etc.) a escala de laboratorio con las cuales se obtiene el mayor porcentaje de recuperación de aluminio de los lodos vertidos por la PPA “Las Pavas”.
- Determinar el modelo cinético de la reacción involucrada en el mecanismo de recuperación del aluminio.
- Diseñar el prototipo de una planta para la recuperación de aluminio.
- Desarrollar una propuesta de implementación de una planta donde se establezcan sus dimensiones, mecanismos y dispositivos adecuados para realizar el proceso de recuperación de aluminio de los lodos provenientes de la planta potabilizadora de agua “Las Pavas”.
- Cuantificar los posibles beneficios ambientales y económicos como consecuencia de la puesta en marcha del proceso químico para la recuperación de aluminio en la PPA “Las Pavas”.

1.3 ANTECEDENTES.

Las aguas superficiales contienen sólidos suspendidos que son removidos durante el proceso de potabilización, generando lodos químicos que representan del 0.3 al 1% del agua tratada (Martin, Montellano, Piña, Sandoval, 1998). Actualmente en El Salvador la Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados (ANDA) en sus 7 plantas potabilizadoras a nivel nacional, son las encargadas de este rubro (MARN, 2013); incluida la planta potabilizadora de agua “las Pavas”, donde se utiliza como agente coagulante el Policloruro de Aluminio (PAC) cuyos lodos producidos son deshidratados con polímero y posteriormente dispuestos como material de

relleno, ocasionando daños al medio ambiente al ser vertidos en el suelo debido a altas concentraciones de aluminio contenida en dichos lodos.

Los efectos ambientales del Aluminio, son mayormente debido a los problemas de acidificación. El Aluminio puede acumularse en las plantas y causar problemas de salud a animales que consumen esas plantas. Elevadas concentraciones de Aluminio no sólo causan efectos sobre los peces, pero también sobre los pájaros y otros animales que consumen peces contaminados e insectos y sobre animales que respiran el Aluminio a través del aire. Bajo este contexto, la recuperación de aluminio a partir de estos lodos ricos en aluminio ofrece una opción potencialmente atractiva de disposición. El proceso efectivo de recuperación remueve el mayor contaminante inorgánico (aluminio) mientras que reduce el volumen de lodo y por consiguiente reduce el costo de la disposición final, (Barba et al, 1998). Dicho proceso fue patentado por W. M. Jewell en 1903, en los Estados Unidos, y se practicó posteriormente en Japón, Inglaterra y Polonia. La extracción con ácido sulfúrico es la más ampliamente aceptada, sin embargo, el uso de otros ácidos como el clorhídrico y bases como el hidróxido de sodio y de calcio también han sido utilizados, Martin et al. (1998).

En el país se cuenta con un estudio acerca de la recuperación de aluminio, en forma de sulfato, dicho estudio fue realizado a nivel de laboratorio para el tratamiento de los lodos de la PPA “Las Pavas” (Vargas, 2012).

1.4 ALCANCES Y LIMITACIONES.

1.4.1 ALCANCES.

Los resultados generados con este proyecto son:

Diseño de una planta a escala industrial para la recuperación de aluminio de los lodos provenientes de la PPA “Las Pavas”.

Determinación de modelo cinético de la reacción involucrada en el proceso de recuperación del aluminio.

Establecimiento de los valores fisicoquímicos óptimos de reacción para obtener el mejor rendimiento de recuperación de aluminio.

Realizar proyecciones de los posibles beneficios ambientales y económicos que traería implementar la medida propuesta, en el proceso de la planta potabilizadora.

1.4.2 LIMITACIONES.

El estudio de los lodos se establecerá con lodos extraídos de la planta potabilizadora de agua “Las Pavas”.

El diseño del proceso y todos sus componentes se establecerán en función del coagulante usado en el proceso realizado en la PPA “Las Pavas”, el Policloruro de aluminio (PAC).

1.5 DEFINICIÓN DEL PROBLEMA.

La Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados (ANDA), encargada de potabilización y la distribución de agua potable en El Salvador, presenta como consecuencia de dicho proceso, en cada una de sus plantas potabilizadoras de agua (PPA) la generación de lodos químicos ricos en aluminio, debido al uso de PAC como agente coagulante, lo que provoca impactos ambientales significativos en el suelo y los cuerpos receptores a los que son expuestos.

Actualmente en la PPA “Las Pavas” existe una iniciativa para la disposición de estos lodos con alto contenido de aluminio, desde el punto de vista del desarrollo sostenible, desarrollando un tratamiento preventivo de los lodos donde se pueda establecer la recuperación de la carga contaminante y la reducción del volumen del lodo antes de realizar la disposición final de estos.

Por ello, para minimizar el impacto ambiental que este tipo de residuos generan sobre el medio ambiente se ha propuesto el “diseño de un proceso químico para la recuperación de aluminio de la planta potabilizadora “Las Pavas”, con lo cual se reducirá la contaminación latente al momento de la disposición final de los lodos en dicha PPA, adicional a esto se examinará la posibilidad de estudiar la reutilización “in situ” del producto recuperado desde el punto de vista de la factibilidad técnica y económico.

1.6 JUSTIFICACIÓN.

El agua es un recurso imprescindible para el ser humano, el proceso de potabilización con el cual es adaptada desde su origen, cualquiera que sea, hacia las condiciones para ser considerada apta para el consumo requiere de un proceso que depende de la circunstancia de captación de la misma.

El proceso desarrollado por la planta potabilizadora “las Pavas” con el cual el agua extraída del río Lempa es potabilizada, involucra una serie de etapas que tienen como objetivo principal en un inicio clarificar el agua captada.

De este proceso de clarificación, surgen como subproducto lodos con alto contenido de aluminio, la implementación de un proceso químico para la recuperación de este aluminio representaría para la planta una oportunidad de ahorro económico en cuanto a materia prima por el aprovechamiento del aluminio recuperado, además de una oportunidad de mejora en la disposición final de residuos, ya que al disminuir el contenido de aluminio en los lodos estos requerirán menor inversión en su tratamiento posterior.

El impacto ambiental se vería favorecido con el desarrollo de este proceso químico de recuperación de aluminio, en cierta medida por la reducción del volumen de lodos generados

como residuo del proceso y por otra parte por la mejor gestión de materia prima que se podrá obtener al hacer uso del aluminio recuperado en el proceso.

Algo a tomar muy en cuenta del porqué de la investigación es el cambio de químico utilizado para la floculación, antes Sulfato de Aluminio, ahora Policloruro de Aluminio (PAC), con lo cual la investigación abrirá la posibilidad de posteriores estudios del uso de coagulantes polimerizados, tanto en área de la potabilización como del tratamiento industrial de aguas residuales en El Salvador, que den seguimiento a la temática abordada en el presente trabajo.

CAPITULO II. MARCO TEORICO.

2.1 USO DEL AGUA.

El uso de agua se puede dividir en dos categorías generales, extractivo o consuntivo y no consuntivo. El uso no consuntivo está definido en el Anteproyecto de Ley General de Aguas MARN, 2012 como: “Volumen o caudal de agua de una calidad determinada que se utiliza al llevar a cabo una actividad específica, no alterando la cantidad ni la calidad, utilizando sus propiedades físicas”. Ejemplos de este tipo de uso son el sector pesquero, la producción de energía hidroeléctrica, y el uso recreativo. Aunque estos usos no son consuntivos dependen de un recurso hídrico en calidad y/o cantidad suficiente.

Por otro lado, el uso consuntivo es el “Volumen de una calidad de agua determinada que se extrae, menos el volumen de una calidad también determinada que se descarga y que se señalan en las autorizaciones respectivas” e incluye el consumo humano, la producción de energía térmica y el uso agrícola. Se consideran como usos del agua las distintas clases de utilización del recurso, así como cualquier otra actividad que tenga repercusiones significativas en el estado de las aguas. Estos usos incluyen el abastecimiento de poblaciones, los usos agrarios y ganaderos, los usos industriales, la producción de energía eléctrica, la piscicultura o acuicultura y el turismo (MARN, 2012).

2.2 AGUA POTABLE.

El agua tal como se encuentra en la naturaleza es considerada no apta para el consumo humano dado las concentraciones y presencia de diferentes sustancias las cuales pueden ser perjudiciales para la salud humana. Estas sustancias pueden ser agrupadas de la siguiente manera (Raigosa, 2012):

Color: El color se debe a la presencia de materia orgánica disuelta proveniente de suelos de turba, sales minerales de hierro y de manganeso.

Materia suspendida: Es el mineral fino o materia vegetal que no es capaz de sedimentar en condiciones normales de flujo.

Turbidez: Es una medida de la transparencia del agua, se puede deber a muchos factores, como partículas finas de minerales en suspensión, alta concentración de bacterias o incluso finas burbujas debido a la excesiva aireación.

Patógenos: Los patógenos pueden ser virus, bacterias, entre otros organismos que pueden afectar negativamente la salud del que ingiere el agua.

Dureza: La excesiva y extremadamente baja dureza es igualmente indeseable. El exceso de dureza se presenta con frecuencia en las aguas subterráneas, mientras que las aguas blandas son más frecuentes en cuencas de captación de tierras altas.

Sabor y Olor: El sabor y olor desagradable se debe a contaminación por aguas residuales, excesiva concentración de algunas especies químicas como: el hierro, aluminio o manganeso; vegetación en estado de putrefacción, condiciones de estanqueidad debido a la falta de oxígeno en el agua, o a la presencia de ciertas algas, entre otros.

Productos químicos nocivos: Existe una gran variedad de sustancias químicas orgánicas e inorgánicas que son tóxicas y nocivas, que pueden aparecer en los recursos del agua. Estas son absorbidas por los sólidos y se debe a contaminación por aguas residuales industriales y domésticas.

Con las denominaciones de **agua potable** de suministro público y **agua potable** de uso domiciliario, se entiende la que es apta para la alimentación y uso doméstico y que cumple con

parámetros de calidad físicos, químicos y microbiológicos establecidos (Fagundo, Cima, González, 2001), como:

- Libre de microorganismos.
- Bajas concentraciones de compuestos considerados tóxicos que puedan comprometer la salud a largo plazo.
- *Ser incolora, inodora, límpida y transparente*
- Sin sabor desagradable.
- No corrosiva y no precipitativa para las tuberías.

En las tablas 2.1 y 2.2 se presentan los límites permisibles para los parámetros de calidad del agua potable de acuerdo a la Norma Salvadoreña Obligatoria NSO 13.07.01:08: “Agua, Agua potable. (Segunda actualización)”.

Tabla 2.1

Límites Máximos Permisibles para calidad microbiológica.

Parámetro	Límite Máximo Permisible Parámetro Técnicas		
	Filtración por Múltiples	Membranas Tubos	Placa vertida
Bacterias coliformes totales	0 UFC/100 ml	< NMP/100 ml	
Bacterias coliformes fecales o termotolerantes	0 UFC/100 ml	< NMP/100 ml	
Escherichiacoli	0 UFC/100 ml	< NMP/100 ml	
Conteo de bacterias heterótrofas y aerobias mesófilas	100 UFC/ ml		100 UFC/ ml
Organismos patógenos	Ausencia		

Nota. Fuente: Comisión Nacional del Agua (2007).MANUAL DE AGUA POTABLE, ALCANTARILLADO Y SANEAMIENTO. Ed. 2007. INSTITUTO MEXICANO DE TECNOLOGÍA DEL AGUA.

Tabla 2.2

Límites permisibles de características físicas y organolépticas.

Parámetro	Unidad	Límite máximo permisible
Color	(Pt-Co)	15
Olor	-	No rechazable
PH	-	8.5 ¹⁾
Sabor	-	No rechazable
Sólidos disueltos	mg/Lt	1000 ²⁾
Turbidez	NTU	5 ³⁾
Temperatura	°C	No rechazable

Nota. Fuente: Comisión Nacional del Agua (2007).MANUAL DE AGUA POTABLE, ALCANTARILLADO Y SANEAMIENTO. Ed. 2007. INSTITUTO MEXICANO DE TECNOLOGÍA DEL AGUA.

a) Límite Mínimo Permissible 6.0 Unidades

b) Por las condiciones propias del país

c) Para el agua tratada en la salida de planta de tratamiento de aguas superficiales, el Límite Máximo permisible es 1.

Teniendo en cuenta los parámetros para el agua potable mostrados en las tablas 1 y 2 y las características de las aguas superficiales, subterráneas o pluviales que se tienen a disposición, se vuelve necesario llevar a cabo procesos de purificación o potabilización (OSN, 2009; Raigosa, 2012).

2.3 POTABILIZACIÓN DE AGUAS.

2.3.1 PROCESO CONVENCIONAL DE POTABILIZACIÓN DE AGUAS.

Una de las alternativas más frecuentemente utilizada para producir *agua potable* es el tratamiento convencional que consiste en el paso del agua cruda a través de un tren de unidades de tratamiento físico-químico. No obstante existen también otro tipo de alternativas de costos más elevados y operación más compleja (Raigosa, 2012).

En la figura 2.1 se esquematiza el proceso convencional de potabilización de agua. Cada etapa de dicho proceso se describe con mayor detalle en la tabla 2.3.

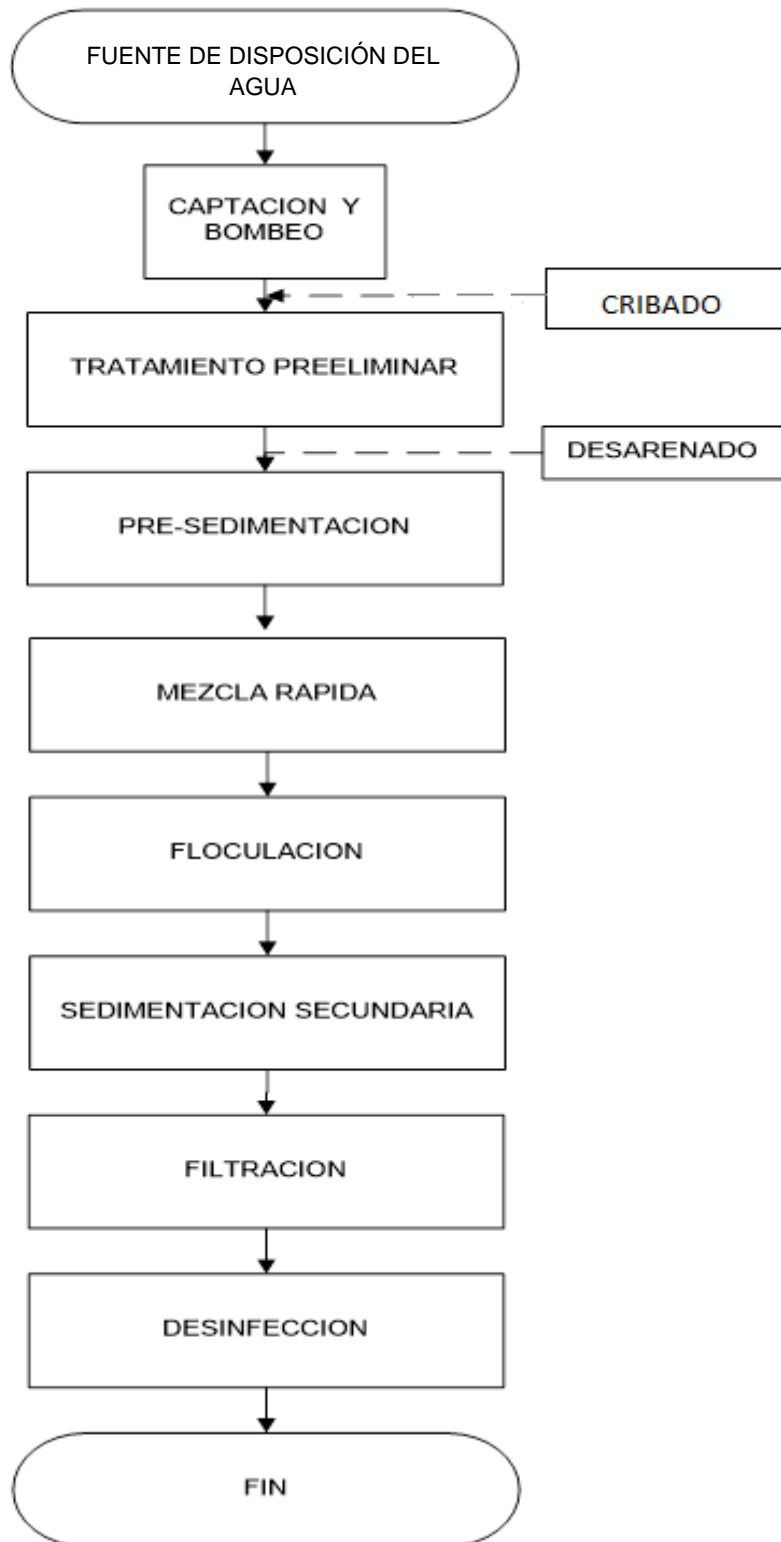


Figura 2.1 Esquema convencional de potabilización de agua.

Tabla 2.3

Descripción del proceso convencional de potabilización de agua.

ETAPA	DESCRIPCION
<p><i>Fuente de disposición del agua:</i> En función de las fuentes de procedencia del recurso hídrico disponible para el proceso de potabilización, las aguas se pueden clasificar en <i>aguas subterráneas y aguas superficiales.</i></p>	<p>a) Aguas subterráneas: <i>Origen:</i> Se forman a partir del agua que precipita y percola al suelo, por acción de la gravedad hasta alcanzar un estrato impermeable y constituir un acuífero. <i>Características del Flujo:</i> El patrón de flujo relativamente estable en dirección y velocidad. La velocidad en acuíferos no fracturados es del orden de $10E^{-10}$ a $10E^{-3}$ m/s, en función de la porosidad y permeabilidad del material geológico. En formaciones de tipo cárstico o fracturadas la velocidad de flujo puede alcanzar varios metros por segundo. <i>Características de calidad para potabilización:</i> En general, los sólidos suspendidos son bajos o nulos; con excepción de las áreas donde la infiltración de aguas contaminadas ocurre muy rápidamente o en un corto trayecto, las aguas subterráneas no tienen problemas de contaminación, biológica; contiene un número elevado de iones disueltos, entre los que se encuentran cationes (calcio, magnesio, sodio, potasio, hierro y manganeso) y aniones (carbonatos, bicarbonatos, sulfatos y cloruros), lo que se refleja en mayor dureza, conductividad elevada y alteraciones estéticas ocasionadas por el hierro (Fe) y manganeso (Mn) (Comisión Nacional del Agua, 2007).</p> <p>b) Aguas superficiales: <i>Origen:</i> Cualquier cuerpo de agua abierto a la atmósfera susceptible de fluir o permanecer en reposo como corrientes, ríos, lagunas, lagos y embalses. Estas fuentes se alimentan de la precipitación directa, o bien, por la descarga de agua de algún manto freático. <i>Características del Flujo:</i> El patrón de flujo y velocidad fluctúan en función de la época del año. En las corrientes y ríos (con velocidad entre 0.1 y 1 m/s) el volumen de agua varía debido a la precipitación y derrames accidentales. Por otro lado, los lagos y embalses, pueden ser considerados como ríos de flujo lento (velocidad entre 0.001 y 0.01 m/s) (Comisión Nacional del Agua, 2007). <i>Características de calidad para potabilización:</i> presentan menor dureza, tienen mayor concentración de oxígeno disuelto y no contienen ácido sulfhídrico. Su temperatura es variable en función de las condiciones ambientales y la profundidad de la captación. Son fácilmente contaminables, tienen alta actividad biológica, color, turbiedad, sólidos en suspensión, materia orgánica y material flotante (Jiménez, 2001).</p>
<i>Captación:</i>	<p>a) Aguas Subterráneas: Captación por bombeo y apertura de pozos: usualmente se utilizan bombas de tipo centrífuga y en algunos casos bombas de tipo tornillo.</p> <p>b) Aguas Superficiales:</p> <p><i>i) Captación en embalses:</i> Es conveniente cuando la disposición del agua a partir de la fuente superficial es baja y los niveles de contaminación son altos. Normalmente, el nivel del embalse fluctúa, en función de las aportaciones de lluvias, y las tomas de caudal. Las torres de los embalses se construyen con diversas tomas a distintas alturas. Las maniobras de apertura y cierre de estas tomas, se realizan con compuertas reguladoras, las cuales se protegen con rejas de desbaste para evitar las obstrucciones con ramas y otros desechos flotantes. La cota del punto de toma del agua suele variarse, en función de los análisis de calidad del agua que se realizan a distintas profundidades del embalse, eligiéndose en cada momento la cota en la cual los contaminantes sean mínimos, lo que repercutirá en un tratamiento más liviano en la planta.</p> <p><i>ii) Captación en ríos:</i> En las tomas de río, y debido a la velocidad del agua, aumentan los arrastres de flotantes, sólidos, arenas, maleza, etc. Para evitar que estas impurezas entren en las conducciones y las dañen, se suelen colocar rejas de desbaste en la propia toma, tanto para gruesos, como para finos, llegando a ser necesaria, a veces, la instalación de tamices o desarenadores. Si la calidad del agua del efluente es mala, se puede montar en la propia toma del río alguna instalación de dosificación de reactivo, iniciando aquí un pretratamiento que mejore el agua que llegará a la planta de tratamiento.</p>

Tabla 2.3 (continuación)

Descripción del proceso convencional de potabilización de agua.

ETAPA	DESCRIPCION
Sistema de Aducción (Conducción del punto de captación a la planta de proceso)	<p>Dependiendo de las alturas del punto de toma y la entrada en planta los sistemas de aducción se dividen en: (Grupo TAR INNOVA, 2003)</p> <p>Conducciones por gravedad: esta se realiza a través de acueductos, canales, entre otros. El agua circula por la propia pendiente de la conducción, desde el punto de toma, que tendrá más cota o altura, hasta el punto de entrada.</p> <p>Conducción forzada: esta se realiza a través de tuberías. Se utilizan cuando el punto de toma está situado a una cota más baja que la entrada en planta, para salvar la diferencia de alturas, se emplean equipos de bombeo, como bombas de tipo centrífugas que funcionan con motores eléctricos o de combustible. Para soportar la presión de trabajo las tuberías se dimensionan con materiales resistentes, bien de chapa de acero o de hormigón reforzado con camisas de chapa (Morales, Ordinola, Valencia, 2007).</p>
Llegada y tratamiento preliminar	<p>Cribado: El agua a la entrada de la planta suele llevar pequeños peces, ramas, hojas, y otros sólidos que no son deseables, ya que pueden producir atascos en las distintas unidades de la planta. Por este motivo, debe realizarse un cribado en los puntos de entrada a través de dispositivos mecánicos de desbaste, como rejas, tamices e incluso desarenadores. La limpieza de estas rejas se puede hacer de forma manual o automatizada.</p> <p>Alivio: En caso de alguna contingencia en la planta que impidiese el tratamiento, debe existir una conducción de alivio del caudal que trae la conducción hacia el cauce en el que se haya proyectado. Este alivio debe ser capaz de asumir todo el caudal que pueda circular por la conducción de aducción.</p> <p>Medición de las características del agua a la entrada: el punto de entrada debe estar dotado de instrumentación de medición que va a informar de la calidad del agua a la entrada como caudal, temperatura, turbidez, pH, conductividad, entre otros.</p>
Pre-sedimentación	<p>La <i>pre-sedimentación</i> tiene el objetivo de retirar arenas y evitar daños en las partes mecánicas de la planta de tratamiento. Estas se separan por el principio de sedimentación y tienen un diámetro de partículas de 0.20mm y una velocidad de sedimentación de 1.2m/min. Las arenas sedimentan con el uso de un canal de sección rectangular o parabólica con un tiempo de retención de 30 a 60 segundos. La arena depositada se debe quitar a intervalos por lavado (Castillo, 2012).</p>
Mezcla rápida	<p>Las diferentes sustancias que vienen disueltas en el agua deben ser eliminadas principalmente por procesos de oxidación, mientras que las sustancias que vienen en suspensiones coloidales requieren la adición de coagulantes para su eliminación posterior por sedimentación. Entre los reactivos utilizados se encuentran: para la oxidación el permanganato de potasio; para la coagulación: sulfato de aluminio, sulfato de hierro, policloruro de aluminio principalmente.</p> <p>En muchas plantas existen cámaras de mezcla en las que se realiza la dosificación de reactivos, en función de la calidad del agua entrando a la planta. Para facilitar una mezcla homogénea, se diseñan las cámaras con elementos que la favorezcan, pueden consistir en crear laberintos en el recorrido del agua, que aumentan el tiempo de contacto y facilitan la mezcla, en otros casos se disponen saltos de agua, aunque lo más eficaz es colocar agitadores mecánicos, que distribuidos uniformemente a lo largo de la cámara nos dará el resultado deseado (Grupo TAR, 2003).</p>
Floculación	<p>El proceso de floculación consiste en someter el agua a una agitación, mezcla o movimiento lento que ayuda a la unión de varias moléculas, compuestas por los ingredientes químicos y las partículas de impurezas del agua en suspensión coloidal (los grumos o coágulos), en otras mayores llamadas FLÓCULOS. Esto se realiza en los "floculadores", unos de acción mecánica y otros de acción "hidráulica". La agitación mecánica se realiza con agitadores de paletas rotativas y accionamiento a motor. En la agitación hidráulica el agua pasa a través de placas divisorias, subiendo y bajando por presión hidráulica. Así, las partículas ("coágulos") van chocando entre sí adhiriéndose unas a otras y forman otras de mayor tamaño aún denominadas "flóculos".</p>

Tabla 2.3 (continuación)

Descripción del proceso convencional de potabilización de agua.

ETAPA	DESCRIPCION
Sedimentación secundaria	<p>Después que el agua ha pasado por las unidades de floculación es conducida a estanques de "sedimentación", cuya finalidad es la de permitir la caída ("precipitación" o "sedimentación") de las partículas de impurezas junto con los químicos coagulantes, transformados en "flóculos", al fondo del sedimentador. En la potabilización de aguas, el proceso de sedimentación se realiza principalmente en dos tipos de sedimentadores: sedimentadores de contacto de fango, y sedimentadores de lecho de fango. Al final de las horas de sedimentación, son separados los lodos, es decir, los flóculos "precipitados" o "sedimentados", extrayéndose por conductos especiales, accionando válvulas.</p> <p>El agua purificada que queda en el nivel superior de los sedimentadores, se extrae por caños con orificios de captación y es conducida por medio de canales y conductos a piletas de filtrado (SAMSA, 2014).</p>
Filtración	<p>Después de concluida la sedimentación, el agua es llevada a unidades de filtración donde se realiza la clarificación final o filtración, pasándola, a través de capas filtrantes de arena y piedra de distintos tamaños, donde quedan retenidas la mayoría de las partículas que aún están en suspensión que son aquellas que no lograron ser eliminadas en las etapas anteriores.</p> <p>Una vez que han transcurrido ciertas horas de funcionamiento, los filtros se ensucian, es decir, las capas filtrantes quedan saturadas de impurezas, por lo que se procede a limpiarlas, invirtiendo el sentido del flujo de agua que pasa por ellas, y recogiendo el agua con las partículas de impurezas por canales de limpieza. Este proceso se denomina retrolavado de filtros (SAMSA, 2014).</p>
Desinfección	<p>El último proceso de tratamiento del agua es la desinfección. Este proceso consiste en la inyección de cloro que permite destruir los últimos microorganismos que aún podrían encontrarse presentes en el agua. Con este proceso se consigue desinfectarla, prevenir contaminaciones en las redes de distribución y además servir como indicador de calidad. En efecto, este proceso final de desinfección del agua permite asegurar su calidad sanitaria (SAMSA, 2014).</p> <p>El cloro se inyecta a través de dosificadores automáticos en una cantidad de entre 0.6 y 0.8 miligramos de cloro por litro de agua. Esto permite la eliminación de los microorganismos que pudiesen quedar en el agua después del tratamiento (SAMSA, 2014). Similar función cumple la presencia del cloro residual, que corresponde a una cantidad no tóxica de cloro incorporado al agua, capaz de prevenir posibles contaminaciones entre la salida desde las plantas de tratamiento y el medidor de agua potable de las propiedades, que representa el punto donde la Empresa "entrega" el agua potable a sus clientes. El cloro residual -consistente en una cantidad mínima de cloro por litro de agua- permite asegurar la buena calidad del agua que sale por la llave y significa, por lo tanto, un resguardo adicional para nuestra salud (SAMSA, 2014).</p>

2.4 CARACTERIZACION DE RESIDUOS DEL PROCESO DE POTABILIZACION DE AGUA.

Todo proceso genera residuos y desechos, el proceso de potabilización de agua para consumo humano no es la excepción, las sustancias en suspensión y algunas otras disueltas en el agua, junto con los residuos de los coagulantes y otros reactivos empleados en el proceso, deben ser separadas, quedando residuos de distinta naturaleza que, en un tratamiento convencional, pueden ser los siguientes: (Ramírez, 2008).

1. Residuos de la coagulación/floculación generados principalmente en los decantadores y en los filtros.
2. Residuos de posibles procesos de ablandamiento.
3. Residuos de la eliminación de hierro, manganeso y del empleo de permanganato potásico o agentes oxidantes.
4. Residuos de carbón activado (si se emplea carbón en polvo en el proceso de potabilización).

Todos estos residuos son retenidos en los sedimentadores y filtros, en forma de “lodos”, “fangos” o “sedimentos”. La variedad o diferentes características de los fangos dependen esencialmente de la calidad del agua bruta y del tratamiento aplicado (Ramírez, 2008).

Los residuos retenidos en los sedimentadores son lodos que se obtienen en la coagulación, como son los óxidos hidratados de aluminio, junto con materiales de naturaleza orgánica e inorgánica, arrastrados por el agua, siendo en la mayoría de los casos estables y no putrescibles y se van extrayendo periódica e intermitentemente del fondo de los sedimentadores. La mayor parte de las materias arrastradas por las aguas superficiales son inorgánicas, tales como arcillas, arenas finas y limos (Ramírez, 2008).

En cuanto a los residuos procedentes del lavado de filtros, son similares a los antes descritos procedentes de los sedimentadores, con la fundamental diferencia de su más baja concentración, por otra parte, como los filtros pueden favorecer el desarrollo biológico, el agua de lavado puede contener mayor cantidad de materia orgánica, que la procedente de las purgas de los sedimentadores (Ramírez, 2008).

La práctica usual de las plantas de potabilización de agua (PPA) que tratan las aguas superficiales por medio de los procesos de coagulación-floculación-sedimentación y filtración es eliminar los lodos acumulados en los sedimentadores y en los filtros descargándolos directamente a cursos superficiales, sin considerar que las características físicas y químicas de estos a menudo transgreden las normas ambientales relativas a las descargas. Por otro lado, estos lodos pueden generar graves problemas a la salud humana, por sus contenidos químicos (Ramírez, 2008).

El tratamiento de este tipo de lodo es más simple que sus similares de aguas servidas debido al menor contenido de materia orgánica degradable, lo cual, generalmente, elimina la etapa de estabilización biológica (Ramírez, 2008).

A medida que los recursos hídricos se vuelven más escasos y las normas medio-ambientales se tornan más estrictas en lo relativo a disposición de residuos, nace la necesidad de realizar investigaciones orientadas a tener un mayor conocimiento sobre las técnicas que pueden utilizarse para aumentar la cantidad de agua producida por m³ de agua cruda, reducir el volumen de los lodos generados y para el tratamiento de los lodos generados en el proceso (Barba et al, 1998).

2.4.1 CARACTERIZACION DE LODOS EN EL TRATAMIENTO DE AGUAS.

Las características del lodo proveniente de una planta de producción de agua potable dependen del origen del agua cruda y de los sistemas usados en el tratamiento del agua y del lodo. Diferentes procesos de tratamiento generan diferentes tipos y volúmenes de lodo. En una planta en particular, las características del lodo pueden cambiar anual, estacional o diariamente (Sandoval, Martin, Piña, Montellano, 2008).

En general, los lodos generados en el proceso de potabilización de agua, representan del 0.3% al 1% del agua tratada, estos pueden considerarse como fangos poco concentrados. También se conocen, dadas sus características, como fangos de hidróxidos (el hidróxido de aluminio es uno de sus componentes principales). Los procedentes de las purgas de sedimentadores pueden contener un valor promedio de materia seca del orden del 0.5% (5 g/l). Este valor es orientativo, ya que depende de varios factores, como son, en primer lugar, las características del agua bruta (turbiedad, color, materia orgánica, metales como hierro y manganeso, etc.), dosis de coagulante y otros reactivos empleados, características y tipo de decantadores y ritmo de purgas. Los lodos procedentes del agua de lavado de filtros son menos concentradas aun, del orden de 0.2 a 0.3 g/l (Ramírez, 2008).

La concentración de sólidos en los lodos, se encuentra en el rango de 3,000 a 15,000 mg/l. Los sólidos suspendidos son del 75 al 90% de los sólidos totales (ST), con una cantidad de sólidos volátiles del 20 al 35% de los ST. La demanda bioquímica de oxígeno generalmente es de 30 a 100 mg/l. El pH del lodo está en un rango de 5 a 7 (Sandoval, et al, 2008).

Todas éstas características provocan que el lodo sea: insoluble a pH natural, fácilmente sedimentable, pero a una concentración que es inadecuada para su manejo conveniente y por

consiguiente para relleno de tierra, muy compresible, sin embargo, resiste el paso del agua y que tenga una composición que cuando se dispone en el suelo lo azolva (Albrecht, 1972).

2.5 PRODUCCION DE AGUA POTABLE EN EL SALVADOR.

La prestación de servicios de abastecimiento de agua y saneamiento en El Salvador es responsabilidad de distintos proveedores de servicios de abastecimiento de agua potable y saneamiento. El proveedor dominante es la Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados (ANDA), entre los demás proveedores de servicios se cuenta con Gestión directa por Administración Municipal, Gestión directa por Comisión Municipal de Agua, Gestión compartida Empresa Municipal de Agua/ Alcaldía, Contrato de Gestión con Empresa de Economía Mixta, Gestión directa a través de una Fundación sin Fines de Lucro (ONG) y Juntas rurales de agua o ADESCOS (MARN. (2013).

Para satisfacer la demanda de agua potable a la población salvadoreña, durante el año 2014 la producción a nivel nacional fue de 370,400 metros cúbicos, de los cuales 365,500 metros cúbicos fueron generados por los Sistemas Administrados por ANDA y 4,800 metros cúbicos fueron producidos por Operadores Descentralizados. En términos porcentuales de producción total de agua potable a nivel nacional, lo producido por los Sistemas Administrados por ANDA representan el 98.7% y lo producido por Operadores Descentralizados el 1.3% (ANDA, 2014; MARN, 2012).

Del total de agua potable producida por los Sistemas Administrados por ANDA a nivel nacional para el año 2014 (365,500 metros cúbicos), 183,100 metros cúbicos (50.0%) se destinaron para abastecer la Región Metropolitana de San Salvador, 70,600 metros cúbicos (19.3 %) para la Región Central, 69,600 metros cúbicos (19.0%) para la Región Occidental, y 42,200 metros cúbicos (11.5%) para la Región Oriental. De acuerdo a la información anterior, el volumen más

importante de agua potable producido durante el año 2014, corresponde a los sistemas que abastecen la Región Metropolitana de San Salvador, de los cuales: el Sistema Planta Potabilizadora Las Pavas, produjo 64,700 metros cúbicos (35.4%); el Sistema Zona Norte, produjo 43,000 metros cúbicos (23.5%) y los Sistemas Tradicionales conformados por pozos ubicados geográficamente en distintos puntos de la Región Metropolitana, produjeron 75,400 metros cúbicos (41.1%). (ANDA, 2014). Los operadores de sistemas descentralizados de agua potable, prestan el servicio en 16 municipios, a nivel nacional; del total de 4,800 metros cúbicos producidos por dichos operadores, 500 metros cúbicos (9.3%) corresponden al área Metropolitana de San Salvador, 3,300 metros cúbicos (68.9%) fueron producidos para la región Central; y 1,000 metros cúbicos (21.8%) corresponde a la región Occidental. En el cuadro 2.4 se presentan los datos de producción por sistemas y regiones administrados por ANDA y por operadores descentralizados a nivel nacional para el año 2014 (ANDA, 2014).

Tabla 2.4

Producción de Agua Potable a Nivel Nacional en el Año 2014.

Sistemas y regiones	Producción sistemas administrativos por ANDA	Producción sistemas operadores descentralizados	Producción total
Las Pavas	64,742.1	0	64,742.1
Zona Norte	42,987.0	0	42,987.0
Tradicionales	75,381.3	451.7	75,833.0
Sub Total Región Metropolitana de San Salvador	183,110.4	451.7	183,562.1
Región Central	70,599.4	3,339.5	73,938.9
Región Occidental	69,635.2	1,058.3	70,693.5
Región Oriental	42,195.6	0.0	42,195.6
Sub Total Interior del País	182,430.2	4,397.8	186,828.0
TOTAL	365,540.6	4,849.5	370,390.1

Nota. Datos presentados en miles de metros cúbicos. Fuente: Memoria de labores ANDA 2014.

El proceso de potabilización del agua, implica la producción de lodos como residuos. El volumen de dichos lodos representa del 0.3 al 1% del agua tratada, y son provenientes de la remoción de sólidos suspendidos presentes en el agua cruda y de reactivos adicionados. El principal problema es que estos residuos presentan un alto contenido de agua (90% aproximadamente), además de presentar una pobre capacidad de deshidratación, particularmente aquellos que son producidos por el uso de sulfato de aluminio como coagulante, originando un problema ambiental relacionado principalmente con el manejo y disposición de los mismos.

2.6 INFORMACIÓN GENERAL PLANTA POTABILIZADORA DE AGUA “LAS PAVAS”.

La planta potabilizadora Las Pavas, ubicada en San Pablo Tacachico como se observa en la figura 2.2, fue construida entre 1988 y 1993, e inició operaciones en 1992 con el fin de mejorar el servicio de agua potable al Área Metropolitana del gran San Salvador. Actualmente abastece a cerca de 1.5 millones de salvadoreños de los municipios de San Salvador, Mejicanos, Apopa, Soyapango, Santa Tecla, Ciudad Delgado, Ilopango, San Martín, Cuscatancingo, San Marcos, Ayutuxtepeque, Antigua Cuscatlán y Nejapa. (Hernández, Oliva, Zeledón, 2010).

Según Hernández et al, 2010. “Fue construida con el fin de producir 500 mil metros cúbicos por día, pero por falta de mantenimiento solo está produciendo 225 mil metros cúbicos diarios”.



Figura 2.2 Ubicación geografía de planta potabilizadora Las Pavas.

Fuente: Hernández Serrano, J. A. Oliva Véjar, A. C. Zeledón Álvarez, S. (2010). *ASPECTOS TECNICOS EN EL MANEJO Y TRATAMIENTO DEL AGUA EN LA VIVIENDA URBANA DE EL SALVADOR.*

2.6.1 ETAPAS PARA LA PURIFICACIÓN DEL AGUA EN PPA “LAS PAVAS”

a) Captación de agua.

La planta purificadora de agua “Las Pavas” recibe agua del río Lempa a través de una presa con esclusas que regulan el nivel automáticamente para tener un flujo continuo hacia San Salvador. Se extraen más de 200 mil metros cúbicos por día (200 millones de litros) (Hernández et al, 2010).

En la bocatoma en Rio el Lempa, una reja evita el paso de basura voluminosa y es el primer filtro en Las Pavas como se muestra en figura 2.3. Luego el agua va a cámaras de sedimentación que retienen la arena suspendida en el agua. Una batería de bombas lleva el agua del Lempa hacia la planta de tratamiento a unos 600 metros de distancia figura 2.4. (Hernández et. al., 2010). Una batería de bombas lleva el agua del Lempa hacia la planta de tratamiento a unos 600 metros de distancia. Después del proceso de purificación, otros sistemas de bombas llevan el agua hacia San Salvador. El 60% del

costo del agua de ANDA es de factura eléctrica. El costo de producción de un metro cúbico de agua ronda los 70 centavos de dólar (Hernández et al, 2010).



Figura 2.3 Esclusas en bocatoma de planta potabilizadora Las Pavas.

Fuente: Hernández Serrano, J. A. Oliva Véjar, A. C. Zeledón Álvarez, S. (2010). *ASPECTOS TECNICOS EN EL MANEJO Y TRATAMIENTO DEL AGUA EN LA VIVIE DA URBANA DE EL SALVADOR*



Figura 2.4 Sistema de bombeo en bocatoma de planta potabilizadora Las Pavas.

Fuente: Hernández Serrano, J. A. Oliva Véjar, A. C. Zeledón Álvarez, S. (2010). *ASPECTOS TECNICOS EN EL MANEJO Y TRATAMIENTO DEL AGUA EN LA VIVIE DA URBANA DE EL SALVADOR.*

b) Floculación.

El agua se oxigena y se mezcla con *policloruro de aluminio* para purificarla. En los tanques de floculación (aglutinación de partículas) el agua mezclada con el coagulante se deja media hora agitando lentamente con motores como se muestra en la figura 2.5 (Hernández et al, 2010). Así se asegura que el químico forme coágulos de suciedad suspendida para facilitar el siguiente proceso de sedimentación.



Figura 2.5 Bodegas de químicos de planta potabilizadora Las Pavas.

Fuente: Hernández Serrano, J. A. Oliva Véjar, A. C. Zeledón Álvarez, S. (2010). *ASPECTOS TECNICOS EN EL MANEJO Y TRATAMIENTO DEL AGUA EN LA VIVIE DA URBANA DE EL SALVADOR.*

c) Sedimentación.

De los floculadores figura 2.6, el agua pasa a los tanques de decantación donde se mantiene en reposo para que la sedimentación asegure que las partículas coaguladas por medio del *sulfato de aluminio* queden atrapadas en las celdas del fondo. El agua de esta manera clarificada pasa luego al siguiente proceso de filtración con arena (Hernández et al, 2010).



Figura 2.6 Sistema de sedimentado en planta potabilizadora Las Pavas.

Fuente: Hernández Serrano, J. A. Oliva Véjar, A. C. Zeledón Álvarez, S. (2010). *ASPECTOS TECNICOS EN EL MANEJO Y TRATAMIENTO DEL AGUA EN LA VIVIENDA URBANA DE EL SALVADOR.*

d) Filtración.

El agua decantada cae a filtros de arena en el fondo de los estanques como se observa en la figura 2.7. La arena está dispuesta en capas con graduación variable del diámetro de sus partículas. Es un proceso parecido al de la filtración por medio de piedra volcánica o barro (Hernández et al, 2010).



Figura 2.7 Control de sistema de filtración en planta potabilizadora Las Pavas.

Fuente: Hernández Serrano, J. A. Oliva Véjar, A. C. Zeledón Álvarez, S. (2010). *ASPECTOS TECNICOS EN EL MANEJO Y TRATAMIENTO DEL AGUA EN LA VIVIENDA URBANA DE EL SALVADOR.*

La arena se cambia regularmente y su eficacia logra eliminar casi la totalidad de bacterias y de turbidez.

e) Cloración.

Después de pasar el filtro de arena, el agua está lista para recibir el cloro que la desinfectará antes de ser enviada a San Salvador como se muestra en la figura 2.8. El cloro, como desinfectante de agua, tiene la ventaja de mantener su capacidad de limpieza por largo tiempo, por lo que puede matar bacterias que entran en el sistema por fugas en el camino a las casas (Hernández et al, 2010). La calidad del agua en materias física, química y microbiológica en la planta la dicta la norma número 13.07.01.04 sobre agua potable.



Figura 2.8 Sistema de dosificación de cloro en planta potabilizadora Las Pavas.

Fuente: Hernández Serrano, J. A. Oliva Véjar, A. C. Zeledón Álvarez, S. (2010). *ASPECTOS TECNICOS EN EL MANEJO Y TRATAMIENTO DEL AGUA EN LA VIVIE DA URBANA DE EL SALVADOR.*

f) Reservorio de agua tratada y clorada.

La planta de tratamiento cuenta con un reservorio que se encuentra cubierto con una lona sintética para aislarla del ambiente tal como la figura 2.9. Esta agua es de emergencia para cuando la planta se encuentra en reparación, dándole mantenimiento ó cuando los niveles de contaminación del rio aumenten notablemente (Hernández et al, 2010).



Figura 2.9 Reservoirio de agua tratada de planta potabilizadora Las Pavas.

Fuente: Hernández Serrano, J. A. Oliva Véjar, A. C. Zeledón Álvarez, S. (2010). *ASPECTOS TECNICOS EN EL MANEJO Y TRATAMIENTO DEL AGUA EN LA VIVIE DA URBANA DE EL SALVADOR.*

A pesar de que tiene la superficie de cuatro canchas de fútbol y 10 metros de profundidad, el agua que contiene solo puede dar 16 horas de servicio para San Salvador.

g) Control de calidad.

En la figura 2.10 se muestra el proceso de control de calidad al que es sometida el agua en diferentes partes del proceso de producción. En el agua se busca sobre todo bacterias coliformes, que viven en los intestinos de animales de sangre caliente, como los humanos, y que suelen indicar contaminación por heces.

También hay monitoreo de sustancias químicas de alto riesgo para la salud como el arsénico, bario, boro, cadmio, cianuros, cromo, mercurio, níquel, nitratos, nitritos, molibdeno, plomo y selenio, así como de sustancias orgánicas y residuos de plaguicidas y desinfectantes (Hernández et al, 2010).

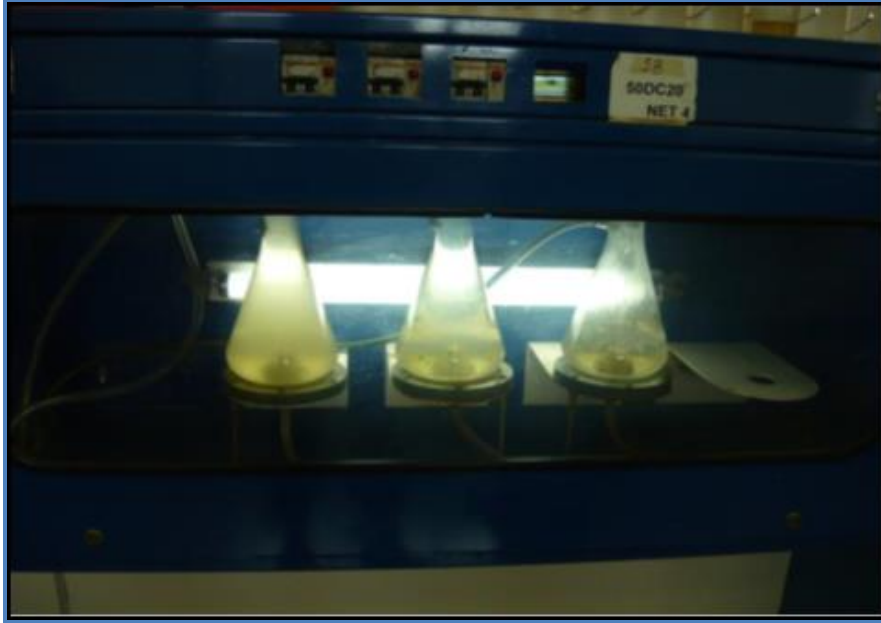


Figura 2.10 Laboratorio de control de calidad.

Fuente: Hernández Serrano, J. A. Oliva Véjar, A. C. Zeledón Álvarez, S. (2010). *ASPECTOS TECNICOS EN EL MANEJO Y TRATAMIENTO DEL AGUA EN LA VIVIENDA URBANA DE EL SALVADOR.*

Los matraces de la mesa de trabajo están conectados a mangueras que recogen agua de tres diferentes fases de la purificación y permiten una revisión visual del proceso. La primera a la izquierda muestra el aspecto del agua tomada del río sin ningún tratamiento, la del medio es el agua después de la separación del lodo por medio del sulfato de aluminio, y la última es el agua salida de los tanques de filtración con arena antes de ser clorada para su desinfección (Hernández et al, 2010).

CAPITULO III: FUNDAMENTOS PARA LA RECUPERACIÓN DEL ALUMINIO DE LOS LODOS PROVENIENTES DE LA POTABILIZACIÓN DE AGUAS.

3.1 INTRODUCCIÓN.

Como se ha mencionado en el capítulo II, el uso de coagulantes en el tratamiento de agua para consumo humano implica la producción de lodos como subproducto. Es de esperarse que el volumen de los lodos producidos oscile entre el 0.3 y el 1% del agua tratada. El manejo y la disposición de dichos lodos constituyen un problema importante en El Salvador. El lodo producido durante la coagulación contiene óxidos e hidróxidos metálicos y contaminantes orgánicos e inorgánicos como arcilla, arena y microorganismos, entre otros elementos. Igualmente, se caracterizan por su alto contenido de agua (baja concentración de sólidos), alta resistencia a la deshidratación mecánica, y en general gran dificultad para su manejo y tratamiento. Los lodos aluminosos (aquellos generados como subproducto de coagulación con sales de aluminio), como es el caso en la Planta las Pavas, poseen cerca de 39 % de aluminio en peso, presumiblemente en forma de $\text{Al}(\text{OH})_3$. De acuerdo a algunos autores el hidróxido de aluminio insoluble representa de un 25% a un 60% de los sólidos del lodo. Una alternativa de manejo puede ser la recuperación del coagulante por medio de la solubilización del aluminio presente en el lodo. Debido al carácter anfótero del $\text{Al}(\text{OH})_3$, este proceso es viable mediante acidificación o alcalinización.

El objetivo de este capítulo es presentar el fundamento teórico de los procesos fisicoquímicos relacionados con la generación de lodos en el proceso de potabilización de aguas. Así como también los relacionados con la mitigación de los impactos ambientales producidos por la disposición final de los lodos a través de la recuperación del aluminio contenido en los mismos. Además, se describen los principios de ingeniería relacionados con el diseño del proceso químico

más factible para la recuperación, específicamente para reactores que trabajan reacciones solido-liquido.

3.2 PROCESOS DE COAGULACION/FLOCULACIÓN.

Existen diferencias entre el proceso de *coagulación* y *floculación*; en el primero se añade el coagulante al agua para destruir la estabilidad de la carga exterior de las partículas coloidales, evitando la repulsión entre ellas, y favoreciendo las reacciones que generarán coágulos de mayor densidad, lo que acelera su sedimentación., por otra parte, la *floculación*, es el proceso mediante el cual las moléculas ya desestabilizadas entran en contacto, agrandando los flóculos a modo de facilitar la precipitación. De este modo, la mezcla deberá suministrar la energía suficiente para dispersar los condicionantes (polímeros, sales de aluminio/hierro) a través del lodo y unir las partículas con contactos suaves y construir un flóculos más grande (Barrenechea, 2004).

Varios aspectos van a influir en el proceso de coagulación: calidad del agua bruta, grado de agitación de la mezcla, dosis y tipo de coagulante. Para determinar la dosis y el tipo de coagulante a utilizar, se realizan ensayos de laboratorio (jar test), que permiten determinar la calidad del agua una vez decantada, el volumen de fango producido, los tiempos de decantación, entre otros.

Existen una amplia gama de coagulantes y floculantes comúnmente utilizados para la clarificación de diferentes tipos de aguas. Con carácter general, pueden clasificarse en dos tipos: inorgánicos y orgánicos. Los inorgánicos suelen estar compuestos de sales metálicas, normalmente de aluminio o hierro (los más usados son sulfato de aluminio, cloruro de hierro y sulfato de hierro), mientras que los orgánicos son polímeros (polielectrolitos), que se refieren a una gran variedad de compuestos macromoleculares, solubles en agua, de origen natural o sintético, que tienen la cualidad de potenciar la floculación de las partículas en suspensión. En la

década de los 80 se empezaron a desarrollar los denominados coagulantes prepolimerizados de sales metálicas, entre los que cabe destacar el Policloruro de Aluminio (PAC), convirtiéndose en un compuesto muy común en procesos de coagulación/floculación. (Barrenechea, 2004).

Los coagulantes y floculantes convencionales, basados en sales de aluminio y en polímeros, tienen algunos inconvenientes como que es necesaria una gran cantidad de producto y son difíciles de almacenar, manipular y dosificar. También presentan algunos riesgos muy importantes como que contaminan el medio ambiente y son tóxicos para el ser humano, pudiendo causar enfermedades como cáncer o Alzheimer.

A continuación se describen las características y propiedades de los principales coagulantes utilizados en los procesos de potabilización de agua.

a) **Sulfato de aluminio** ($Al_2(SO_4)_3$): Uno de los coagulantes de mayor uso a lo largo de la historia es el sulfato de aluminio. Su importancia radica en su precio y extenso estudio de su mecanismo de hidrólisis en el agua.

Es una sal sólida y de color blanco de fórmula $Al_2(SO_4)_3$ que por sus propiedades físico-químicas es utilizada principalmente como agente coagulante y floculante primario en el tratamiento de aguas de consumo humano y aguas residuales. Se caracteriza por agrupar los sólidos suspendidos en el agua y acelerar la sedimentación, contribuyendo a la disminución de la carga bacteriana, así como la remoción del color y sabor (Letterman y Driscoll, 1982). El sulfato de aluminio suele usarse como solución líquida para aumentar su efectividad y versatilidad en la clarificación de aguas para consumo humano (Letterman y Driscoll, 1982).

b) **Policloruro de aluminio**: Tal como ya se mencionó, en la década de los ochenta surgieron nuevos agentes desarrollados para el proceso de coagulación, a estos se les denominó sales

de aluminio pre polimerizadas, siendo el de mayor uso a la fecha el policloruro de aluminio (PAC).

Es una sal de alta basicidad con base en anión cloruro. Se diferencia del hidroxicloriguro de aluminio (ACH) porque presenta especies polinucleares del metal convirtiéndolo en un coagulante de alto desempeño, con excelentes propiedades para el tratamiento de aguas con dificultades especiales y generando bajo volumen de lodos, pues trabaja bien con poco suministro. En la tabla 3.1, se presentan las propiedades fisicoquímicas del Policloruro de Aluminio.

Tabla 3.1
Propiedades fisicoquímicas del Policloruro de Aluminio (PAC)

Propiedad	Valor
Fórmula Química	$[Al(OH)_m Cl 3^{-m}]^n$
Densidad a 25 °C	1.23 ± 0.05 g/ml
pH a 25 °C	2.5 ± 0.3
% Al₂O₃	10.5 ± 0.5
Relación de Basicidad	70% min.

Nota. Fuente: Shen, Y.H. Dempsey, B. (1998). SYNTHESIS AND SPECIATION OF POLYALUMINUM CHLORIDE FOR WATER TREATMENT. Environment International.

3.2.1 FISICOQUIMICA DE LOS PROCESOS DE COAGULACIÓN.

3.2.1.1 CARGAS EN LAS PARTICULAS COLOIDALES.

La elección de compuestos coagulantes, de los disponibles, se basa en la ley de Schulze-Hardy, que establece que:

“La precipitación de un coloide es efectuada por aquel ion del electrolito añadido que tenga una carga opuesta en signo a la de las partículas coloidales, y el efecto de dicho ion se incrementa tanto más cuanto mayor sea el número de cargas que posea” (Barrenechea, 2004).

En la práctica, no es muy importante conocer por qué el coloide tiene carga, pero sí lo es saber que posee carga y que esta contribuye a la estabilización de la suspensión coloidal, y eso lo

explica la teoría de la doble capa eléctrica (Barrenechea, 2004). Esta teoría describe la variación del potencial eléctrico próximo a una superficie, la del coloide. La doble capa es un término que describe el arreglo que presentan los iones y las moléculas de solvente en solución al aproximarse a la superficie de un electrodo cargado eléctricamente, de tal forma que se presentan dos capas con polaridad distinta separadas por una distancia de orden molecular. (Roberts y Roddy, 1960).

Hay una capa fija de contra iones que está adherida a la superficie coloidal (en ella el potencial cae rápido). Parte de la capa difusa de contra iones está adsorbida a la superficie de la partícula coloidal y se mueve con ella. (Roberts y Roddy, 1960).

Como la superficie de la partícula es negativa, hay un cúmulo de iones positivos en la región de interfaz (sólido-liquido) que forman, junto con la carga negativa de la partícula, la doble capa eléctrica, también denominada *capa compacta* (figura 3.1 y 3.2) (Roberts y Roddy, 1960). Los iones negativos se aproximan a la capa compacta y atraen iones positivos; así se forma la *capa difusa*, que engloba a la primera.

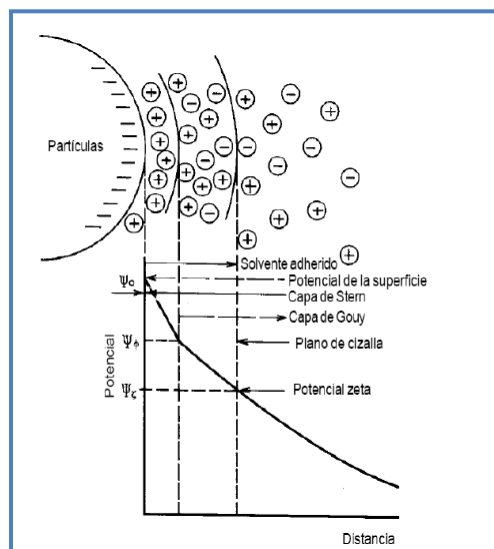


Figura 3.1 Modelo de la doble capa difusa de Stern-Gouy.

Fuente: Barrenechea A. Cánepa L. Maldonado V. (2004). *Capítulo 4: Coagulación*. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente

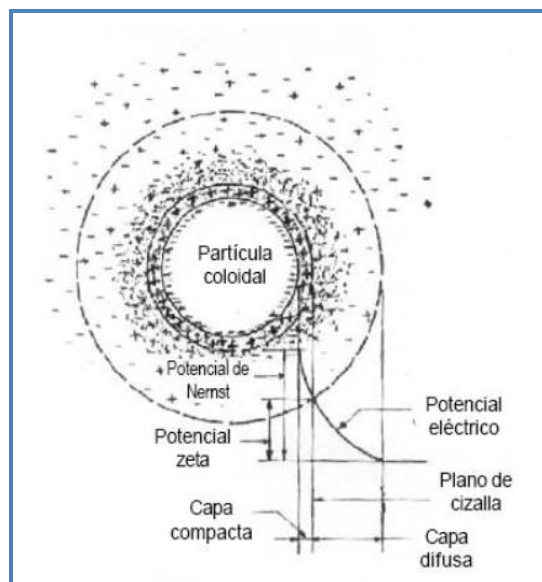


Figura 3.2 Configuración esquemática de la doble capa eléctrica.

Fuente: Barrenechea A. Cánepa L. Maldonado V. (2004). *Capítulo 4: Coagulación*. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente

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

El potencial zeta es una medida para determinar la carga del coloide. Para coloides en fuentes de agua natural con un pH de 5 a 8, el potencial zeta se encuentra entre los -14 y -30 milivolts; cuanto más negativo sea el número, tanto mayor será la carga de la partícula. A medida que disminuye el potencial zeta, las partículas pueden aproximarse cada vez más aumentando la posibilidad de una colisión y por ende la agregación entre ellas. (Roberts y Roddy, 1960).

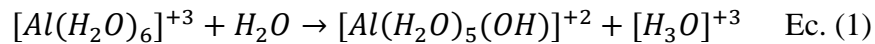
El interés práctico en este potencial radica en que la coagulación se puede intensificar o ser más eficiente si se disminuye la resultante de la interacción de energía entre las fuerzas de repulsión y las de atracción de Van Der Waals (o sea, el potencial zeta).

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

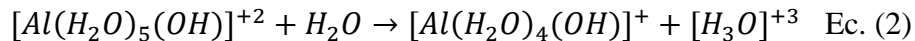
- a) Por neutralización de la carga neta (carga partícula – carga de la capa que se mueve con la partícula). Un cambio de los iones adheridos por otros de mayor valencia, reduce en la superficie el potencial del coloide. (Barrenechea, 2004).
- b) Compresión de la doble capa: Al aumentar la concentración del electrolito se incorporan iones de signo contrario en la capa difusa, comprimiéndola, disminuyendo las fuerzas repulsivas y con ello el potencial zeta. (Barrenechea, 2004).

3.2.1.2 HIDROLISIS DE ALUMINIO.

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



Cuando ocurre la transferencia de un protón hacia la molécula del solvente (H_2O), se produce la conversión a hidróxido (ecuación 1).



Dependiendo del pH del medio acuoso y de las constantes de equilibrio involucradas, puede ocurrir una gran variedad de reacciones de hidrólisis, conforme lo muestra el esquema de la figura 3.3, donde es evidente el carácter ácido del ion aluminio en solución acuosa.

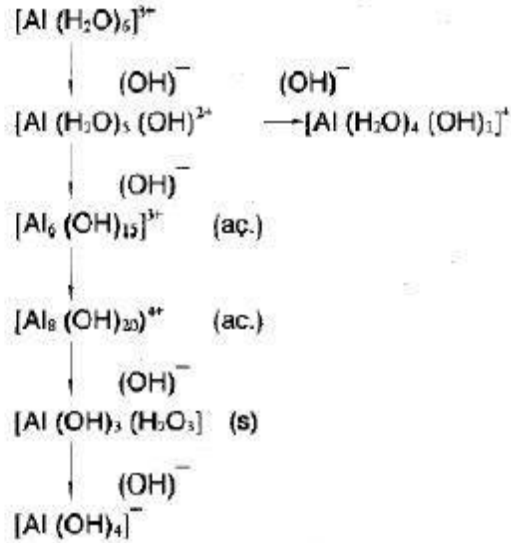


Figura 3.3 Reacciones de hidrólisis de aluminio.

Fuente: Barrenechea A. Cánepa L. Maldonado V. (2004). *Capítulo 4: Coagulación*. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente

Aunque se han realizado muchas investigaciones sobre la hidrólisis de las sales de aluminio, la composición de las especies hidrolizadas no se conoce con certeza, sin embargo se han empleado diversos métodos con el fin de definir esta composición, tales como medición de pH, titulaciones potenciométricas, crioscopia, difusión, cinética de las reacciones, conductividad, etc. También se ha sugerido la formación de diversas especies complejas de aluminio, iónicas y neutras, monomoleculares y polinucleares: $[Al(H_6O)_{15}]^{+3}$, $[Al(H_8O)_{20}]^{+4}$, $[Al(H_7O)_{17}]^{+4}$, $[Al(H_{13}O)_{34}]^{+5}$.

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

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

$$k = \frac{[Al(H_8O)_{20}]^{+4} \cdot [H^+]^{20}}{[Al^{+3}]^8} \quad \text{Ec. (3)}$$

3.2.1.3 MECANISMOS DE COAGULACIÓN.

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

La desestabilización, es un proceso predominantemente químico, consiste en las reacciones del coagulante con el agua y la formación de especies hidrolizadas con carga positiva, siendo controlado por las características físicas y químicas del medio: concentración del coagulante y el pH final de la mezcla (Barrenechea, 2004).

El transporte, es esencialmente un fenómeno físico, ocasionado principalmente por la difusión, el movimiento del fluido y la sedimentación.

Para remover las partículas de una suspensión, los productos de la hidrólisis, resultante de adicionar el coagulante, deben desestabilizarse por mecanismos aceptados como: a) Adsorción de especies solubles hidrolizadas o de neutralización de carga; b) Barrido, resultante del arrastre de partículas en los precipitados de aluminio.

a) Mecanismo por adsorción.

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

Estas especies hidrolizadas se adhieren o forman complejos superficiales con el coloide, y lo desestabilizan, lo que permite la formación de flóculos (figura 3.4).

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

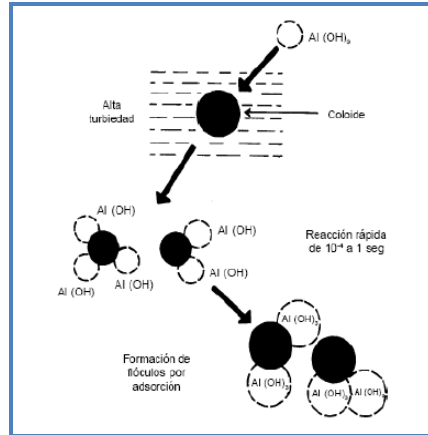


Figura 3.4 Mecanismo de adsorción de la coagulación con sulfato de aluminio.
Fuente: Barrenechea A. Cánepa L. Maldonado V. (2004). *Capítulo 4: Coagulación*. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente

b) Mecanismo por barrido.

Con dosis de alúmina suficientemente altas, se forma un precipitado de hidróxido de aluminio que físicamente arrastra de la suspensión, a las partículas coloidales, por lo que se denomina *mecanismo de barrido de la coagulación*. Este mecanismo se muestra esquemáticamente en la figura 3.5, donde se evidencia que la coagulación de las partículas coloidales en el tratamiento del agua es controlada principalmente por la química del hidróxido de aluminio y sus especies hidrolíticas precursoras.

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

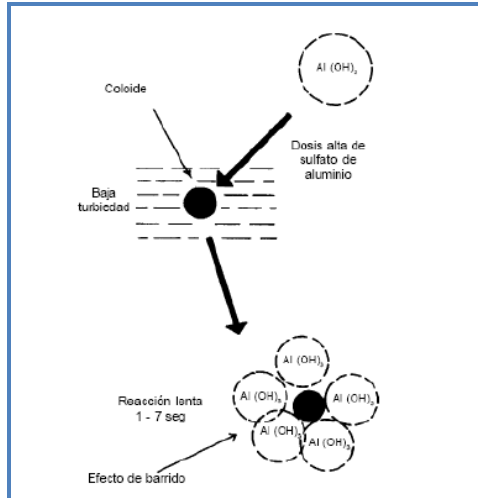


Figura 3.5 Mecanismo de barrido de la coagulación con sulfato de aluminio.

Fuente: Barrenechea A. Cánepa L. Maldonado V. (2004). *Capítulo 4: Coagulación*. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente

En la literatura se proponen diferentes modelos para describir la distribución de las especies generadas en las reacciones de sales de Al en soluciones acuosas. Los métodos potenciométricos parecen indicar la presencia de especies solubles monoméricas y poliméricas, así como precipitados (Letterman & Asolekar, 1982). En la tabla 3.2, se presenta la distribución de especies en las reacciones de sales de aluminio en soluciones acuosas.

Tabla 3.2

Distribución de especies en las reacciones de sales de aluminio en soluciones acuosas.

Monómeros	Al^{3+} , $AlOH^{2+}$, $Al(OH)_2^+$, $Al(OH)_3$ y $Al(OH)_4^-$
Polímeros	$Al_2(OH)^{24+}$, $Al_3(OH)_4^{5+}$, $Al_{13}O_4(OH)_{24}^{7+}$ (Al_{13})
Precipitado	$Al(OH)_3(s)$

Nota. Fuente: Baes, C.F. Mesmer, R.E. (1976). *The Hydrolysis of Cations*. John Wiley & Sons, New York.

3.3 MÉTODOS DE TRATAMIENTO DE LODOS.

El objetivo principal en el tratamiento de lodos de plantas potabilizadoras es producir un lodo con una concentración de sólidos que pueda facilitar su manejo y disposición. Para reducir el

volumen total de lodos a disponer se puede aplicar alguna de las alternativas de tratamiento que se presenta en la tabla 3.3 (Sandoval et. al., 2008).

Tabla 3.3

Alternativas de tratamiento y disposición de lodos de plantas potabilizadoras.

Alternativas	Tipos
Acondicionamiento Químico	Recuperación de coagulantes Adición de polímeros
Tanques de Espesamiento Deshidratación	Lechos de secado Lagunas Filtros prensa Filtros de vacío Centrifugación Congelamiento
Disposición final	Descargas a aguas superficiales Relleno sanitario Incineración

Nota. Fuente: Sandoval L., Martín A., Piña M. y Montellano L. (2008). ESTUDIO PILOTO PARA REDUCIR EL VOLUMEN DE LODOS DE PLANTAS POTABILIZADORAS. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.

Para la estimación de las cantidades de lodo producido en cada planta de potabilización, se puede utilizar el método establecido en el documento de la Comisión Nacional del Agua (2007):

$$S = 86.4 * Q * (0.44Al + SS + A) \quad \text{Ec. (4)}$$

Dónde: S es la cantidad de lodos producidos (kg/día); Q caudal de agua de ingreso a la planta (m^3/s); Al dosis de aluminio seco (mg/l); SS sólidos suspendidos en el agua cruda (mg/l); A otros aditivos (polímeros, arcillas, carbón activado) (mg/l).

En la tabla 3.4, se presenta una descripción de diferentes alternativas de manejo de lodos presentados en la tabla 3.3.

Tabla 3.4

Descripción de alternativas de tratamiento y disposición de lodos de plantas potabilizadoras.

Acondicionamiento Químico	
Características	
<p>Generalmente, para deshidratar el lodo por cualquier método, se recurre a su acondicionamiento para hacer más eficiente el proceso. El acondicionamiento químico emplea diversos reactivos químicos como: Ácido sulfúrico, Sulfato de aluminio, Sulfato ferroso y férrico, Cloruro férrico, Cal, Polielectrólitos.</p> <p>El cloruro férrico es el más utilizado para todos los tipos de lodos. Normalmente, se adiciona conjuntamente con cal o ácido sulfúrico en una proporción de 1.5 a 2.5. El ácido sulfúrico y la cal sólo se emplean para fijar el pH ideal que varía en cada caso.</p> <p>También se usa el sulfato férrico comercial y el cloruro férrico y el sulfato de aluminio, este último sobre todo en procesos de elutriación de lodos. La fragilidad de los flóculos producidos hace que éstos deban ser manejados con cuidado (Comisión Nacional del Agua, 2007).</p> <p>El uso de un reactivo u otro depende del costo de los productos, del equipo de dosificación y del rendimiento que se quiera obtener. La dosificación se debe efectuar de forma que se consiga una mezcla perfecta con el lodo y un determinado tiempo de contacto antes del secado posterior y es determinada a partir de ensayos en laboratorio (Comisión Nacional del Agua, 2007).</p>	
Deshidratación:	
<p>Según la American Water Works Association (AWWA), el grado de deshidratación necesario para una planta dada, dependerá del método de disposición final. La concentración mínima normalmente aceptable puede ser de 20%, sin embargo, esto dependerá de que las instalaciones estén correctamente diseñadas para remover aproximadamente del 80 al 90% de los sólidos suspendidos en los tanques de coagulación – sedimentación.</p>	
Tratamiento	Características
Filtración al Vacío	Después de la adición de polímeros y cuando se presenta una gran concentración de sólidos inertes debe implementarse la filtración al vacío que puede secar los lodos del coagulante hasta el 20 % de sólidos.
Filtración a Presión	Debe usarse cuando las características del lodo son difíciles de manejar ya que puede mantener los sólidos bajo presión por extensos períodos de tiempo hasta que la consistencia deseada sea alcanzada.
Lechos de secado	El uso de las camas de secado está limitada por el clima pero los rangos pueden variar de 1 a 20 por año, ésta tasa de utilización puede incrementarse con el uso de polímeros.
Lagunas de deshidratación	Las lagunas de deshidratación son muy similares a los lechos de secado de arena, excepto en que operan a cargas iniciales mucho mayores, y además, tienen mayores tiempos de secado entre limpiezas.
Centrifugadoras	La centrifugación de lodos es básicamente un somero proceso de Sedimentación mejorada por la aplicación de la fuerza centrífuga.

3.3.1 MÉTODOS DE RECUPERACIÓN DE ALUMINIO.

Con el objetivo de facilitar la disposición de los lodos al mejorar la deshidratación de los mismos y reducir su masa y volumen, se han propuesto varios métodos para la recuperación del

coagulante. La recuperación del coagulante persigue, además, optimizar el uso y la inversión en los mismos en el proceso de potabilización de agua.

La recuperación de los compuestos de aluminio contenidos en los coagulantes se logra mediante la adición de ácidos o bases como ácido sulfúrico, ácido clorhídrico e hidróxido de sodio y de calcio, que solubilizan los metales de las sales iónicas debido al carácter anfótero del aluminio (Núñez & Peña, 2011).

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

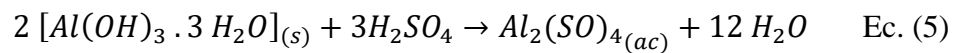
La recuperación en condiciones alcalinas tiene la ventaja de disolver una cantidad apreciable de hidróxido de aluminio y no hacer lo mismo con los demás metales presentes, pero el carbón orgánico disuelto aumenta considerablemente por esta vía, lo que limita las posibilidades de reutilizar el aluminio recuperado como coagulante (Núñez & Peña, 2011).

Se prefiere el ácido sulfúrico debido a su bajo costo y a su propiedad para extraer coagulantes primarios. Sin embargo, la disolución de aluminio no llega a ser completa debido a que otros materiales demandan ácido (sólidos presentes en el lodo como producto de la coagulación), tales como, óxidos e hidróxidos de hierro en concentraciones importantes, el manganeso y otros metales traza también están presentes en concentraciones significativas. Por lo tanto, si el ácido adicionado está basado en la concentración del aluminio presente en el lodo, solamente una fracción del aluminio total podrá ser disuelta (Núñez & Peña, 2011).

El proceso de recuperación de aluminio, en forma de sulfato, de lodos provenientes del tratamiento del agua potable, mediante el empleo de ácido sulfúrico, fue patentado por W. M.

Jewell en 1903, en los Estados Unidos, y se practicó posteriormente en Japón, Inglaterra y Polonia (Núñez & Peña, 2011).

La recuperación de aluminio por vía ácido sulfúrico se expresa mediante la relación estequiometría de la ecuación:



El requerimiento estequiométrico de ácido sulfúrico para disociar el $Al(OH)_3 \cdot 3H_2O$ a Al^{+3} es 1.5 moles de ácido por 1 mol de $Al(OH)_3 \cdot 3H_2O$ o 1.11 Kg de ácido por kilogramo de $Al(OH)_3 \cdot 3H_2O$ o 5.45 Kg de ácido por kilogramo de Aluminio (Núñez & Peña, 2011).

Cuando el agua cruda contiene una concentración alta de sólidos, en su mayoría constituidos por óxidos de aluminio ($Al_2O_3 \cdot nH_2O$), éstos no pueden ser disueltos con dosis de ácido sulfúrico pequeñas, bajo condiciones de temperaturas bajas y períodos cortos de contacto (Núñez & Peña, 2011).

Es importante considerar la presencia de otras sustancias de reacción alcalina, como los bicarbonatos y carbonatos que demandan ácido, por lo que es necesario emplear un exceso con respecto al equivalente estequiométrico del $Al(OH)_3$ presente (Núñez & Peña, 2011).

El lodo resultante de la recuperación es un sedimento voluminoso, más concentrado y que puede deshidratarse más fácilmente en filtros prensa/vacío, centrifugas, lechos de secado de arena u otra operación. Por lo anterior, los factores importantes asociados con la evaluación de la recuperación, son la demanda de ácido, el tiempo de contacto y el pH alcanzado para llevar a cabo la recuperación (Núñez & Peña, 2011).

La demanda de ácido se determina en el laboratorio por titulación de la muestra con H_2SO_4 (25%). Sin embargo la disolución de aluminio depende del tiempo, y por lo tanto son necesarios

mínimo cerca de 15 minutos de mezcla para lograr que la reacción se complete (Núñez & Peña, 2011).

En la figura 3.6 se esquematiza el proceso de recuperación de coagulante a partir de la adición de ácido sulfúrico.

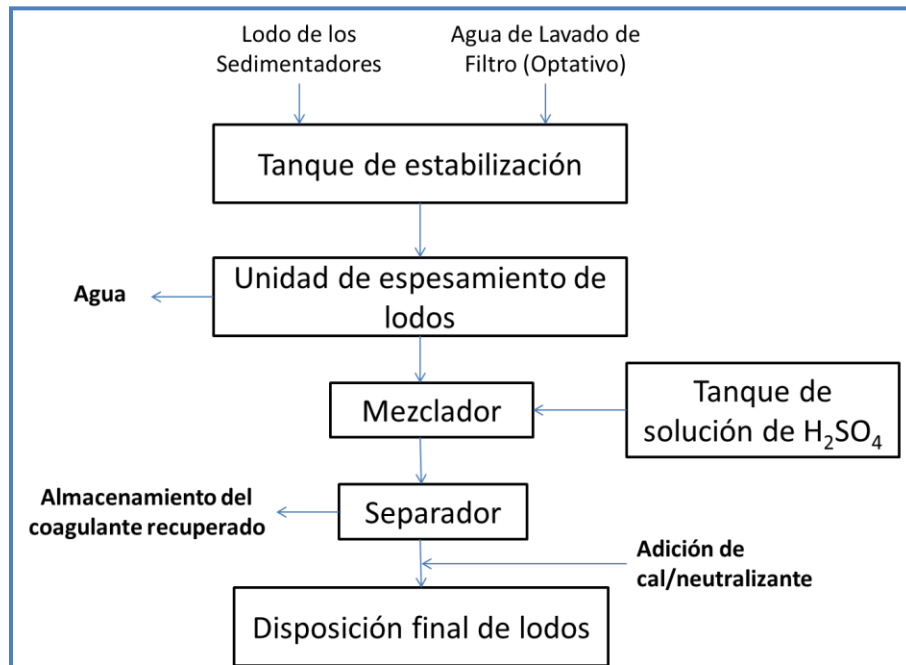


Figura 3.6. Esquema del proceso normal de recuperación con ácido sulfúrico.

3.3.1.1 USO DEL ALUMINIO RECUPERADO COMO COAGULANTE.

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

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

El aluminio recuperado es más diluido que el comercial en un factor de 15 y estudios demuestran que la efectividad del aluminio recuperado es igual al de un coagulante comercial después de 10 ciclos de extracción, también muestran que 10 mg/l de alúmina comercial remueve el 90% del color del agua cruda, mientras que una dosis de aluminio recuperado remueve solamente entre el 70 y 80%. Por otra parte observaron que si el pH de la solución es menor a tres, la efectividad del aluminio disminuye (Núñez & Peña, 2011).

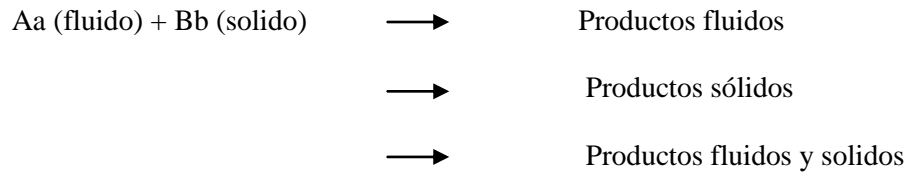
Pruebas realizadas a nivel de planta piloto para la recuperación de aluminio, indican que es posible obtener un ahorro del 46.5% del coagulante fresco, ya que sólo acidificaron el 50% del lodo producido a un pH aproximadamente de 3.5, esto se realizó con la finalidad de evitar la extracción de otros metales. Los estudios realizados no involucraron la incidencia de la materia orgánica en la recuperación del coagulante. La materia orgánica es otro factor a controlar en el coagulante recuperado, ya que su incremento repercute en el color de la solución del aluminio recuperado y en el consumo de ácido sulfúrico (Núñez & Peña, 2011).

3.3.1.2 VARIABLES QUE AFECTAN LA RECUPERACIÓN DEL ALUMINIO.

El objeto principal de la disolución de lodo es liberar el aluminio como ion soluble (Al^{3+}). El aluminio es anfótero, y exhibe solubilidad en soluciones ácidas y alcalinas pero se mantiene relativamente insoluble en un medio neutro. La solubilidad del aluminio es ampliamente controlada por el pH, sin embargo la temperatura y la concentración de ligandos inorgánicos y orgánicos son también factores que influyen la solubilidad del aluminio (Sandoval, et. al, 2008).

3.4 REACCIONES SÓLIDO-LÍQUIDO.

Se denominan "reacciones sólido-fluido" a las reacciones heterogéneas en las que un gas o un líquido se ponen en contacto con un sólido, reaccionan con él, y lo transforman en producto (Levenspiel, 2004). Estas reacciones pueden representarse por:



Donde a y b es el coeficiente estequiométrico.

Las partículas sólidas no cambian de tamaño durante la reacción cuando contienen gran cantidad de impurezas, que quedan adheridas como ceniza, o si se forma un producto material consolidado de acuerdo con las reacciones correspondientes a las ecuaciones con productos sólidos y fluidos, Sin embargo, las partículas disminuyen de tamaño durante la reacción cuando se forma ceniza no adherente o un producto material no consolidado, o bien cuando se emplea la sustancia B pura en la reacción correspondiente a la ecuación con productos fluidos como se muestra en la figura 3.7.

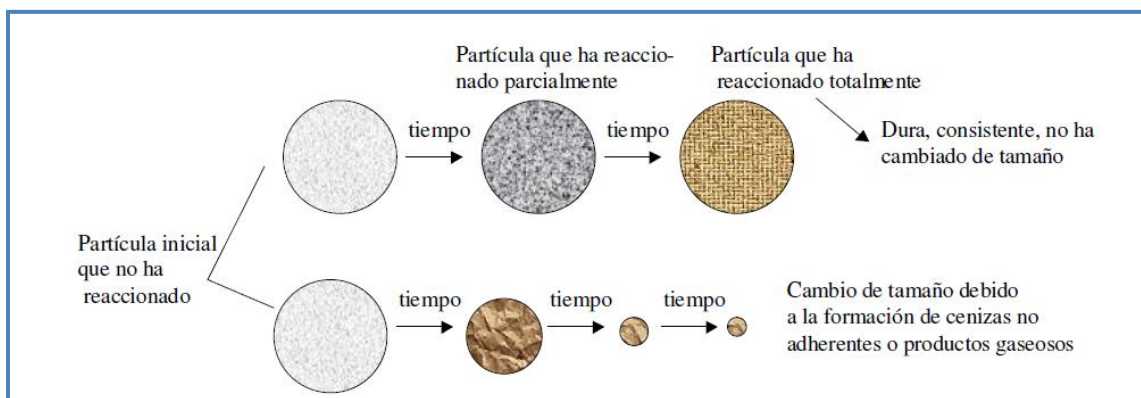


Figura 3.7 Diferentes tipos de comportamiento de partículas reactivas sólidas.
Fuente: Conesa Ferrer, J. A. (2010). Reacciones Sólido-fluido no catalíticas, Universidad de Alicante.

Dada la amplia gama de casos es preciso un estudio de los procesos por medio de modelos teóricos que permitan representar sin una excesiva complejidad la situación real.

Para las reacciones no catalíticas de las partículas sólidas con el fluido que las rodea, se consideran varios modelos (Levenspiel, 2004): “El de conversión progresiva, el de núcleo sin reaccionar, el de partícula granulada, el de la partícula que se resquebraja (o granula), el de hueco variable y el del poro único, aunque los dos primeros sean los más ampliamente difundidos”. A continuación se hace una breve descripción de los modelos.

a) *Modelo de conversión progresiva* (“uniform conversion model”). Aquí se considera que el gas reaccionante penetra y reacciona simultáneamente en toda la partícula sólida, de forma que el reactivo sólido se está convirtiendo continua y progresivamente en toda la partícula como se muestra en la Figura 3.8 (Conesa, 2010).

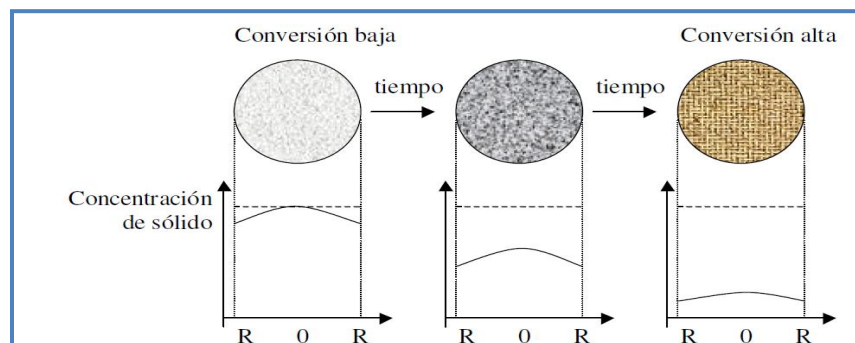


Figura 3.8 Esquema del modelo de la conversión progresiva.

Fuente: Conesa Ferrer, J. A. (2010). Reacciones Sólido-fluido no catalíticas. Universidad de Alicante

b) *Modelo de núcleo sin reaccionar* (“*shrinking core model*”). En este caso la reacción tiene lugar primero en la superficie exterior de la partícula sólida; después la zona de reacción se desplaza hacia el interior del sólido, dejando atrás el material completamente convertido y sólido inerte (al que se denomina «cenizas»). De este modo, durante la reacción existirá un núcleo de material sin reaccionar, cuyo tamaño irá disminuyendo a medida que transcurre la reacción,

como se muestra en la Figura 3.9. Este modelo no se aplica a sólidos catalizadores, pues en estos la reacción se suele dar en todo el volumen (Conesa, 2010).

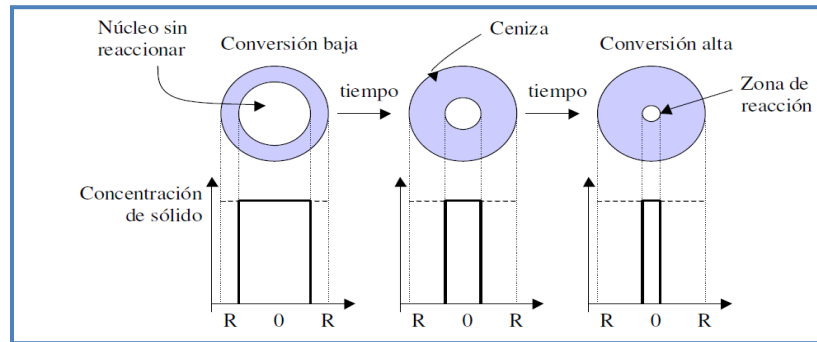


Figura 3.9. Esquema del modelo del núcleo sin reaccionar.

Fuente: Conesa Ferrer, J. A. (2010). Reacciones Sólido-fluido no catalíticas. Universidad de Alicante

c) Modelo de la partícula granulada (“grainy pellet model”). Este modelo es una representación sencilla de la reacción de sólidos porosos. Sohn y Szekely desarrollaron el modelo en el que la partícula es considerada como una matriz de granos muy pequeños entre los que el fluido tiene fácil acceso. La reacción tiene lugar conforme el fluido reactivo se introduce en los poros de la partícula, existiendo un gradiente de concentraciones como consecuencia de la resistencia a la difusión en el interior de la partícula. La reacción de cada uno de los granos se lleva a cabo de forma que sigue el modelo de conversión progresiva, no apareciendo una modificación del tamaño de los poros a lo largo de la reacción (Conesa, 2010).

d) Modelo de la partícula que se resquebraja (se granula) (“crackling core model”). Este modelo representa partículas que empiezan la reacción como no porosas, pero que se hacen porosas durante la reacción, de forma que el sólido original se resquebraja y se fractura para formar una estructura porosa que se asemeja a un material granular, reaccionando cada grano por un mecanismo de núcleo decreciente (núcleo sin reaccionar) (Conesa, 2010).

e) *Modelo de hueco variable* (“*changing voidage model*”). Aplicable a partículas porosas cuyo volumen molar cambia con la reacción. Los granos de la partícula se hinchan o decrecen a medida que la conversión avanza, con lo que se produce una modificación de la resistencia difusional entre los granos. Este modelo podría considerarse como una modificación del modelo de partícula granulada en el que la difusión se modifica conforme avanza la reacción (Conesa, 2010).

f) *Modelo de poro único*. Este modelo considera la partícula porosa como un poro único de tipo cilíndrico o rectangular (lámina plana). Se considera que la boca del poro se cierra o se abre progresivamente como resultado de la variación de la fracción de huecos. El modelo de poro único tiene una mayor facilidad en el tratamiento que el anterior (Conesa, 2010).

Como el modelo de núcleo sin reaccionar parece que, en la inmensa mayoría de los casos, se ajusta mejor a los resultados experimentales, en el siguiente punto será tratado ampliamente.

En primer lugar el caso de estudio se va a considerar el caso de partículas esféricas con tamaño constante, y posteriormente se pasará a estudiar el mismo proceso pero para partículas esféricas de tamaño variable (Conesa, 2010).

Hay que tener en cuenta que en las deducciones que se harán a continuación se considera que la fase fluida es un gas, pero en el caso que fuera un líquido el análisis podría ser análogo en algunos casos (Conesa, 2010).

3.4.1 MODELO DE NÚCLEO SIN REACCIONAR PARA PARTÍCULAS ESFÉRICA DE TAMAÑO CONSTANTE.

Este modelo fue primeramente desarrollado por Yagi y Kunii (1955), considerando que durante la reacción se presentan sucesivamente las cinco etapas siguientes:

Etapa 1. Difusión externa del reactivo A hasta la superficie del sólido a través de la película gaseosa que le rodea.

Etapa 2. Penetración y difusión interna de A, a través de la capa de ceniza hasta la superficie del núcleo que no ha reaccionado o superficie de reacción

Etapa 3. Reacción del reactivo A con el sólido en la superficie de reacción.

Etapa 4. Difusión interna de los productos formados a través de la capa de cenizas hacia la superficie exterior del sólido.

Etapa 5. Difusión externa de los productos de reacción a través de la capa gaseosa hacia el seno del fluido.

Es frecuente que no se presente alguna de estas etapas; por ejemplo, si no se forman productos o si la reacción es irreversible, las etapas 4 y 5 no contribuyen directamente a la resistencia a la reacción.

Por otra parte según Conesa, 2010, “las resistencias de las distintas etapas suelen ser muy diferentes; en tales casos se ha de tener en cuenta que la etapa que presente mayor resistencia constituye la etapa controlante de la velocidad”.

3.4.2 DIFUSIÓN EXTERNA COMO ETAPA CONTROLANTE.

Cuando la etapa controlante es la resistencia de la difusión externa (equivalente a la de una película gaseosa), el perfil de concentración del reactivo A en fase gaseosa será el representado en la Figura 3.10. Se observa aquí que no existe reactivo en la superficie; por lo tanto, el potencial de concentración $C_{Ag}-C_{As}$ es constante durante el transcurso de la reacción. Como es conveniente deducir las ecuaciones cinéticas basándose en la superficie disponible, se efectuarán los cálculos con referencia a la superficie exterior constante de la partícula (Levenspiel, 2004).

La velocidad de consumo de A vendrá dada por:

$$(-r_A) = k_c(C_{Ag} - C_{As}) = k_c C_{Ag} = \frac{\text{mol}}{\text{sm}^2} \quad \text{Ec. (6)}$$

Para la variación de los moles de A se puede escribir:

$$(-r_A) = \frac{dM_a/dt}{S_{ext}} \quad \text{Ec.(7)}$$

Donde M_a representa los moles de A. Por tanto:

$$\frac{dM_a}{dt} = k_c C_{Ag} S_{ext} = k_c C_{Ag} 4\pi R^2 \quad \text{Ec. (8)}$$

Si se designa por ρ_B a la densidad molar de B en el sólido, y por V al volumen de una partícula, la cantidad de B presente en una partícula es:

$$N_B = \rho_B V = \left(\frac{\text{kmoles de B}}{\text{m}^3 \text{ sólido}} \right) (\text{m}^3 \text{ sólido}) \quad \text{Ec. (9)}$$

La relación entre los moles de A y de B es:

$$dM_b = b dM_a = \rho_B dV = \rho_B d\left(\frac{4}{3}\pi r_c^3\right) = -4\pi\rho_B r_c^2 dr_c \quad \text{Ec. (10)}$$

Es fácil llegar a una expresión entre el tiempo y el radio del núcleo sin reaccionar, es decir:

$$\frac{-\rho_B}{R^2} \int_R^{r_c} r_c^2 dr_c = b k_c C_{Ag} \int_0^t dt \quad \text{Ec. (11)}$$

O bien:

$$t = \frac{\rho_B R}{3b k_c C_{Ag}} \left[1 - \left(\frac{r_c}{R} \right)^3 \right] \quad \text{Ec. (12)}$$

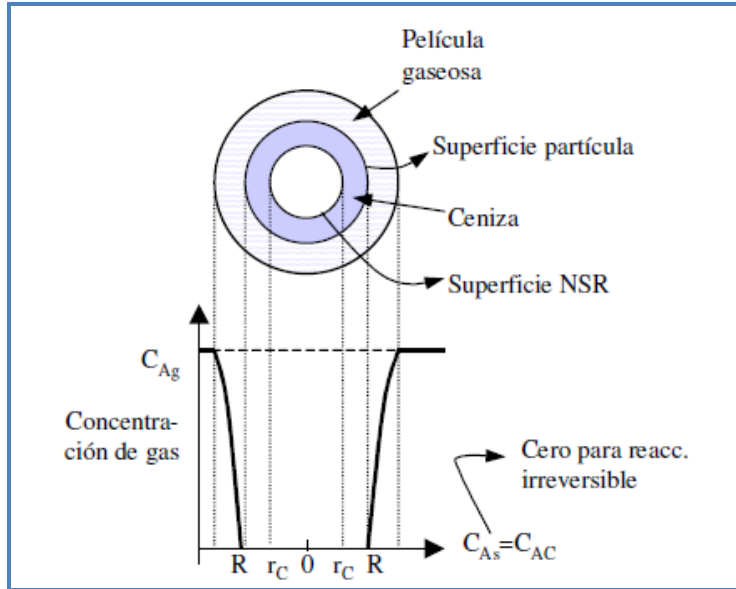


Figura 3.10 Representación de la partícula reactiva cuando la difusión a través de la película gaseosa es la resistencia controlante.

Fuente: Conesa Ferrer, J. A. (2010). Reacciones Sólido-fluido no catalíticas. Universidad de Alicante

Designando por t al tiempo necesario para la reacción completa de una partícula y haciendo $r_c=0$ en la ecuación anterior, resulta:

$$\tau = \frac{\rho_B R}{3bk_c C_{Ag}} \quad \text{Ec. (13)}$$

El radio del núcleo sin reaccionar en función del tiempo fraccional, referido a la conversión completa, se calcula combinando las ecuaciones.

$$\frac{1}{\tau} = 1 - \left(\frac{r_c}{R}\right)^3 \quad \text{Ec. (14)}$$

También puede escribirse en función de la conversión fraccional del sólido, recordando que:

$$1 - \varepsilon_B = \left(\frac{\text{volumen del núcleo sin reaccionar}}{\text{volumen total de la partícula}}\right) = \frac{\frac{4}{3}\pi r_c^3}{\frac{4}{3}\pi R^3} = \left(\frac{r_c}{R}\right)^3 \quad \text{Ec. (15)}$$

Por lo tanto:

$$\frac{1}{\tau} = 1 - \left(\frac{r_c}{R}\right)^3 = \varepsilon_B \quad \text{Ec. (16)}$$

Fácilmente se puede comprobar que para reacciones en fase líquida las ecuaciones anteriores son totalmente aplicables.

3.4.3 DETERMINACIÓN DE LA ETAPA CONTROLANTE DE LA VELOCIDAD.

La determinación de la cinética y de las etapas controlantes de la velocidad en una reacción sólido-fluido, se efectúa siguiendo la conversión de las partículas sólidas y analizando la influencia de su tamaño y la temperatura en dicha conversión (Levenspiel, 2004).

- *Temperatura:* En general, la etapa química depende mucho más de la temperatura que las etapas físicas. Por consiguiente, los resultados experimentales a distintas temperaturas permitirán distinguir fácilmente si la etapa controlante es la de difusión a través de la película gaseosa, a través de la ceniza, o si es la de reacción química.
- *Tiempo:* Los resultados de las experiencias cinéticas para distintos períodos, comparados con estas curvas de predicción, indicarán cuál es la etapa controlante; sin embargo, la dispersión de los datos experimentales pueden enmascarar la verdadera etapa controlante, dado que existe muy poca diferencia entre los casos que la etapa controlante sea la reacción química o la difusión a través de la capa de cenizas.

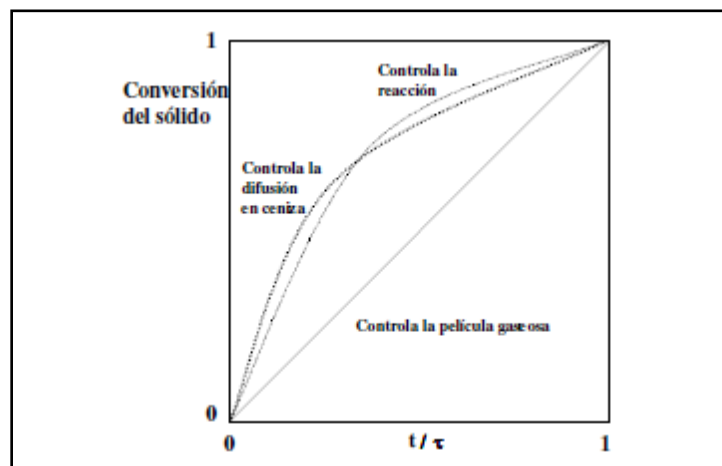


Figura 3.11. Tamaño de la partícula.

Fuente: Conesa Ferrer, J. A. (2010). Reacciones Sólido-fluido no catalíticas. Universidad de Alicante.

- *Resistencia de la capa de ceniza frente a la resistencia externa:* Cuando se forma una ceniza sólida consistente durante la reacción, la resistencia ofrecida al paso del reactivo suele ser mucho mayor a través de esta capa de ceniza que la difusión externa (película fluido que rodea a la partícula); por consiguiente en dicho caso puede despreciarse la resistencia de la difusión externa, ver figura 3.11 (Conesa, 2010).

3.5 GENERALIDADES DEL DISEÑO DE REACTORES QUÍMICOS.

3.5.1 TIPOS DE REACTORES.

El diseño de un reactor sólido-fluido viene determinado por tres factores: (Levenspiel, 2004)

- La cinética de la reacción para partículas aisladas.
- La distribución de tamaños de los sólidos que han de reaccionar.
- El tipo de flujo de sólidos y fluido en el reactor.

Es muy difícil el análisis del problema cuando la cinética es compleja y no se conoce bien, cuando los productos de la reacción se mantienen en fase fluida y cuando la temperatura varía de un punto a otro en el reactor; en estos casos es la experiencia la que ayuda al diseño y construcción de los reactores. A pesar de la gran dificultad de los reactores reales, no se descarta el estudio de los sistemas más sencillos, ya que representan satisfactoriamente muchos sistemas reaccionantes reales, y además pueden tomarse como punto de partida para análisis más complejos.

Los distintos tipos de contacto en las operaciones gas-sólido se pueden resumir en los siguientes:

- Tipos de reactores según su forma. Estos pueden ser reactores de flujo en pistón y reactores de mezcla completa.
- Flujo en pistón de sólidos y fluidos. Cuando los sólidos y los fluidos pasan a través de un reactor en flujo en pistón, sus composiciones cambiarán a lo largo del mismo y,

generalmente, también cambia la temperatura. El contacto entre fases en flujo en pistón puede realizarse de varios modos:

- Por flujo en contracorriente, como hornos de cuba y en los de cemento.
- Por flujo cruzado como en cintas transportadoras de alimentación a los hornos.
- Por flujo en paralelo, como en los secaderos de polímeros.
- Flujo de sólidos en mezcla completa. El mejor ejemplo de reactor con flujo de sólidos en mezcla completa es un lecho fluidizado con entrada y salida continua de sólidos. El flujo de fluidos en estos reactores es difícil de caracterizar y a veces es intermedio entre el de mezcla completa y el de flujo en pistón. Frecuentemente pueden suponerse condiciones isotérmicas dadas la elevada capacidad calorífica de los sólidos.
- Tipos de reactores según su tipo de operación: Estos pueden operar de forma continua, semicontinua o por lotes.
 - + Operaciones semicontinuas: Un ejemplo de un tratamiento semicontinuo de sólidos son dos columnas de intercambio iónico, en las que una está reteniendo los iones y la otra está regenerándose.
 - + Operaciones discontinuas: Ejemplos de operaciones discontinuas son la disolución y reacción de una cantidad dada de un sólido en un fluido, como en el caso del ataque de un sólido por un ácido. Se simplifica mucho el análisis y diseño de los sistemas de reacción sólido-fluido si puede considerarse que la composición del fluido es uniforme en todo el reactor. Este caso se presenta cuando la conversión fraccional de los reactivos en la fase fluida no es demasiado grande o cuando la retromezcla del fluido es considerable, como en los lechos fluidizados, y en este

caso puede emplearse esta hipótesis sin desviarse demasiado de la realidad (Conesa, 2010).

3.5.2 ECUACIONES BÁSICAS DEL DISEÑO DE REACTORES QUÍMICOS.

3.5.2.1 REACTOR INTERMITENTE O POR LOTES.

Hacer un balance de materia referido a cualquier componente A. Para ello, generalmente se selecciona el componente limitante o clave. Puesto que en un reactor intermitente la composición es uniforme en cualquier instante (Levenspiel, 2004), se podría efectuar el balance referido a todo el reactor. Teniendo en cuenta que durante la reacción no sale ni entra fluido al sistema, la ecuación, que fue escrita para el componente A es:

$$\text{entrada} = \text{salida} + \text{desaparición} + \text{acumulación} \quad \text{Ec. (17)}$$

$$0 = 0 + \text{desaparición} + \text{acumulación} \quad \text{Ec. (18)}$$

$$+ \left(\begin{array}{l} \text{Velocidad de pérdida de reactivo} \\ \text{debido a la reacción química dentro} \\ \text{de elemento volumen} \end{array} \right) = - \left(\begin{array}{l} \text{Velocidad de acumulación} \\ \text{de reactivo en el} \\ \text{elemento volumen} \end{array} \right) \quad \text{Ec. (19)}$$

Evaluando los términos de la ecuación.

$$\left(\begin{array}{l} \text{desaparición de A} \\ \text{por reacción} \\ \text{moles/tiempo} \end{array} \right) = (-r_A)V = \left(\frac{\text{moles de A reaccionados}}{(\text{tiempo})(\text{volumen de fluido})} \right) (\text{volumen de fluido}) \quad \text{Ec. (20)}$$

$$\left(\begin{array}{l} \text{acumulación de A,} \\ \text{moles/tiempo} \end{array} \right) = \frac{dN_A}{dt} = \frac{d[N_{A0}(1-X_A)]}{dt} = -N_{A0} \frac{dX_A}{dt} \quad \text{Ec. (21)}$$

Sustituyendo estos dos términos en la ecuación

$$(-r_A)V = N_{A0} \frac{dX_A}{dt} \quad \text{Ec. (22)}$$

$$\tau = N_{A0} \int_0^{X_A} \frac{dX_A}{(-r_A)V} \quad \text{Ec. (23)}$$

Esta es la ecuación general que nos indica el tiempo necesario para que se alcance una conversión X, en condiciones de operación isotérmica o no isotérmica. El volumen del fluido que reacciona y la velocidad de reacción permanecen dentro de la integral debido a que, en general, varían durante el transcurso de la reacción.

Esta ecuación podría simplificarse para ajustarse a varias situaciones. Si la densidad del fluido permanece constante, se tiene:

$$\tau = C_{A0} \int_0^{X_A} \frac{dX_A}{(-r_A)} = - \int_{C_{A0}}^{C_A} \frac{dC_A}{(-r_A)} \quad \text{Ec. (24)}$$

3.5.2.2 REACTORES DE TANQUE AGITADO EN ESTADO ESTACIONARIO.

Como la composición es uniforme en todo el reactor el balance puede referirse a todo el volumen del reactor (Levenspiel, 2004). Seleccionando el reactivo A para considerarlo:

$$\textit{entrada} = \textit{salida} + \textit{desaparición} + \textit{acumulación} \quad \text{Ec. (25)}$$

$$\textit{entrada} = \textit{salida} + \textit{desaparición} + 0 \quad \text{Ec. (26)}$$

$$\left(\begin{array}{l} \textit{entrada de A,} \\ \textit{moles/tiempo} \end{array} \right) = F_{A0}(1 - X_{A0}) = F_{A0} \quad \text{Ec. (27)}$$

$$\left(\begin{array}{l} \textit{salida de A,} \\ \textit{moles/tiempo} \end{array} \right) = F_A = F_{A0}(1 - X_A) \quad \text{Ec. (28)}$$

$$\left(\begin{array}{l} \textit{desaparición de A} \\ \textit{por reacción} \\ \textit{moles/tiempo} \end{array} \right) = (-r_A)V = \left(\frac{\textit{moles de A reaccionados}}{\textit{(tiempo)(volumen de fluido)}} \right) (\textit{volumen del reactor}) \quad \text{Ec. (29)}$$

Introduciendo estos tres términos en la ecuación

$$F_{A0}X_A = (-r_A)V \quad \text{Ec. (30)}$$

$$\frac{V}{F_{A0}} = \frac{\tau}{C_{A0}} = \frac{\Delta X_A}{-r_A} = \frac{X_A}{-r_A} \quad \text{Ec. (31)}$$

$$\tau = \frac{1}{s} = \frac{V}{v_0} = \frac{VC_{A0}}{F_{A0}} = \frac{C_{A0}X_A}{-r_A} \quad \text{Ec. (32)}$$

3.5.2.3 REACTORES DE FLUJO PISTÓN.

En un reactor de flujo pistón la composición del fluido varía de un punto a otro a lo largo de la dirección del flujo (Levenspiel, 2004); en consecuencia el balance de materia para un componente de la reacción debe hacerse para un elemento diferencial de volumen dV . Así, para el reactivo A:

$$\text{entrada} = \text{salida} + \text{desaparición} + \text{acumulación} \quad \text{Ec. (33)}$$

$$\text{entrada} = \text{salida} + \text{desaparición} + 0 \quad \text{Ec. (34)}$$

$$\left(\begin{array}{l} \text{entrada de A,} \\ \text{moles/tiempo} \end{array} \right) = F_A \quad \text{Ec. (35)}$$

$$\left(\begin{array}{l} \text{salida de A,} \\ \text{moles/tiempo} \end{array} \right) = F_A + dF_A \quad \text{Ec. (36)}$$

$$\left(\begin{array}{l} \text{desaparición de A} \\ \text{por reacción} \\ \frac{\text{moles}}{\text{tiempo}} \end{array} \right) = (-r_A)V = \left(\frac{\text{moles de A reaccionados}}{(\text{tiempo})(\text{volumen de fluido})} \right) \text{volumen del elemento}$$

$$\text{Ec. (37)}$$

Introduciendo estos tres términos en la ecuación:

$$F_A = (F_A + dF_A) + (-r_A)dV \quad \text{Ec. (38)}$$

Teniendo en cuenta que:

$$dF_A = d[F_{A0}(1 - X_A)] = -F_{A0}dX_A \quad \text{Ec. (39)}$$

Sustituyendo resulta:

$$F_{A0}dX_A = (-r_A)dV \quad \text{Ec. (40)}$$

La ecuación referida a A para la sección diferencial del reactor de volumen dV . A fin de resolver para todo el reactor es necesario integrar esta expresión.

Ahora bien F_{A0} la velocidad de alimentación, es constante, pero r_A depende de la concentración o de la conversión de los componentes. Agrupando los términos convenientemente, se obtiene:

$$\int_0^V \frac{dV}{F_{A0}} = \int_0^{X_{Af}} \frac{dX_A}{-r_A} \quad \text{Ec. (41)}$$

Por tanto,

$$\frac{V}{F_{A0}} = \frac{\tau}{C_{A0}} = \int_0^{X_{Af}} \frac{dX_A}{-r_A} \quad \text{Ec. (42)}$$

$$\tau = \frac{V}{v_0} = \frac{VC_{A0}}{F_{A0}} = C_{A0} \int_0^{X_{Af}} \frac{dX_A}{-r_A} \quad \text{Ec. (43)}$$

3.5.3 PARÁMETROS DE DIMENSIONAMIENTO DE LOS REACTORES QUÍMICOS.

El tiempo t de reacción es la medida natural del funcionamiento de un reactor intermitente, el espacio-tiempo y el espacio-velocidad son las medidas apropiadas para medir el funcionamiento de los reactores de flujo continuo (Levenspiel, 2004). Estos términos se definen del modo siguiente:

$$\tau = \frac{1}{s} = \left(\begin{array}{l} \text{tiempo necesario para tratar un volumen} \\ \text{de alimentación al volumen del reactor,} \\ \text{medido en determinadas condiciones} \end{array} \right) = [\text{tiempo}] \quad \text{Ec. (44)}$$

$$s = \frac{1}{\tau} = \left(\begin{array}{l} \text{cantidad de alimentación bajo condiciones} \\ \text{determinadas que pueden tratarse en la unidad} \\ \text{de tiempo, medida en volumen de reactor} \end{array} \right) = [\text{tiempo}^{-1}] \quad \text{Ec. (45)}$$

En estas circunstancias, se pueden elegir arbitrariamente las condiciones de temperatura, presión y estado (gas, líquido o sólido) en las cuales medir el volumen del material alimentado al reactor. Desde luego, entonces, el valor del espacio-velocidad o del espacio-tiempo depende de las condiciones elegidas. Si se trata de las condiciones de la corriente de entrada al reactor, la relación entre s y τ , y las demás variables es:

$$\tau = \frac{1}{s} = \frac{VC_{A0}}{F_{A0}} = \frac{\left(\frac{\text{moles de A a la entrada}}{\text{volumen de alimentación}} \right) (\text{volumen de reactor})}{\frac{\text{moles de A a la entrada}}{\text{tiempo}}} \quad \text{Ec. (46)}$$

$$\tau = \frac{V}{v_0} = \frac{(\text{volumen del reactor})}{\text{caudal de alimentación volumétrica}} \quad \text{Ec. (47)}$$

CAPITULO IV: DISEÑO Y PROPUESTA DE DESARROLLO DE UN PROCESO QUÍMICO DE RECUPERACIÓN DE ALUMINIO. FASE EXPERIMENTAL.

4.1 INTRODUCCIÓN.

La importancia de la obtención de un producto proveniente de una fuente de residuos de la potabilización de aguas superficiales recae en que se impacte de manera positiva al medio ambiente al renunciar a posibles descargas contaminantes hacia cuerpos receptores como lo es el suelo e incluso la misma fuente de agua superficial, convirtiéndose en un aspecto de vital importancia para la sostenibilidad de los ecosistemas cercanos a la planta potabilizadora.

Abonado a esto la posible factibilidad técnica-económica de acidificar los desechos y así poder recuperar, en parte, al coagulante primario como lo es el Sulfato de Aluminio, el cual podría reutilizarse dentro del proceso como mezcla con el coagulante utilizado nominalmente.

La máxima eficiencia de recuperación del aluminio contenido en los lodos y el diseño de una propuesta a escala industrial de una planta de procesamiento de los lodos es el objetivo perseguido es este proyecto de investigación.

Para realizar evaluaciones de cuál es la máxima eficiencia de recuperación se realizará un estudio de los factores que intervienen directamente en el desarrollo de la reacción y nos darán la pauta para poder predecir el comportamiento del proceso a nivel de laboratorio y luego escalarlo a nivel de planta industrial. En la evaluación de los efectos de los factores se tomarán en cuenta todas aquellas variables que puedan representar una influencia directa dentro del proceso productivo con el fin de determinar cuáles son los factores cuyos efectos causan la variabilidad de las respuestas en cada uno de los procesos. Para el estudio de los efectos de los factores se utilizan diseños factoriales, ya que estos permiten una caracterización de los sistemas que

conlleva a la determinación de los factores influyentes. En el presente estudio se utilizó diseño factorial tipo 2^k (Ferré, 2004).

Asimismo, para finalizar la evaluación de los efectos de los factores y determinar cuáles son los más influyentes dentro del proceso, es necesario llevar a cabo un control. Este control se realizará mediante la obtención de una variable respuesta que es la encargada de proporcionar, posterior a un análisis estadístico, la información necesaria para conocer la interacción de los efectos de los factores con el sistema y entre sí y si estos son influyentes dentro del proceso. La variable respuesta será: el rendimiento de recuperación de aluminio a partir de los lodos de la PPA “Las Pavas”.

Luego que el análisis de la información experimental permita establecer los factores que influyen significativamente en el proceso de recuperación del coagulante, se procederá al diseño de una planta piloto para desarrollar dicho proceso químico. Para el diseño de la planta, y específicamente, del reactor en el que se llevará a cabo la reacción de recuperación del coagulante como Sulfato de Aluminio, será imprescindible contar con un modelo cinético de la reacción. Para la obtención del modelo cinético se desarrollará una segunda etapa experimental, siendo el diseño experimental de la misma, un diseño de experimento cinético de seguimiento de la variación de la concentración de un componente de la reacción con el tiempo. El componente de la reacción al que se le seguirá la variación de la concentración con el tiempo será el Sulfato de Aluminio.

4.2 DISEÑO DEL EXPERIMENTO PARA LA DETERMINACIÓN DE LOS FACTORES SIGNIFICATIVOS EN EL PROCESO DE RECUPERACIÓN DE COAGULANTE COMO SULFATO DE ALUMINIO.

Para la determinación de los factores que afectan la reacción de recuperación del coagulante como sulfato de aluminio a partir de los lodos provenientes de la PPA “Las Pavas” se llevara a cabo un análisis factorial tipo 2^k donde se listan un numero de variables que tienen influencia directa en la reacción, con el fin de realizar combinaciones de dichas variables y fijar cual es el rol de cada una y como afectan de manera directa a la eficiencia de recuperación del coagulante.

4.2.1 DEFINICION DE FACTORES.

Los factores que se ha determinado, pueden tener influencia en la reacción que se desarrolla para la recuperación del coagulante, como sulfato de aluminio, contenido en los lodos provenientes de la PPA “Las Pavas” son: velocidad de agitación (RPM), pH de la mezcla reaccionante, tiempo de reacción (t) y porcentaje de sólidos totales (%ST) presentes en la muestra de lodos. En las secciones de la 4.2.1.1 a la 4.2.1.4 se definen los factores y se establece la importancia de ser considerados para este estudio.

4.2.1.1 VELOCIDAD DE AGITACIÓN (rpm).

La reacción de recuperación del coagulante, como sulfato de aluminio, de los lodos residuales del proceso de potabilización de agua, es de naturaleza heterogénea, sólido-líquido. Para incrementar la superficie de contacto y facilitar el proceso de reacción, dada la naturaleza del sólido, se hace necesario mantener el desarrollo de la reacción en una mezcla coloidal homogénea y estable, lo que puede lograrse mediante una agitación adecuada. Es por esto que la velocidad de agitación se considera una variable clave para el correcto contacto de los reactivos y facilitar el subsecuente desarrollo de la reacción. La velocidad de agitación se definirá como la

velocidad del agitador medida en revoluciones por minuto (rpm) que permitirá mantener la dispersión de partículas finas del sólido en el líquido para facilitar el proceso de reacción.

4.2.1.2 POTENCIAL DE HIDROGENO (pH).

Como se presentó en el Capítulo III, la recuperación del coagulante, como Sulfato de Aluminio, contenido en los lodos puede hacerse tanto en medio ácido o medio alcalino, siendo el principio de la reacción el de solubilizar el metal de la sal iónica y así disminuir el contenido de hidróxido de aluminio contenido en los lodos tratados. Se prefiere la reacción con ácido sulfúrico por su bajo costo y por tener la particularidad de extraer coagulantes primarios y permitir su reutilización. El pH de la mezcla reaccionante juega un papel importante ya que es un factor que puede influir en el grado de disolución de los hidratos de hidróxido de aluminio facilitando el logro de una mayor eficiencia en la recuperación de coagulante.

El pH es una medida de la acidez o alcalinidad de una solución y está determinado por la concentración de iones hidrógeno H^+ de la siguiente forma: (Velázquez, 2009)

$$pH = -\text{Log}[H^+] \quad \text{Ec. (48)}$$

4.2.1.3 TIEMPO DE REACCION (tiempo).

El tiempo de reacción o de residencia es un parámetro muy importante, ya que es un factor que puede estar significativamente relacionado con el aumento del grado de conversión de la reacción de recuperación del coagulante como sulfato de aluminio. El tiempo de residencia se definirá para este estudio como el tiempo que permanece un elemento de fluido dentro del reactor para alcanzar un grado de conversión.

4.2.1.4 PORCENTAJE DE SÓLIDOS TOTALES (%ST).

El contenido de sólidos totales en los lodos provenientes del proceso de potabilización de agua, es un factor que puede influir en cuanto al área o superficie de contacto de las partículas dentro del sistema al ejecutar la reacción, es decir, que según el área de interacción de las partículas sólidas con el cuerpo líquido, así será la eficiencia de la reacción en cuanto al grado de conversión, y la consecuente recuperación del coagulante como sulfato de aluminio en dichos lodos.

El porcentaje de sólidos totales se definirá como el residuo resultante luego de la evaporación y secado de una muestra de lodos en una estufa a 103-105°C. El porcentaje de sólidos totales incluyen sólidos volátiles y fijos.

4.2.1.5 VARIABLE RESPUESTA.

La variable respuesta será el porcentaje de coagulante recuperado como Sulfato de Aluminio durante el proceso de reacción, el cual será determinado por espectrofotometría U.V.

4.2.2 PLANIFICACION DE LOS EXPERIMENTOS PARA DETERMINAR LOS FACTORES SIGNIFICATIVOS EN EL PROCESO DE RECUPERACIÓN DE COAGULANTE COMO SULFATO DE ALUMNIO.

Los factores que se van a evaluar en la recuperación de del coagulante como sulfato de aluminio a partir de los lodos de la PPA “Las Pavas”, son pH del medio, tiempo de mezcla o tiempo de residencia, velocidad de mezcla ó agitación y la cantidad de sólidos totales presentes en la mezcla. El detalle de los factores para los niveles máximo (+) y mínimo (-) se presentan en la tabla 4.1.

Tabla 4.1

Niveles de los Factores Experimentales Para la Recuperación de Aluminio.

Nivel	Sólidos			
	disueltos	pH	RPM	Tiempo
Mínimo (-)	1%	2	100	25 min
Máximo (+)	2%	3	200	35 min

Para poder determinar los factores que potencialmente puedan causar una variación significativa en el porcentaje de recuperación del coagulante como sulfato de aluminio se desarrollan diferentes combinaciones de tratamientos para las pruebas a partir del diseño planteado del tipo 2⁴. La combinación de factores y niveles de tratamientos se presentan en la tabla 4.2.

Tabla 4.2

Combinaciones de los niveles de los factores en estudio para la recuperación de coagulante como sulfato de aluminio.

Experimento	Sólidos Totales			
	% ST	pH	RPM	Tiempo (t)
1	1%	2	100	25 min
2	2%	2	100	25 min
3	1%	3	100	25 min
4	2%	3	100	25 min
5	1%	2	200	25 min
6	2%	2	200	25 min
7	1%	3	200	25 min
8	2%	3	200	25 min
9	1%	2	100	35 min
10	2%	2	100	35 min
11	1%	3	100	35 min
12	2%	3	100	35 min
13	1%	2	200	35 min
14	2%	2	200	35 min
15	1%	3	200	35 min
16	2%	3	200	35 min

4.2.3 PROCEDIMIENTO EXPERIMENTAL PARA EL DESARROLLO DE LA REACCIÓN Y MEDICIÓN DE VARIABLES.

El procedimiento experimental para la recuperación del coagulante como sulfato de aluminio se dividirá en dos etapas: Caracterización de los lodos recolectados en la PPA “Las Pavas” y el desarrollo del procedimiento experimental para determinar los factores que afectan significativamente dicho proceso.

4.2.3.1 CARACTERIZACIÓN DE LOS LODOS RECOLECTADOS EN LA PPA “LAS PAVAS”.

Las muestras de lodos que se utilizarán en los análisis fueron recolectadas en la PPA “Las Pavas”, específicamente en el tanque llamado “arqueta”, este tanque es el encargado de recibir los lodos provenientes del lavado de los sedimentadores para posteriormente ser enviados al proceso de deshidratación y acondicionamiento.

Los parámetros fisicoquímicos que se le medirán a las muestras de lodos recolectadas serán: densidad, pH, sólidos totales y concentración de aluminio. Los procedimientos detallados de los métodos de medición se muestran a continuación:

- **Determinación de densidad.**

Se realizará experimentalmente evaluando la relación masa-volumen usando la ecuación 45. Para la determinación de la densidad se utilizara una probeta de 50 ml.

$$Densidad \left(\frac{g}{ml} \right) = \frac{Pesofinal - Pesoinicial}{50 ml} \quad \text{Ec. (49)}$$

- **Determinación del pH.**

La medición del pH de los lodos se realizará con un pH-metro digital portátil HANNA HI-98129 y realizando por triplicado para obtener un dato promedio. Operar el equipo que resumidamente consiste en: encender el aparato, verificar o realizar su ajuste,

introducir el electrodo en la muestra de agua, agitar ésta suavemente para garantizar su homogeneidad y facilitar el equilibrio entre electrodo y muestra, esperar que se establezca el valor y leerlo, (método “4500-H+” del manual APHA, AWWA, WEF, 2005).

- **Determinación del porcentaje de sólidos totales (%ST).**

El procedimiento a utilizar será el método “2540 B” del manual APHA, 2005. Su determinación se basa en una medición cuantitativa del incremento de peso que experimenta una cápsula previamente tarada tras la evaporación de una muestra y secado a 103-105 °C, el procedimiento se muestra a continuación:

Preparación de la cápsula de evaporación:

- Encender la estufa a 103-105°C.
- Introducir una cápsula limpia durante una hora.
- Llevar la cápsula al desecador hasta que se vaya a emplear.
- Pesarla inmediatamente antes de usar y registrar el dato (Peso A).

Determinación de sólidos totales:

- Esperar que la muestra se encuentre a temperatura ambiente.
- Seleccionar el volumen de muestra de acuerdo al aspecto de la misma; habitualmente éste estará entre 25 y 100 ml.
- Mezclar bien la muestra y depositar el volumen seleccionado en la cápsula de evaporación previamente tarada.
- Colocar la cápsula en una placa calefactora y evaporar la muestra hasta casi sequedad pero evitando ebullición y salpicaduras.
- Llevar la muestra evaporada a la estufa a 103-105 °C por 1 hora. A criterio del analista, el secado puede extenderse hasta el día siguiente, cuando el

tipo de muestra, haga suponer alto contenido de sales y se considere ausencia de compuestos orgánicos que puedan perderse con un calentamiento prolongado.

- Enfriar la cápsula en el desecador.
- Pesar rápidamente para evitar cambios en el peso por exposición al aire y/o degradación del residuo y registrar los datos.
- Repetir el calentamiento sólo por 1 hora, hasta que la diferencia con la pesada previa sea $< 4\%$ ó < 0.5 mg (seleccionar el valor que resulte menor), con lo cual se considera se obtuvo peso constante.
- El peso finalmente obtenido será Peso B.

4.2.3.2 PROCEDIMIENTO EXPERIMENTAL PARA LA DETERMINACIÓN DE LOS FACTORES QUE INFLUYEN EN LA REACCIÓN DE RECUPERACIÓN DE COAGULANTE COMO SULFATO DE ALUMNIO.

La determinación del efecto de los factores sobre el porcentaje de coagulante recuperado como sulfato de aluminio a partir de los lodos de la PPA “Las Pavas”, se hará por un proceso que involucra tres sub-procesos:

- Sub-proceso 1: preparación de una mezcla del lodo a un porcentaje de sólidos totales (%ST) definido (1.0% y 2.0%), esto se realizará diluyendo la muestra de lodos con agua destilada.
- Sub-proceso 2: este subproceso está compuesto por la acidificación de la mezcla de lodo con solución de ácido sulfúrico 2N. Asimismo en esta etapa se desarrolla la reacción de recuperación de coagulante como sulfato de aluminio en un equipo de jarras (Jar Test).

Durante la reacción se controlan los factores de grado de agitación a diferentes velocidades (100 rpm y 200 rpm) y tiempos de reacción (25 min y 35 min).

- Sub-proceso 3: consiste en la medición de la variable respuesta, la cual se realiza en una muestra de la mezcla reaccionante que ha sido tratada con los niveles de los factores establecidos de acuerdo al diseño de experimentos factorial.

4.2.3.3 MONTAJE EXPERIMENTAL PARA EL DESARROLLO DE LA REACCION.

La reacción de recuperación del coagulante, como sulfato de aluminio, contenido en los lodos provenientes de la PPA “las pavas” se realizara mediante el uso de un equipo de Prueba de Jarras (Jar Test) como se muestra en la figura 4.1. La metodología para el desarrollo de la reacción consiste en poner un set de pruebas donde se les agregue ácido sulfúrico 2N a las muestras de lodos previamente preparadas (ver sub-proceso 1, del tema 4.4.2), variando el pH, la velocidad de agitación (RPM), la concentración de sólidos totales (%ST) y el tiempo de reacción (t), de acuerdo a los tratamientos establecidos en el diseño experimental.



Figura 4.1 Montaje del Equipo de Prueba de Jarras (Jar Test) para la recuperación de aluminio.

4.2.3.4 PROCESO DE MEDICIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DEL COAGULANTE COMO SULFATO DE ALUMINIO.

Para la cuantificación del coagulante recuperado como sulfato de aluminio se tomaran muestras de la mezcla reaccionante, y se realizará la medición del analito (sulfato de aluminio) en mediante la adición del reactivo indicador Eriocromocianina R, siguiendo el procedimiento que se describe a continuación:

a) Preparación de la curva de calibración (Anexo 1):

- Pipetear volúmenes crecientes de la Solución Patrón de Aluminio.
- Añadir el reactivo indicador, Eriocromocianina R, mezclando bien después de cada adición.
- Leer en espectrofotómetro a 535 nm en celdas de 5 cm. En función del espectrofotómetro utilizado, crear la curva de calibración.

b) Verificación de la curva de calibración:

- Cada vez que se analicen muestras, no es necesario construir una nueva curva de calibración, sino verificar la validez de la existente para lo cual debe prepararse al menos un estándar y leerlo como si fuera muestra. Si el resultado es coincidente $\pm 10\%$, se considera que la curva es válida y se procede a preparar y leer las muestras.
- En caso negativo, repetir el/los estándar(es). Si el problema persiste, verificar los reactivos, en particular, la solución madre de Al y si es necesario, prepararlos y construir una nueva curva de calibración.

c) Determinación del sulfato de aluminio en las muestras:

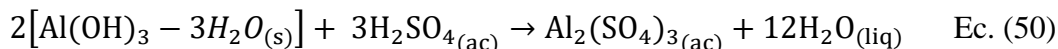
- Transferir 50 ml de muestra, previamente filtrada usando papel filtro de 25 mesh, a un vaso de precipitados de 100-200 ml. Adicionar, mezclando, los mismos reactivos que a los patrones. El pH debe ser aproximadamente 6. Dejar reposar de 5 a 10 minutos para desarrollar color y no leer pasados 15 minutos. En la figura 4.2 se presenta el proceso de filtrado de la muestra.
- Preparar y analizar un blanco de reactivos con agua desionizada.
- Leer en espectrofotómetro U.V. a 535 nm con celdas de 5 cm de paso óptico. Si la absorbancia de la muestra resultase mayor que la del mayor patrón, es necesario repetir el proceso mediante la lectura de diluciones de la muestra. Para esto, debe realizarse como mínimo dos diluciones, se calculará el coeficiente de variación y si éste no supera 10 %, se informará el valor promedio; en estos casos, es necesario multiplicar previamente por el factor de dilución.



Figura 4.2 Separación física del sobrenadante por medio de filtración.

4.3 DISEÑO DEL EXPERIMENTO CINÉTICO PARA DETERMINAR EL MODELO DE VELOCIDAD DE LA REACCIÓN DE RECUPERACIÓN DE COAGULANTE COMO SULFATO DE ALUMINIO.

La reacción de recuperación del coagulante como sulfato de aluminio es una reacción heterogénea sólido-líquido de carácter irreversible, siendo la ecuación estequiométrica:



El mecanismo primario de la reacción heterogénea es el de difusión a través de la capa de cenizas. Sin embargo, el mantenimiento de una agitación continua permitirá manejar la reacción como una mezcla coloidal, reduciendo el efecto de la heterogeneidad de la misma.

4.3.1 DISEÑO DEL EXPERIMENTO CINÉTICO.

El experimento para determinar la cinética de la reacción de recuperación del coagulante como sulfato de aluminio, se llevará a cabo bajo las condiciones óptimas de los factores que influyen significativamente en la reacción (ver tema 4.2).

El tipo de experimento cinético que se desarrollará para modelar la velocidad de la reacción de recuperación del coagulante como sulfato de aluminio, será del tipo de *seguimiento de la variación de la concentración de un componente con el tiempo*. El componente al que se le seguirá la variación de su composición es al sulfato de aluminio, cuya concentración será medida de acuerdo al procedimiento presentado en el tema 4.2.3.4. En la tabla 4.3 se presenta el diseño del experimento cinético para la obtención de los datos que conducirán luego a la determinación del modelo de velocidad de la reacción.

4.3.2 PROCEDIMIENTO PARA LA RECOLECCIÓN DE LOS DATOS CINÉTICOS.

No todos los compuestos reaccionan de la misma manera. La cinética química es la parte de la fisicoquímica que estudia las velocidades de reacción. Es importante determinar la velocidad en

que reaccionaran los compuestos de una práctica, dato útil que nos puede proporcionar la información necesaria para realizar el diseño de un reactor.

La velocidad de una reacción se puede expresar como la cantidad de un producto que se forma o como la cantidad de un reactivo que se consume por unidad de tiempo. El efecto del cambio de concentración de los reactivos en la velocidad de una reacción se encuentra experimentalmente.

El experimento para determinar la velocidad de reacción se llevará a cabo desarrollando el experimento a las condiciones óptimas con los factores que aportaron una mayor recuperación de aluminio, se tomarán muestras del experimento a determinados tiempos los cuales se presentan en la Tabla 4.3. Las muestras serán analizadas en el espectrofotómetro UV-Visible para conocer las concentraciones de aluminio recuperado conforme avanza el tiempo de la reacción.

Tabla 4.3

Diseño del experimento cinético para la determinación del modelo de velocidad de la reacción de recuperación del coagulante como sulfato de aluminio

Tiempo (min)	Concentración de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ (ppm)
1	70.25
2	72.25
3	79.25
4	73.00
5	82.75
10	84.00
15	89.75
20	98.25
30	101.25
40	107.00
50	106.50

CAPITULO V: DESARROLLO DEL MODELO CINÉTICO DE LA RECUPERACIÓN DEL ALUMINIO DE LOS LODOS PROVENIENTES DE LA POTABILIZACIÓN DE AGUAS SUPERFICIALES.

5.1 INTRODUCCIÓN.

La ecuación cinética representa la velocidad de reacción y puede obtenerse, bien a partir de consideraciones teóricas o ser simplemente el resultado de un procedimiento empírico de ajuste de datos experimentales. En cualquier caso, el valor de los coeficientes cinéticos o constantes de velocidad de dicha ecuación, solamente pueden determinarse por vía experimental ya que en la actualidad resultan inadecuados los modelos teóricos de predicción. (Mendoza Moyón, 2012)

El presente capítulo se presenta el desarrollo teórico y experimental de la ecuación cinética involucrado en la reacción de recuperación de aluminio de los lodos de la PPA “Las Pavas”, después de la definición y estudio en el capítulo anterior de los parámetros óptimos de reacción donde se definen las condiciones a las cuales se obtiene el mayor porcentaje de recuperación de aluminio como sulfato de aluminio. El objetivo de la determinación de la velocidad de reacción es poseer un parámetro de dimensionamiento para un reactor en el cual se pueda reproducir la recuperación del aluminio contenido en dichos lodos, todo esto siguiendo las metodologías de cálculo para obtener ecuaciones cinéticas descritas por Levenspiel, 2004. Teniendo en cuenta la dificultad de las técnicas analíticas e instrumentales para la medición de concentración de aluminio en periodos cortos de tiempo. La aproximación de un modelo cinético representativo nos brinda las herramientas necesarias para el diseño de una planta piloto de recuperación de aluminio.

5.2 METODOLOGÍA PARA LA DETERMINACIÓN DE LOS PARÁMETROS ÓPTIMOS DE REACCIÓN.

En el siguiente subtema se presentan los datos experimentales desarrollados en el Capítulo IV, los cuales brindan las concentraciones en la recuperación de aluminio para cada experimento.

5.2.1 DETERMINACIÓN DE PARÁMETROS ÓPTIMOS DE REACCIÓN.

Las dieciséis respuestas se pueden combinar para obtener dieciséis informaciones (tantas como experimentos): el valor medio, cuatro efectos principales, tres efectos de interacción de dos factores y un efecto de interacción de tres factores. La Tabla 5.1, muestra estas dieciséis combinaciones. El orden en el que se suman y restan.

Tabla 5.1

Concentración de Aluminio para experimentos.

Experimento	Sólidos Totales			Tiempo (t_R)	Concentración de Al (ppm)
	% ST	PH	RPM		
1	1%	2	100	25 min	19.10
2	2%	2	100	25 min	106.4
3	1%	3	100	25 min	15.65
4	2%	3	100	25 min	21.40
5	1%	2	200	25 min	26.70
6	2%	2	200	25 min	89.80
7	1%	3	200	25 min	5.10
8	2%	3	200	25 min	17.60
9	1%	2	100	35 min	19.25
10	2%	2	100	35 min	107.8
11	1%	3	100	35 min	17.00
12	2%	3	100	35 min	22.00
13	1%	2	200	35 min	27.40
14	2%	2	200	35 min	103.4
15	1%	3	200	35 min	18.45
16	2%	3	200	35 min	22.60

5.3.2 ANÁLISIS ESTADÍSTICO DE DATOS.

El análisis estadístico de los resultados para determinar la interacción de las variables en la reacción y establecer el mejor conjunto de las mismas se realizara, a partir, de los datos obtenidos en el capítulo IV y haciendo uso del análisis factorial 2^k , establecido para cuatro factores y su matriz de efectos como se muestra en la tabla 5.2. (Ferré, 2004)

Tabla 5.2

Matriz de los efectos. Tiempo de reacción (t), Velocidad de agitación (RPM), Porcentaje de sólidos totales (ST), Potencial de hidrogeno del medio (pH).

	ST	pH	RPM	t	STxpH	STxRPM	STxt	pHxRPM	pHxt	RPMxt	STxpHxRPM	STxRPMxt	pHxRPMxt	Resultado
1	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+	-	-	-	+y1
2	+	-	-	-	-	-	-	+	+	+	+	+	-	+y2
3	-	+	-	-	-	+	+	-	-	+	+	-	+	+y3
4	+	+	-	-	+	-	-	-	-	+	-	+	+	+y4
5	-	-	+	-	+	-	+	-	+	-	+	-	+	+y5
6	+	-	+	-	-	+	-	-	+	-	-	+	+	+y6
7	-	+	+	-	-	-	+	+	-	-	-	+	-	+y7
8	+	+	+	-	+	+	-	+	-	-	+	-	-	+y8
9	-	-	-	+	+	+	-	+	-	-	-	+	+	+y9
10	+	-	-	+	-	-	+	+	-	-	+	-	+	+y10
11	-	+	-	+	-	+	-	-	+	-	+	+	-	+y11
12	+	+	-	+	+	-	+	-	+	-	-	-	-	+y12
13	-	-	+	+	+	-	-	-	-	+	+	-	-	+y13
14	+	-	+	+	-	+	+	-	-	+	-	+	-	+y14
15	-	+	+	+	-	-	-	+	+	+	-	-	+	+y15
16	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+y16

Tabla 5.3

Calculo de efectos de interacción.

Efecto		Valor
Promedio	$(+y_1+y_2+y_3+y_4+y_5+y_6+y_7+y_8+y_9+y_{10}+y_{11}+y_{12}+y_{13}+y_{14}+y_{15}+y_{16})/16$	39.9 (z ₁)
ST	$(-y_1+y_2-y_3+y_4-y_5+y_6-y_7+y_8-y_9+y_{10}-y_{11}+y_{12}-y_{13}+y_{14}-y_{15}+y_{16})/8$	42.80(z ₂)
pH	$(-y_1-y_2+y_3+y_4-y_5-y_6+y_7+y_8-y_9-y_{10}+y_{11}+y_{12}-y_{13}-y_{14}+y_{15}+y_{16})/8$	-45.5 (z ₃)
RPM	$(-y_1-y_2-y_3-y_4+y_5+y_6+y_7+y_8-y_9-y_{10}-y_{11}-y_{12}+y_{13}+y_{14}+y_{15}+y_{16})/8$	-2.20 (z ₄)
T	$(-y_1-y_2-y_3-y_4-y_5-y_6-y_7-y_8+y_9+y_{10}+y_{11}+y_{12}+y_{13}+y_{14}+y_{15}+y_{16})/8$	4.52(z ₅)
ST x pH	$(+y_1-y_2-y_3+y_4+y_5-y_6-y_7+y_8+y_9-y_{10}-y_{11}+y_{12}+y_{13}-y_{14}-y_{15}+y_{16})/8$	-35.9(z ₆)
ST x RPM	$(+y_1-y_2+y_3-y_4-y_5+y_6-y_7+y_8+y_9-y_{10}+y_{11}-y_{12}-y_{13}+y_{14}-y_{15}+y_{16})/8$	-3.86(z ₇)
ST x t	$(+y_1-y_2+y_3-y_4+y_5-y_6+y_7-y_8-y_9+y_{10}-y_{11}+y_{12}-y_{13}+y_{14}-y_{15}+y_{16})/8$	0.63(z ₈)
pH x RPM	$(+y_1+y_2-y_3-y_4-y_5-y_6+y_7+y_8+y_9+y_{10}-y_{11}-y_{12}-y_{13}-y_{14}+y_{15}+y_{16})/8$	-0.88(z ₉)
pH x t	$(+y_1+y_2-y_3-y_4+y_5+y_6-y_7-y_8-y_9-y_{10}+y_{11}+y_{12}-y_{13}-y_{14}+y_{15}+y_{16})/8$	0.55(z ₁₀)
RPM x t	$(+y_1+y_2+y_3+y_4-y_5-y_6-y_7-y_8-y_9-y_{10}-y_{11}-y_{12}+y_{13}+y_{14}+y_{15}+y_{16})/8$	3.64(z ₁₁)
ST x pH x RPM	$(-y_1+y_2+y_3-y_4+y_5-y_6-y_7+y_8-y_9+y_{10}+y_{11}-y_{12}+y_{13}-y_{14}-y_{15}+y_{16})/8$	5.33(z ₁₂)
ST x RPM x t	$(-y_1+y_2-y_3+y_4-y_5+y_6+y_7-y_8+y_9-y_{10}+y_{11}-y_{12}-y_{13}+y_{14}-y_{15}+y_{16})/8$	0.51(z ₁₃)
pH x RPM x t	$(-y_1-y_2+y_3+y_4+y_5+y_6-y_7-y_8+y_9+y_{10}-y_{11}-y_{12}-y_{13}-y_{14}+y_{15}+y_{16})/8$	0.46(z ₁₄)

Calcular cada efecto como en la tabla 5.3 se hace a partir de las respuestas de todos los experimentos reduce la incertidumbre del valor estimado, donde cada valor representa:

Valor medio

El valor $z_1 =$ indica alrededor de qué valor han variado las respuestas.

Efectos principales

Los efectos z_2, z_3, z_4, z_5 , miden cómo afecta cada factor a la respuesta.

Efectos de interacción de dos factores

Los efectos $z_6, z_7, z_8, z_9, z_{10}, z_{11}$, miden la influencia que tiene una combinación de factores en la respuesta. Existe interacción cuando el efecto de un factor es diferente a distintos niveles de otro(s) factor(es). Se puede comprender fácilmente si evaluamos el efecto de cada factor por pares de experimentos. (Ferré, 2004).

Efecto de interacción de tres factores

El valor de z_{12}, z_{13}, z_{14} , indica en qué grado el efecto de un factor depende del valor combinado de los otros dos factores. Es habitual que los efectos de interacción sean cada vez menos importantes cuantos más factores se consideran en la interacción.

Las estimaciones de los efectos de los factores son mostradas en la tabla 5.4:

Tabla 5.4

VARIABLES DE MAYOR EFECTO EN EL DESARROLLO DEL EXPERIMENTO.

EFECTO	ESTIMACIÓN
A:ST	42.80
B: pH	-45.5
C: RPM	-2.20
D: Tiempo	4.52
AB	-35.9
AC	-3.86
AD	0.63
BC	-0.88
BD	0.55
CD	3.64

A partir de la estimación de los efectos de cada factor o combinación de factores obtenidos en la tabla 5.4, se construyen las gráficas de probabilidad normal para los efectos que se muestra en la

figura 5.1, y el diagrama de Pareto de la figura 5.2, las cuales apoyan descriptivamente la discriminación entre efectos significativos y no significativos.

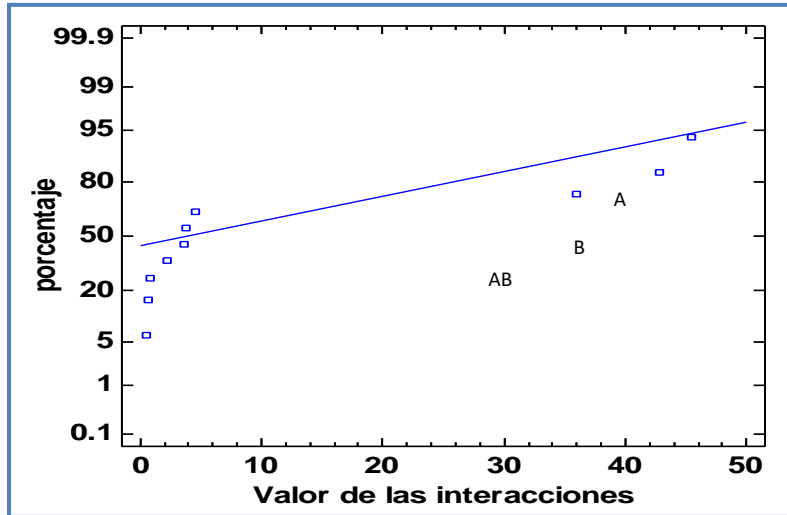


Figura 5.1 Grafico de Probabilidad Normal para Concentración de Aluminio Recuperado.

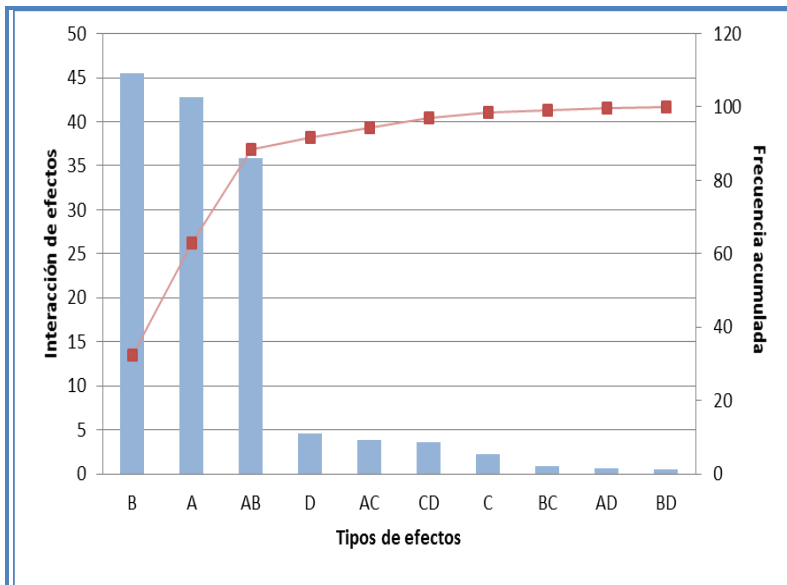


Figura 5.2 Grafico de Pareto para Concentración de Aluminio Recuperado.

Como puede observarse cualitativamente de la tabla 5.4 y de los figuras 5.1 y 5.2 existe un efecto significativo, este es el efecto de interacción entre los factores %ST (A) y pH (B) como las interacciones AB.

A partir del análisis de varianza para la concentración de Aluminio recuperado presentado en la tabla 5.5, se puede corroborar cuantitativamente que el único factor significativo al % de significancia es el factor AB.

Tabla 5.5

Análisis de Varianza Para Concentración de Aluminio Recuperado.

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
EFFECTOS PRINCIPALES					
A:%ST	7325.22	1	7325.22	316.29	0.0358
B:pH	8102.25	1	8102.25	349.84	0.0340
C:rpm	19.2502	1	19.2502	0.83	0.5294
D:Tiempo	81.6764	1	81.6764	3.53	0.3115
INTERACCIONES					
AB	5167.81	1	5167.81	223.13	0.0426
AC	59.4827	1	59.4827	2.57	0.3552
AD	1.59391	1	1.59391	0.07	0.8367
BC	3.10641	1	3.10641	0.13	0.7765
BD	1.23766	1	1.23766	0.05	0.8554
CD	53.1077	1	53.1077	2.29	0.3716
ABC	113.689	1	113.689	4.91	0.2699
ABD	33.7852	1	33.7852	1.46	0.4403
ACD	1.02516	1	1.02516	0.04	0.8680
BCD	0.832656	1	0.832656	0.04	0.8807
RESIDUOS	23.1602	1	23.1602		
TOTAL	20987.2	15			
(CORREGIDO)					
Error estándar (S)			4.8125		
R- Cuadrado (R-sq)			99.89 %		
R- Cuadrado (ajustado a g.l) R-sq(adj)			98.34%		
R- Cuadrado predicho R-sq(pred)			71.75%		

A partir de la ANOVA se puede interpretar la descomposición de la variabilidad de concentración de aluminio en las contribuciones debidas a varios factores. Puesto que se ha

elegido la suma de cuadrados Tipo III (valor por defecto), se ha medido la contribución de cada factor y los efectos del resto de interacciones de los factores. Los P-valores comprueban la importancia estadística de cada uno de los factores. Dado que 3 p-valores son inferiores a 0,05, estos factores tienen efecto estadísticamente significativo en Concentración de aluminio para un nivel de confianza de valor de 95,0%.

En la Tabla 5.5 se resumen los resultados del análisis de varianza de acuerdo con el diseño experimental planteado, usando como variable de respuesta la concentración de aluminio. Tanto el factor pH y el porcentaje de sólidos totales (%ST) y su interacción resultaron tener influencia significativa en la recuperación de aluminio ($p < 0,05$), mientras, que el factor tiempo de mezcla no muestra tanta influencia, es decir, influye en forma más débil en las concentraciones de recuperación de aluminio pues $p = 0,3115$ ($p > 0,05$), de manera similar a Nuñez & Peña, (2011) concluyeron que en cuanto al contenido de aluminio en la solución sobrenadante, el tiempo de mezcla no produjo diferencias significativas al igual que las rpm $p = 0,5294$ ($p > 0,05$), siendo el pH el factor controlante; esto se debe a que las constantes cinéticas de la hidrólisis de las sales de aluminio permiten que el equilibrio (tiempo de reacción) de las especies solubles con el precipitado sólido se alcance muy lentamente, como lo concluyeron en su trabajo (Gregory & Duan, 2001).

Dado que el análisis de resultados realizado en la etapa anterior indica que el factor significativo es la interacción entre el pH y la cantidad de sólidos totales (%ST), es importante analizar el comportamiento de dicho efecto para lo cual se ha construido la figura 5.3.

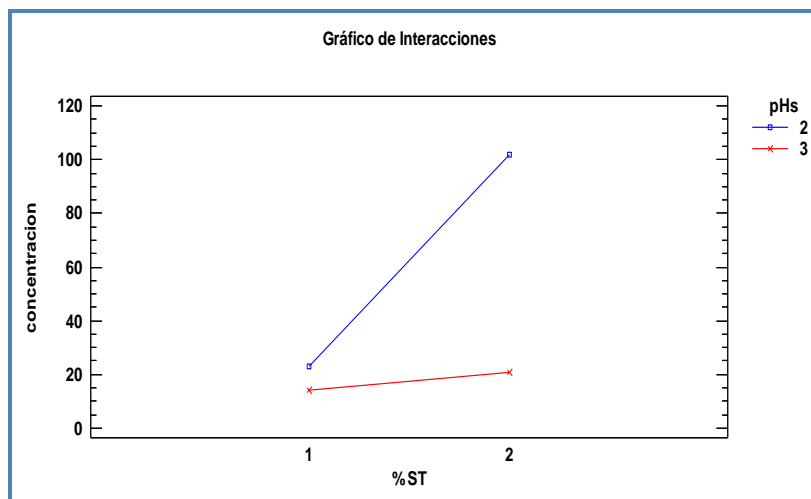


Figura 5.3 Grafico de Interacción Efecto AB.

De la figura 5.3, se observa que el efecto del pH es mayor a niveles altos de porcentaje de sólidos totales (2%) que a niveles bajos de porcentaje de sólidos totales (1%) . Así como también puede observarse que a niveles bajos pH (2) aumenta al aumentar la cantidad sólidos totales en el medio, por el contrario, a niveles altos de pH (3) aumenta al aumentar la cantidad de sólidos totales en el medio.

El rendimiento máximo en la concentración de aluminio recuperado, obtenido en los experimentos realizados es de 107.8 ppm, el cual se presenta a las condiciones de 2 de pH, 100 rpm, 2% sólidos totales y 35 minutos de tiempo de mezcla.

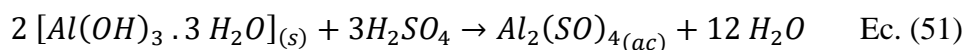
5.3 METODOLOGÍA PARA LA OBTENCIÓN, RECOLECCIÓN Y ANÁLISIS DE DATOS CINÉTICOS.

En este apartado se realizara la aplicación de todo lo visto en el Capítulo 2, es decir se va a proceder a realizar el planteamiento de un modelo cinético para la recuperación de aluminio de los lodos de la PPA “Las Pavas”.

5.3.1 CLASIFICACIÓN DEL TIPO DE REACCIÓN, ECUACIÓN QUÍMICA Y MECANISMO DEL PROCESO DE REACCIÓN.

El primero paso es la definición de la ecuación química del sistema reaccionante el cual ha sido definido basado en el mecanismo de reacción, donde la reacción principal es irreversible, ya que la misma se da en una sola dirección hasta alcanzar las condiciones de equilibrio, es decir el aluminio reacciona con el ácido sulfúrico y produce sulfato de aluminio y agua hasta agotar toda la concentración inicial del aluminio. (Mendoza Moyón, 2012).

Basado en las fases presentes, es una reacción heterogénea ya que el proceso reaccionante se desarrolla en más de una fase, en este caso **solido-liquido**.



Después de definido la ecuación química es importante definir el mecanismo de reacción que esta sigue, ya que de esto dará la pauta el método de cálculo de la ecuación cinética, como se demarco en el Capítulo II existen tres mecanismos de reacción cuando un sólido reacciona con un fluido.

Para el desarrollo de la ecuación cinética es importante conocer el mecanismo de la reacción en particular para así utilizar el método adecuado de calculo que se describe en Levenspield, 2014.

Para el caso se seguirá la metodología de cálculo como si la reacción fuese una reacción que se llama a cabo en forma homogénea, es decir que el Hidróxido de Aluminio se encuentra en emulsión con el agua del medio.

5.3.2 OBTENCIÓN Y RECOLECCIÓN DE DATOS CINÉTICOS.

Para la obtención y recolección de datos cinéticos se estudia aquella reacción que presente mejor rendimiento de recuperación de aluminio a nivel de laboratorio, se estudiara la concentración de

aluminio en el sistema reaccionante a diferentes tiempos de reacción, Los resultados serán utilizados para determinar la ecuación de la velocidad de reacción la cual será necesaria para calcular el volumen del reactor que será utilizado en el diseño de la planta que se desarrollará en el capítulo 6, los resultados se presentan en la tabla 5.6:

Tabla 5.6

Datos cinéticos a condiciones óptimas de reacción.

Tiempo (min)	Concentración de Al (ppm)	Concentración de C_A (mol/L)
1	70.25	0.11722442
2	72.25	0.11714974
3	79.25	0.11688835
4	73.00	0.11712173
5	82.75	0.11675765
10	84.50	0.11669231
15	89.75	0.11649627
20	98.25	0.11617886
30	101.25	0.11606684
40	107.00	0.11585708
50	106.50	0.11585213

5.3.3 DETERMINACION DE LA ECUACION CINETICA DE RECUPERACION DE ALUMINIO.

Para la determinación de la ecuación cinética de la recuperación del aluminio contenido en los lodos de la PPA Las Pavas se tomó en cuenta que la reacción se llevó a cabo en un sistema homogéneo de reacción mas no un sistema de reacción heterogeneo como tal, a continuación se muestra el modelo cinético que se propone para la reacción de recuperación de aluminio.

$$-r_A = kC_A^n \quad \text{Ec. (52)}$$

Donde k: constante cinética, C_A: concentración de hidróxido de aluminio y n: orden de reacción

En la figura 5.4 se describe el comportamiento de la concentración de reactivo límite (C_A) vs el tiempo de reacción y se aplicó una regresión cubica a los datos obtenidos para obtener una ecuación que describa dichos datos cinéticos.

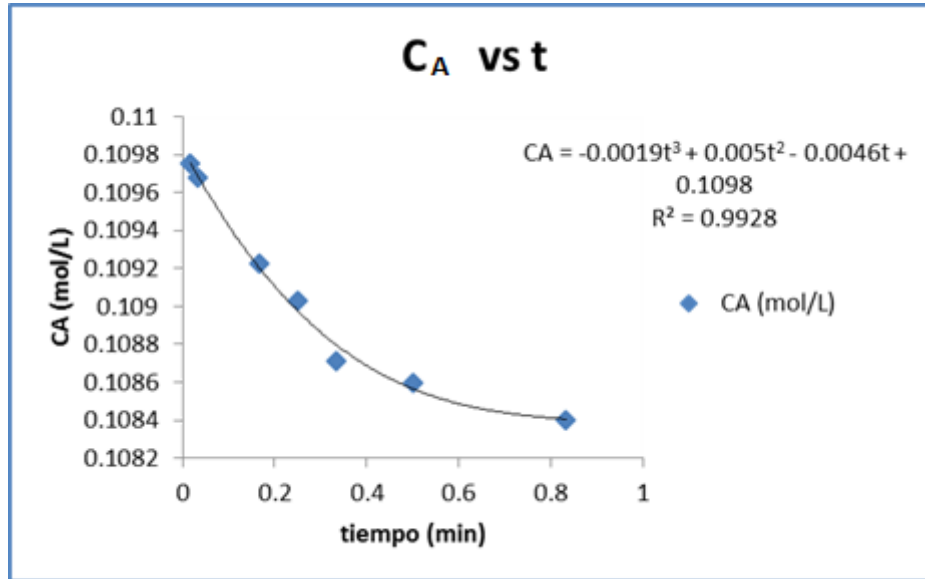


Figura 5.4 Grafico de concentración de Hidróxido de Aluminio vs tiempo.

En la figura 5.4, se observa la tendencia de la concentración de hidróxido de aluminio reaccionado con respecto al tiempo, y su regresión con $R=0.9928$ se obtiene la ecuación siguiente:

$$C_A = -0.0019t^3 + 0.005t^2 - 0.0046t + 0.1098 \quad \text{Ec. (53)}$$

Al derivar la ecuación de regresión con respecto a t , tenemos:

$$-r_A = \frac{dC_A}{dt} = -0.0057t^2 + 0.01t - 0.046 \quad \text{Ec. (54)}$$

Evaluando $(-r_A)$ en los puntos experimentales y utilizando el modelo de orden "n" ($-r_A = kC_A^n$) linealizado y calcular n y k para el modelo a 28°C :

$$\ln(-r_A) = \ln(k) + n * \ln(C_A) \quad \text{Ec. (55)}$$

Como puede observarse al calcular la regresión lineal, mostrada en la figura 5.5, se obtiene $R = 1$ y la ecuación es la siguiente:

$$\ln(-r_A) = 0.0203 \ln(C_A) - 3.01211 \quad \text{Ec. (56)}$$

En la figura 5.5 se muestra el comportamiento de la regresión lineal para la velocidad de reacción ya linealizada.

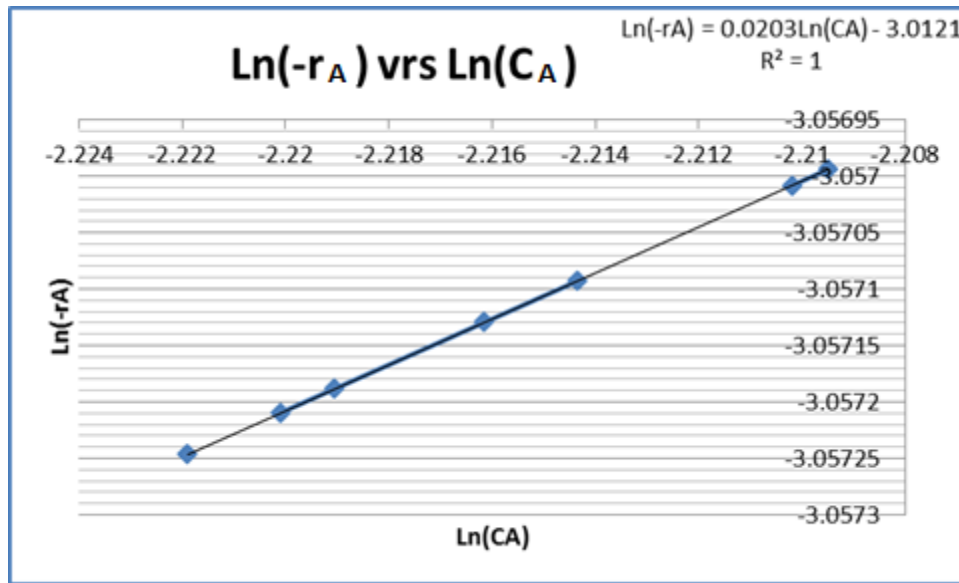


Figura 5.5 Regresión Lineal para la ecuación de velocidad.

Determinando el valor de K :

$$k = e^{-3.0121} = 0.0491882748472 \quad \text{Ec. (57)}$$

Al sustituir los valores encontrados el Modelo Cinético de la reacción de recuperación de aluminio es:

$$-r_A = 0.0491882748472 C_A^{0.0203} \left(\frac{\text{mol}}{\text{L hr}} \right) \quad \text{Ec. (58)}$$

Dónde los valores de k y n evaluados a una temperatura de 28°C son:

$$k = 0.0491882748472 \frac{\text{mol}^{49.26}}{\text{L}^{49.26} \text{hr}} \quad \text{y} \quad n = 0.0203$$

El modelo cinético determinado en la ecuación 57 confirma que el modelo propuesto al inicio de este apartado se ajusta correctamente a los datos cinéticos con un $R^2=1$ es decir que el 100% de los datos se adecuan al modelo y esto da la fiabilidad del modelo para la reacción de recuperación de aluminio de los lodos de la PPA Las Pavas debido a que se toma en cuenta que el sistema reaccionante se maneja en estado homogéneo ya que el hidróxido de aluminio se encuentra en emulsión con el agua, esto debido a que en el proceso de experimentación no se tuvo acceso a suficiente información cinética como lo son: tamaños de partícula del hidróxido de aluminio sólido, tipo de reacción sólido-líquido como se describió en el Capítulo II entonces debido a esta complejidad fue prácticamente imposible abordar un modelo cinético para una reacción sólido-líquido como tal, pero obteniendo resultados veraces al abordarlos como un sistema líquido-líquido .

CAPÍTULO VI: PREDISEÑO PARA LA INSTALACIÓN DE UNA PLANTA DE RECUPERACION DE ALUMINIO DE LOS LODOS DE LA PPA “LAS PAVAS” BAJO EL ENFOQUE DE INGENIERÍA SOSTENIBLE.

6.1 INTRODUCCION.

La industria de Potabilización de aguas superficiales a nivel mundial crece cada vez más con el fin de brindar a las sociedades agua apta para consumo humano. Las materias primas (coagulantes) utilizadas en este proceso de potabilización de aguas no son la excepción y siempre se mantienen al alza. Dichas industrias además de utilizar los coagulantes más eficientes para la potabilización de aguas superficiales siempre están a la vanguardia con la Producción Más Limpia y el Desarrollo Sostenible, donde se pretende utilizar y agotar al mínimo el uso de los recursos y la energía, con el fin de obtener ahorros económicos y beneficios para el usuario de dichos productos de uso vital.

Esta creciente demanda de agua potable debido a que solo 76.3% de la población en El Salvador tiene acceso a agua potable, por dicha razón estas industrias apuestan por procesos más eficientes y económicos de tal forma que la mayoría de la población tenga acceso al vital liquido y así desarrollando la industria de Potabilización de Agua en El Salvador.

El crecimiento y desarrollo de la industria de potabilización de aguas superficiales en permite a los países en desarrollo el acceso a un mercado potencial debido a que es un recurso de primera necesidad además vital para la salud, permitiendo a su vez el uso de tecnologías y procesos modernos y la ampliación de la industria y el crecimiento económico, basándose en la sustentabilidad del recurso y reduciendo y reutilizando el uso de materia prima en el proceso productivo, al mismo tiempo que se plantea el aprovechamiento de los residuos, reduciendo así

la cantidad de desechos contaminantes y aumentando los beneficios en los aspectos económicos, sociales y ecológicos.

La recuperación de Aluminio de los lodos de las Plantas de Tratamiento de Aguas superficiales a nivel industrial es muy apremiante debido al contexto socio-político que vive El Salvador de la escases de agua, el ahorro de materia prima a la entrada del proceso productivo (coagulante) y la reducción de contaminante en los lodos al final del proceso son claves para afrontar el reto de abastecimiento del vital recurso en todo el territorio salvadoreño. Por lo tanto el siguiente diseño de planta potabilizadora de agua pretende evidenciar los ahorros en materia prima y la reducción al daño del medio ambiente que se convierte en un beneficio potencial para el usuario final del vital líquido.

6.2 CAPACIDAD DE PRODUCCIÓN.

El volumen de recuperación de Aluminio de los lodos de la PPA “Las Pavas” se fijará tomando en cuenta el factor de volumen de lodo producido mensualmente, en este caso en particular que es un estudio en una plata en específico vamos a delimitar a una capacidad de producción de 21.33 m³ al mes con un total de 256 m³ de lodos anuales que es el volumen de lodo producido en año 2015.

La consideración de instalar una planta de recuperación anexa de Aluminio, es para suplir una inversión de 38.70 kg/mes de Policloruro de Aluminio a la entrada del proceso productivo en la etapa de mezcla rápida. El precio actual en el mercado por kilogramo de Policloruro de Aluminio es de \$0.65, por lo que se espera obtener un ingreso anual de la recuperación de Sulfato de Aluminio recuperado de aproximadamente \$6,037.2 para una producción proyectada de 9,288 kg/año de sulfato de aluminio recuperado.

6.3 DISEÑO DE PLANTA DE PRODUCCIÓN DE RECUPERACION DE ALUMINIO DE LOS LODOS DE LA PPA “LAS PAVAS”.

Para mantenerse a la vanguardia en los procesos a nivel mundial y con esto poder recuperar y reutilizar materias primas para el proceso productivo como lo es la recuperación de un coagulante secundario (Sulfato de Aluminio) que reduce el consumo de materia prima (PAC) a la entrada del proceso de mezcla rápida y que incluye además la reducción de los residuos potencialmente contaminantes al medio ambiente (aluminio en el suelo y agua).

Con la recuperación del aluminio contenido en los lodos de la planta de tratamiento de agua “Las Pavas” la planta recupera y reutiliza una materia prima generando ahorros económicos en el consumo de coagulante primario y además buscando sistemas de producción más limpios que minimicen la producción de contaminantes potenciales para el medio ambiente.

6.3.1 DETALLES DE OPERACIÓN

En el proceso de recuperación de aluminio en la Planta de tratamiento de aguas “Las Pavas” se utilizan los lodos procedentes de los sedimentadores y las aguas de lavado de los filtros que son captados en un tanque llamado Arqueta donde son almacenados. Según el análisis para conocer el volumen del reactor necesario para que se lleve a cabo la reacción, análisis presentado en el Anexo II, se necesitaría un aproximado de 2,637.58 Kilogramos de lodos provenientes de la arqueta, los serian bombeados en tuberías de hierro hacia el reactor el cual estaría fabricado acero al carbono, para evitar la corrosión en un medio acido, con agitador mecánico de aspas en donde se pre diluyen los lodos mezclándose con 3,494.79 kilogramos de agua por 10 minutos hasta tener un 2% ST constante en el reactor, luego se adicionan 49.059 Kilogramos de Ácido Sulfúrico puro hasta mantener el pH constante de 2 en todo el proceso de reacción y a una

velocidad de agitación de 100 RPM en un tiempo de residencia de 35-40 minutos para el RMC. Luego se bombea el producto de reacción hacia un tanque separador solido-liquido donde se separa el Sulfato de Aluminio recuperado en la parte de arriba del tanque y evacua el lodo por la parte de abajo que va hacia la planta de tratamiento de lodos que posee la Planta de tratamiento de agua “Las Pavas”. Donde se da la adición de polímero a los lodos para desecarlos y luego centrifugarlos para poder darles su disposición final ya sea como material de relleno o subproducto para la fabricación de materiales de construcción.

6.3.1.1 DIAGRAMA DEL PROCESO DE PRODUCCIÓN.

En la figura 6.1 se muestra un diagrama detallado del proceso de producción en la planta de recuperación de aluminio de los lodos de la PPA “Las Pavas”.

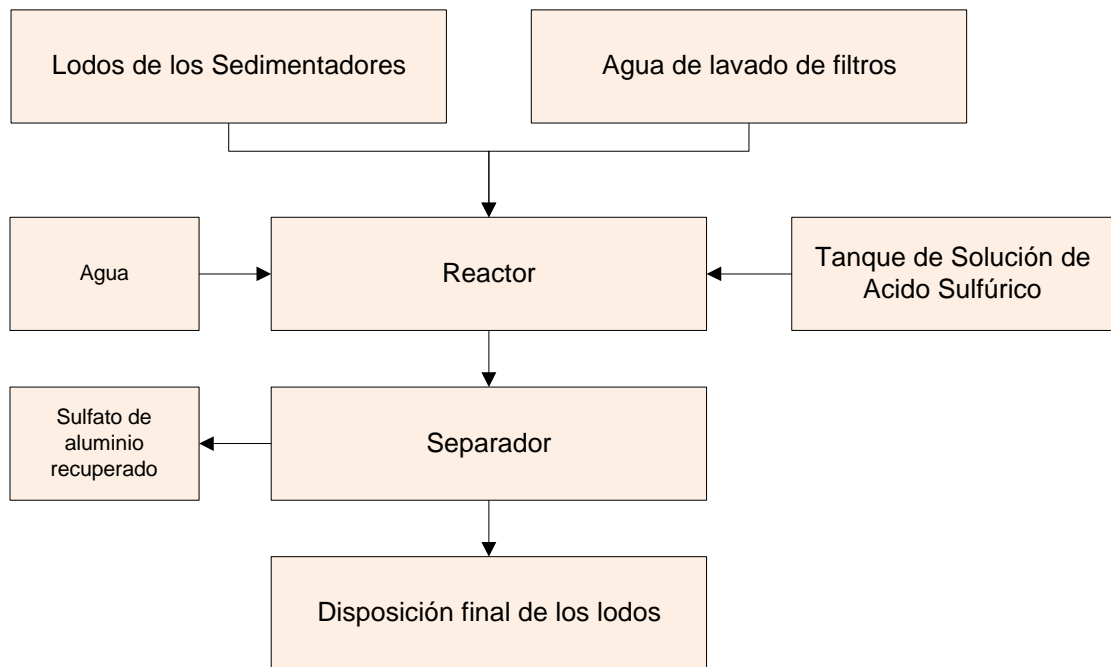


Figura 6.1 Diagrama de bloques del Proceso de recuperación de Aluminio de la Planta de tratamiento de aguas “Las Pavas”.

En la figura 6.2 se muestra un diagrama convencional del proceso a seguir para la recuperación de Aluminio de los lodos de la Planta de Tratamiento de Agua “Las Pavas”. Los significados de cada uno de los equipos y corrientes mostradas se describen en las tablas y respectivamente.

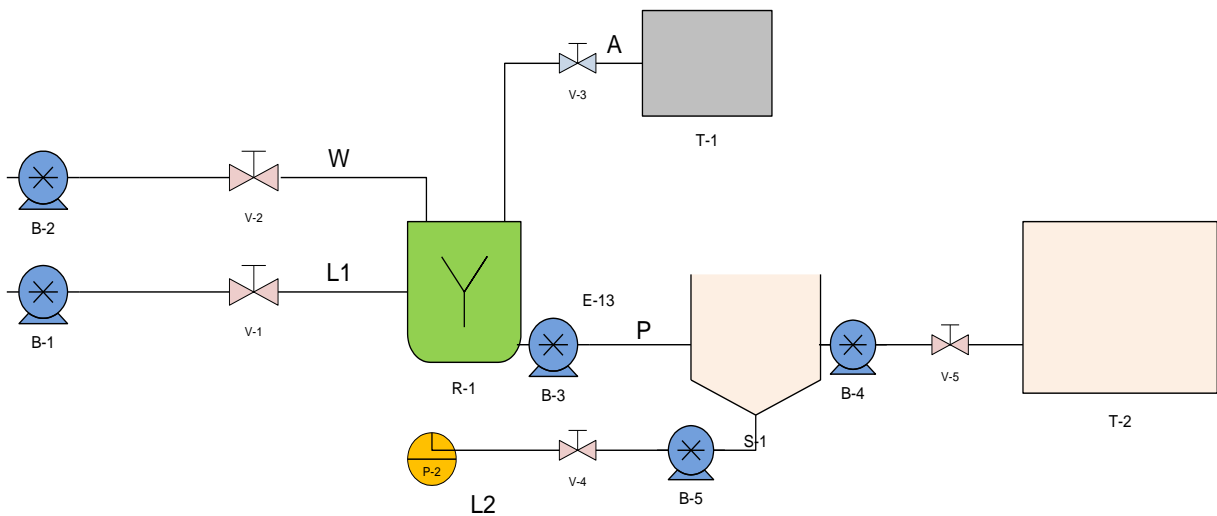


Figura 6.2 Diagrama convencional del proceso de recuperación de Aluminio de la Planta de tratamiento de aguas “Las Pavas”.

Los equipos necesarios para el proceso de recuperación de Aluminio según el diagrama presentado en la figura 6.2 se muestran en la tabla 6.1

Tabla 6.1

Descripción de equipos para el proceso de recuperación de Aluminio de la Planta de tratamiento de aguas “Las Pavas”.

DENOMINACIÓN	DESCRIPCIÓN- FUNCIÓN PRINCIPAL
B-1	Bomba para lodos de arqueta
B-2	Bomba para agua para dilución.
B-3	Bomba para transporte de productos de reacción.
B-4	Bomba para transporte de coagulante recuperado
B-5	Bomba para transporte de lodos hacia planta de tratamiento.
S-1	Clarificador separador de lodo y coagulante recuperado
R-1	Reactor de recuperación de coagulante
T-1	Tanque de ácido Sulfúrico
T-2	Tanque de almacenamiento de coagulante recuperado
V-1	Válvula de paso de lodo de arqueta
V-2	Válvula de paso de agua de dilución
V-3	Válvula de paso de ácido sulfúrico
V-4	Válvula de paso de lodo final
V-5	Válvula de paso de coagulante recuperado
P-2	Planta de tratamiento de lodos

Las corrientes para el proceso de recuperación de Aluminio según el diagrama presentado en la figura 6.2 se muestran en la tabla 6.2

Tabla 6.2

Denominación de corrientes del proceso de proceso de recuperación de Aluminio de la Planta de tratamiento de aguas “Las Pavas”.

DENOMINACIÓN	DESCRIPCIÓN- FUNCIÓN PRINCIPAL
A	Corriente de Ácido Sulfúrico
L-1	Corriente de lodos provenientes de arqueta
L-2	Corriente de lodos hacia planta de tratamiento de lodos
P	Corriente de Producto a separar
S	Corriente de coagulante recuperado
W	Corriente de agua para dilución

6.3.1.2 BALANCE DE MASA GLOBAL DEL PROCESO.

En la tabla 6.3 se presenta el balance de masa global del proceso para el diseño de la planta de recuperación de aluminio.

Tabla 6.3

Balance de masa del proceso.

PROCESO PRINCIPAL: RECUPERACION DE ALUMINIO	
UNIDAD O EQUIPO	BALANCE DE MASA
Corrientes inicial	L1= 2,637.58 Kg de lodos de arqueta
Reactor	L1+W+A=P W=3,494.79 Kg de Agua. A= 52.432 Kg de Ácido Sulfúrico 6N. P=6,185.79 Kg de Productos de la reacción
SEPARADOR SOLIDO-LIQUIDO	P=L2+S L2= 1,846.22 Kg de sólidos separados al 80% S= 4,339.572 Kg sulfato de aluminio

6.3.1.3 ESPECIFICACIONES DE EQUIPO.

Es importante conocer el tipo de maquinaria y equipos que se utilizaran en la planta recuperadora de aluminio en la PPA “Las Pavas”. Por tal razón se describen a continuación las maquinarias y equipos más importantes que intervienen en el proceso productivo.

Equipo: Tanque de reacción (reactor)



Figura 6.3 Reactor discontinuo para la recuperación de Aluminio.

Material: Acero al Carbono

Capacidad: 6000 Litros de trabajo y 6720 litros nominales.

Especificaciones: La capacidad requerida del tanque, se obtuvo a partir del establecimiento del modelo cinético de la reacción, el cálculo en detalle del volumen se encuentra como función del modelo cinético desarrollado y mediante los ensayos realizados en el laboratorio para parámetros óptimos de reacción, dichos cálculos se aborda en el Anexo II. El resto de

especificaciones se establecen a continuación: Agitador de acero al carbono 7.5 kW ,380 voltios 50 Hz trifásico, de 55 a 100 RPM. Tanque de 1800 mm de diámetro interno, altura de 2924 mm con espesor de 12 mm. Presión de trabajo de 0.2 MPa -0,3 MPa.

Consideraciones: Es un reactor discontinuo o por lotes donde se lleva a cabo la reacción química de recuperación de aluminio, primero funge como tanque de dilución para el ajuste de sólidos totales de los lodos previamente cargados en dicho tanque y posteriormente se le adiciona el ácido a baja velocidad y luego se aumenta paulatinamente la velocidad durante todo el tiempo de reacción.

Equipo: Tanque de Ácido Sulfúrico



Figura 6.4 Tanque de almacenamiento de Ácido Sulfúrico al 98% p/p.

Material: Polietileno Importado

Capacidad: 1000 L- 3000 L

Especificaciones: Para capacidad de 2000 L, Diámetro de 1350 mm, Altura de 1400 mm, calibre de 450 mm y Altura total de 1750 mm.

Consideraciones: Para almacén de mensural de ácido sulfuro al 98% de una sola pieza de moldeo, las superficies internas y externas lisas, excelentes características higiénicas, UV estabilizado para uso al aire libre, resistente al choque, vibración intensiva resistentes, el control de algas resistentes, ideal envejecimiento, fácil limpieza, roedores prevención y prevención contra termitas.

Equipo: Tanque de separación



Figura 6.5 Separador Sólido-Líquido para lodos.

Material: Acero Inoxidable SUS 304

Capacidad: Flujo entre 6 m³/h a 100 m³/h.

Especificaciones: Tamaños de partículas entre 0,5 mm a 1,5 mm

Consideraciones: Es utilizado para la separación del sobrenadante y el lodo reaccionados por medio de la acción de la gravedad, esta no tiene partes móviles, fácil de configurar con área de instalación pequeña, Auto-limpieza, fácil de mantener, ningún equipo de accionamiento, no se producen vibraciones ni ruido, y el coste de funcionamiento es cero.

Equipo: Tanque de Sulfato de Aluminio Recuperado



Figura 6.6 Tanque de almacenamiento de Sulfato de Aluminio recuperado.

Material: Acero al Carbono Q345R

Capacidad: 25,000 Litros

Especificaciones: Presión < 1.6 MPa, Temperatura <50°C, dimensiones 6058x2438x2438 mm

Equipo: Bombas centrifugas para transporte de lodos de arqueta



Figura 6.7 Bomba de transporte de lodos de arqueta.

Material: Hierro Fundido

Capacidad: 27 GPM máximo

Especificaciones: 1Hp, 65 PSI, AC 230/115 V, 60 Hz

Equipo: Bomba centrifuga para agua de dilución



Figura 6.8 Bomba de transporte de agua de dilución.

Material: Hierro Fundido

Capacidad: 50 GPM máximo

Especificaciones: 2Hp, AC 230/115 V, 60 Hz

Equipo: Bomba centrífuga para sulfato de aluminio recuperado



Figura 6.9 Bomba de transporte de Sulfato de Aluminio recuperado.

Material: Termoplástico resistente a la corrosión








Capacidad: 60 GPM máximo

Especificaciones: 2 HP, Maneja la temperatura del agua hasta 120 ° F y presión de trabajo hasta 75 psi.

En la tabla 6.4 se muestra un cuadro resumen de las especificaciones de los equipos necesarios para la planta de recuperación de coagulante.

Tabla 6.4

Especificaciones de equipos de la planta de recuperación de sulfato de aluminio.

Equipo	Material	Potencia	Voltaje	Presión de trabajo	Flujo	Capacidad	Temperatura	Imagen
Reactor	Acero al carbono	-	-	-	-	6,000 L de trabajo 6,720 L nominal	-	
Agitador	Acero al carbono	7.5 kW	380 voltios	0.2 MPa -0,3 MPa	-	-	-	
Tanque de ácido sulfúrico	Polietileno importado	-	-	-	-	1,000 L a 3,000 L	-	
Tanque de separación	Acero Inoxidable SUS 304	-	-	-	6 m ³ /h a 100 m ³ /h.	-	-	
Tanque de sulfato de aluminio recuperado	Acero al Carbono Q345R	-	-	< 1.6 MPa	-	25,000 L	<50°C	
Bomba de transporte de lodo de arqueta	Hierro Fundido	1Hp	AC 230/115 V	65 PSI	27 GPM máximo	-	-	
Bomba de transporte de agua de dilución	Hierro Fundido	2 Hp	AC 230/115 V	-	50 GPM máximo	-	-	
Bomba de transporte de sulfato de aluminio recuperado	Termoplástico resistente a la corrosión	2 HP	-	Hasta 75 PSI	60 GPM máximo	-	Maneja la temperatura del agua hasta 120 ° F	

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

6.3.1.4.1 ESTIMACIÓN DE COSTOS DE EQUIPOS PRINCIPALES.

La estimación de costos de los equipos se hizo por medio del método de Guthrie (Jiménez, 2003) y de la ecuación de estimación de costos con relación a un equipo similar (Smith, 2005).

Tabla 6.5

Costo estimado de los equipos.

DESCRIPCIÓN- FUNCIÓN PRINCIPAL	COSTO ESTIMADO
Bomba para lodos de arqueta	\$ 365
Bomba para transporte de producto de reactor.	\$1,140
Bomba para transporte de agua para dilución	\$ 845
Bomba para transporte de lodos hacia planta de tratamiento.	\$ 365
Clarificador separador de lodo y coagulante recuperado	\$ 7,020
Bomba para transporte de coagulante recuperado.	\$1,140
Tanque de reacción de lodos y acido	\$8,620
Tanque de ácido Sulfúrico	\$230
Tanque de almacenamiento de coagulante recuperado	\$10,580
TOTAL	\$30,305.00

El costo de la tubería de procesos (incluida instalación) puede ser tan alto como el 80% del costo de los equipos o el 20% (Peters & Timmerhaus, 1991) de la inversión total de capital, que en este caso sería de \$24,244.00. Por otra parte el costo de instalación de los equipos se estima en aproximadamente 55% del costo de compra de los equipos lo que da \$ 16,667.75de instalación de equipos.

6.3.1.4.1 ANÁLISIS ECONOMICO DE LA RECUPERACIÓN DE ALUMINIO.

Los costos fijos y variables dieron como resultado la inversión inicial necesaria para que el proceso pueda entrar en funcionamiento, estos se establecieron para determinar la rentabilidad económica del proceso de acidificación la cual se evaluó a 10 años. En la tabla 6.6 se muestran los costos totales de inversión de la planta de recuperación de Aluminio los cuales incluyen costo de equipos y su instalación, además del costo de tuberías y su respectiva instalación.

Tabla 6.6

Costos inversión inicial total.

Equipos	\$30,305.00
Instalación De Equipos	\$16,667.75
Tuberías(instalación incluida)	\$24,244.00
TOTAL	\$71,216.75

Fuente: Elaboración Propia

El costo de inversión inicial total requerida para la implementación de la planta de recuperación de sulfato de aluminio en los lodos provenientes de la planta de potabilización las Pavas es de \$71 216.75.

En la tabla 6.7 se desglosan los costos totales de la planta de recuperación de aluminio, el primero es el costo de energía eléctrica de los equipos el cual suma a 25.69 kWh al mes con un costo de \$ 0.06515 por kWh, el segundo es el costo del personal que tendrá a cargo la planta el cual suman \$ 332.4 al mes el cual incluye un 6.25% en concepto de AFP y un 4.25% en concepto de seguro social (ISSS), el tercero es el costo de mantenimiento de los equipos el cual es el 2.5% del costo total de dichos equipos, el cual tiene un monto de \$ 416.69 al mes, para finalizar el cuarto costo es el costo de materia prima que en este caso es de Ácido Sulfúrico al 98 %p/p el cual tiene un costo de \$ 0.31 el litro y se incurrirá en un gasto de 16.66 litros mensuales.

Tabla 6.7

Costo Total Anual (Energía, Salario, Mantenimiento y Materia Prima).

Costo	Cantidad (unidad)	Valor (\$/unidad)	Costo diario (\$/mes)	Costo anual (\$/año)
Energía	25.69	0.06515	25.609	307.24
Salario	1	332.4	332.4	3,988.8
Mantenimiento	1	416.69	416.69	5,000.33
Materia prima	0.31	16.66	5.1646	61.97
Costos totales				9,358.335

Nota: Se consideró un operador para todo el proceso.

En la tabla 6.8 se muestra el ahorro total al año por la recuperación de Sulfato de Aluminio, se calcula una recuperación de 38.7 Kg de Sulfato de aluminio el cual tendrá un valor de \$ 0.65 por kilogramo el cual es el costo del PAC a granel, el costo por cantidad de lodo reducido se desglosa en dos costos, el primer es el costo de energía eléctrica que suman 1718.5581 KWh con un ahorro en el tratamiento de dichos lodos de \$ 6.683 al día y el segundo costo de polímero utilizado el cual el costo es de \$4.25 por kilogramo el cual se convierte en ahorro al no utilizarse.

Tabla 6.8

Ahorro Total Anual (Sulfato de aluminio recuperado, transporte, tratamiento y disposición de lodo).

Ahorro	Cantidad (unidad)	Valor (\$/unidad)	Ahorro diario (\$/día)	Ahorro anual (\$/año)
Cantidad de Sulfato de Aluminio Recuperado	38.7	0.65	25.155	6,037.2
Cantidad de lodo reducido	0.3413	29.82	10.933	3,912.51
Ahorro total				9,949.71

Se evaluara la viabilidad económica del proyecto, en función de los ahorros totales registrados contra los costos de operación e inversión requeridos para la instalación de la planta. En la tabla 6.9 se tienen los valores de los indicadores económicos de la instalación de la planta de recuperación de aluminio la cual ha sido calculado con una inversión igual a los costos de inversión de \$71,216.75 con una depreciación de dichos equipos del 2.5% del costo de los mismos, el cual suma \$ 416.69 al año, con costos anuales de \$ 9,358.335 y ahorros anuales de 9,949.71.

Tabla 6.9

Flujo de caja total.

INDICADOR ECONOMICO	VALOR
VAN	\$ 1,121.07
PSRI	64 años

Después del análisis económico realizado, se establece que el periodo de retorno de la inversión es de 64 años, para una inversión inicial de \$71,216.75.

A pesar de generar un ahorro aproximado de 40 kg/día de Policloruro de aluminio comercial, sustituido por el coagulante recuperado por medio del proceso químico diseñado, el tiempo de

retorno de la inversión es demasiado alto en relación a la inversión necesaria para su implementación, por lo que económicamente no se vuelve viable.

Sin embargo, considerando que el proyecto se trata de una inversión del estado y el objetivo principal no es un retorno financiero sino social y medio ambiental, podría considerarse viable pero solo bajo ese marco de referencia.

6.3.2 PROPUESTA DE APROVECHAMIENTO DE RESIDUOS.

En el proceso de recuperación de aluminio se obtiene como residuo lodos secos, proveniente de la planta de tratamiento de lodos, estos lodos deben ser neutralizado con cal para evitar daños en suelos, así también pueden ser aprovechados para elaborar materiales de construcción (elaboración de tabicones y productos cementantes), aplicaciones en suelos, elaboración de cemento Clinker.

6.3.2.1 APROVECHAMIENTO DE LODO RESIDUAL COMO MATERIAL DE RELLENO Y DE CONSTRUCCION.

El lodo residual puede ser acondicionado y utilizado como materia prima para la elaboración de materiales de construcción (tabicones) en relaciones de mezcla con otros materiales tales como: 90-10% lodos-cemento que cumple con la resistencia a la compresión de un mortero tipo 1 (91-153.6 Kg/cm²); para morteros mixtos o tipo II, la mezcla elaborada con la composición 90-5-5%, lodo-cal-cemento (98-134 Kg/cm²), cumple con el requerimiento de compresión; mientras que las mezclas elaboradas con la composición 90-5-5% y 75-12.5-12.5%, lodo-yeso-cemento, cumplen con lo especificado para mortero tipo III (88-110 y 47-80 Kg/cm²). (Cerón, Espejel, Millán, Rodríguez, Ramírez, 2006).

Otra aplicación de los lodos residuales de plantas potabilizadoras es como mitigante de la sodicidad de los suelos agrícolas específicamente para mejorar su permeabilidad, es decir mejora la velocidad final de infiltración (Díaz, Rangel, Carrasco, Alcaraz, 2010).

Además otra industria donde pueden ser utilizados es en el proceso de producción de cemento adicionándose al clinker, la adición de estos lodos al proceso origina clinker con una mineralogía similar a los clinker portland industriales (Rodríguez, 2012).

6.4 IMPACTOS AMBIENTALES.

Con la implementación de la planta de recuperación de sulfato de aluminio además de obtener ahorros en materia prima (coagulantes) también se obtienen beneficios ambientales debido a la carga de contaminante de aluminio que se recupera de los lodos del proceso de potabilización de agua, reduciendo la concentración hasta de un 50% de aluminio en dichos lodos.

Los efectos relacionados con la disposición de estos lodos en cuerpos de agua, tienen que ver con la composición de lodo debido al coagulante de aluminio que es utilizado. Según Mc Bride, 1994. El aluminio ha sido clasificado con un nivel medio de fototoxicidad para plantas terrestres, con concentraciones de 5 a 200 mg/g, secando los tejidos de las plantas, mostrando así, ser tóxico para las mismas. Por otro lado, también se ha encontrado que los iones aluminosos son tóxicos para los peces, considerando niveles mayores a 0,5 mg/l (Freeman y Everhart, 1971)

Otros efectos relacionados con la descarga de residuos en las corrientes naturales de agua, llega a plantear problemas importantes, ya que, si bien estos residuos son principalmente inorgánicos, van formando depósitos o “bancos de fango” en los tramos lentos del cauce, a la vez que aumentan la turbiedad y el color de las aguas receptoras, disminuyendo la actividad fotosintética de las plantas acuáticas (Ramírez, 2008).

Con la recuperación de aluminio de la planta se elimina la posible contaminación al suelo, plantas y vida acuática de los ecosistemas cercanos a la zona de disposición final de dichos lodos, la cantidad de aluminio es de aproximadamente 225 ppm de un lodo que está al 4.67% de sólidos totales, el cual se recuperara como coagulante secundario y se reutilizara junto al coagulante primario en la etapa de mezcla rápida.

6.4.1 ESTUDIO DE IMPACTO AMBIENTAL

El Estudio de Impacto Ambiental (EIA), tiene por función analizar la viabilidad ambiental del Proyecto, identificar el contexto en el cual será desarrollado y efectuar recomendaciones que permitan la elaboración del mismo, en total compatibilidad con el ambiente.

El objetivo general del EIA, es identificar y valorar los impactos ambientales que este proyecto pueda ocasionar sobre el ambiente (tanto natural como socio-económico) y sobre las áreas de influencia definidas en estos estudios y efectuar recomendaciones tempranas que permitan maximizar los impactos positivos y mitigar los potenciales impactos negativos.

Los principales impactos ambientales generados durante la operación y construcción, respectivamente, en la implementación de cada uno de los subsistemas que componen el sistema de recuperación del aluminio presente en los lodos generados durante el proceso de clarificación en la planta las pavas.

La estrategia metodológica seguida para el desarrollo del presente EIA, ha tomado como base los lineamientos especificados por el Banco Mundial (1991), Banco Interamericano de Desarrollo (2000); los utilizados en países de habla hispana (Weitzenfeld, 1990; MOPT, 1992; Gomez Orea, 1999; Buroz; 1995; Conesa Fernandez, 1997); las estrategias y técnicas disponibles en la bibliografía internacional (Munn, 1975; Wathern, 1990; Morris & Therivel, 1995, Canter 1997).

Una vez establecidas las etapas, actividades y acciones impactantes y los factores del medio impactados, se califican los impactos, positivos o negativos.

En cada Etapa, se evaluó el impacto de las distintas acciones del Proyecto sobre el medio natural y antrópico, con el fin de corregir los desajustes que pudieren surgir en la relación acción-reacción.

Para ello, se procede a la identificación de los impactos ambientales utilizando el método de la Matriz de identificación de impactos de tipo causa-efecto.

A través de ella, se tiende a:

- La incorporación de los aspectos ambientales en el Proyecto, evitando que ello sea considerado como una externalidad del mismo.
- Tratándose de un método multidisciplinario, identificar los sectores críticos que requieren un análisis más profundo, respecto de aquellas acciones que pudieran generar impactos ambientales de importancia.
- Visualizar rápidamente, la relación entre las acciones propuestas por el proyecto y las acciones o medidas adoptadas para eliminar y/o minimizar los impactos negativos y potenciar los positivos.

En ella se correlacionan las acciones de la obra tanto en la etapa de construcción como en la etapa de operación, con los factores ambientales. A través de un sistema de calificación se identifican y comparan los impactos que se generan en ambas fases y se destacan cuáles son los de mayores efectos. De la citada matriz, se extrae un listado de los principales impactos negativos generados ya sea por el estado actual de la deposición de los lodos o la implementación del proceso planteado durante el trabajo de graduación, para determinar su incidencia sobre el ambiente.

Se utiliza la metodología mostrada en el Anexo III, donde se encuentran definidos los parámetros a analizar para establecer la valoración de los Impactos Ambientales, los cuales son: el Carácter, la Intensidad, el Riesgo de Ocurrencia, la Extensión, la Duración, el Desarrollo y la Reversibilidad.

6.4.1.1 SIGNIFICATIVIDAD DE LOS IMPACTOS AMBIENTALES EVALUADOS

Para complementar la evaluación de impactos, se requiere de una fase de caracterización cualitativa de los impactos evaluados cuantitativamente. Esto se realiza con el fin de ayudar en la toma de decisiones respecto a las potenciales medidas de mitigación más prioritarias a ser implementadas. Para esto, se elabora la matriz de significatividad de impactos, en la que se detallan en forma cualitativa las características de los mismos. La significatividad del impacto se determina basándose en el valor del Impacto ambiental (VIA) de acuerdo a la Tabla 6.10.

Tabla 6.10

Valor del impacto ambiental.

VIA	Significancia el Impacto
<2.0	Baja
2.0-4.0	Media
4.0-6.0	Alta
6.0-8.0	Muy Alta
>8.0	Critico

Tabla 6.11

Matriz de Interacción de Factores y Actividades

ACTIVIDADES/FACTORES	MEDIO AMBIENTE									FACTORES CULTURALES					TOTAL INTERACCIONES POR ACTIVIDAD	
	ABIÓTICO						BIÓTICO		PERCEPTUAL	Actividades - uso del suelo	Condición -Laboral	Actividades - Económicas	Salud	Seguridad		
	Aire - Calidad	Agua - Calidad	Agua - Superficiales	Agua -Subterráneas	Tierra - Suelo	Procesos - Permeabilidad	Procesos - erosión	Flora - plantas	Fauna - Peces y crustáceos							Paisaje - Entorno
Construcción planta anexa de recuperación de aluminio	X	X	X	X	X		X	X		X	X	X	X	X	12	
Disposición de lodos ácidos en terreno a cielo abierto				X	X	X	X	X		X	X			X	X	9
Disposición de lodos ácidos en cuerpo receptor de agua (rio Lempa)		X	X	X				X	X	X				X	X	8
Disposición de lodos ácidos por parte de una empresa autorizada por el MARN											X	X	X	X	4	
Uso de lodos como abono		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	14
TOTAL INTERACCIONES POR FACTOR	1	3	3	4	3	2	3	4	2	4	3	3	2	5	5	

Tabla 6.12

Matriz de Cálculo del Valor de Impacto Ambiental y Significancia

FACTORES AMBIENTALES			INTENSIDAD	EXTENSIÓN	DURACIÓN	MAGNITUD	REVERSIBILIDAD	PROBABILIDAD	VIA	SIGNIFICANCIA	
Medio ambiente abiótico	Tierra	Suelos	10	5	10	8	8	10	8.6	CRITICA	
	Agua	Superficiales	5	10	5	7	8	5	6.6	MUY ALTA	
		Subterráneas	5	5	5	5	8	5	5.8	ALTA	
		Calidad	10	5	10	8	8	10	8.6	CRITICA	
	Aire	Calidad	1	1	1	1	1	1	1.0	BAJA	
	Procesos	Permeabilidad	10	5	10	8	8	10	8.6	CRITICA	
		Erosión	10	5	10	8	8	10	8.6	CRITICA	
Medio ambiente biótico	Flora	Plantas	10	5	10	8	8	5	6.9	MUY ALTA	
	Fauna	Peces y crustáceos	10	10	10	10	8	1	4.7	ALTA	
Medio ambiente perceptual	Paisaje	Entorno	5	5	10	6	8	10	7.6	MUY ALTA	
Medio Socio - Económico	Usos de territorio	Terreno de disposición	10	5	10	8	8	10	8.6	CRITICA	
	Actividad Económica	Generación de ingresos	1	5	1	3	5	5	3.8	MEDIA	
	Condición Laboral	Generación de empleos	1	5	1	3	5	5	3.8	MEDIA	
	otros	Salud		5	5	1	4	5	5	4.7	ALTA
		Seguridad		5	5	1	4	5	5	4.7	ALTA
VIA PROMEDIO									6.0	ALTA	

6.4.1.2 PRIORIZACIÓN DE FACTORES IMPACTADOS

De los 15 componentes ambientales evaluados, 1 obtuvo una relevancia de baja (siendo esta significancia la más baja), mientras 2 obtuvieron una relevancia calificada como Media, y cinco fueron calificados como Crítico (siendo estos los de mayor significancia). Ver Tabla 6.12. En general, el VIA promedio y la Relevancia integrada de los impactos negativos que la problemática, de los lodos obtenidos durante el proceso de clarificación en la planta las pavas están causando, se determinaron como ALTA (6.0). Las principales afectaciones ambientales determinadas a priorizar se presentan en la tabla 6.13.

Tabla 6.13

Matriz de Cálculo del Valor de Impacto Ambiental y Significancia

FACTORES AMBIENTALES			VIA	SIGNIFICANCIA
Medio ambiente abiótico	Tierra	Suelos	8.6	CRITICA
	Agua	Calidad	8.6	CRITICA
	Procesos	Permeabilidad	8.6	CRITICA
		Erosión	8.6	CRITICA
Medio Socio - Económico	Usos de territorio	Terreno de disposición	8.6	CRITICA

Los impactos negativos de principales afectaciones ambientales mostradas en la tabla 6.13 son los siguientes:

- Suelos y terrenos de disposición final.

La contaminación del suelo debido al ácido sulfúrico presente en el lodo ácido, depende del tipo de suelo, siendo la composición y textura (tamaño de las partículas que lo forman) las características del suelo que determinarán la adherencia y penetración de los contaminantes. La presencia de ácido en el suelo hace que este no pueda ser utilizado en

actividades que influyan directamente la salud del ser humano como ejemplo campos de cultivo, más bien hace que sean destinadas a la construcción de edificios (Carrasco, 2000).

- Aguas superficiales.

Los efectos relacionados con la disposición de estos lodos en cuerpos de agua, tienen que ver con la composición de lodo debido al coagulante de aluminio que es utilizado. Según Mc Bride, 1994. El aluminio ha sido clasificado con un nivel medio de fototoxicidad para plantas terrestres, con concentraciones de 5 a 200 mg/g, secando los tejidos de las plantas, mostrando así, ser toxico para las mismas. Por otro lado, también se ha encontrado que los iones aluminosos son tóxicos para los peces, considerando niveles mayores a 0,5 mg/l (Freeman y Everhart, 1971).

- Permeabilidad y Erosión.

La acumulación de aluminio presente en los lodos puede generar erosión en el suelo en donde estos son dispuestos y también se debe considerar la profundidad a la cual se encuentran las aguas subterráneas debajo del relleno, debido a la posible filtración de líquidos originados desde el relleno (lixiviación del aluminio) y la posterior contaminación marina. (Carrasco, 2000).

Después de la aplicación del método de análisis ambiental, se puede individualizar las principales aéreas y factores donde la aplicación del diseño de recuperación y la planta de tratamiento de lodos reduciría el impacto ambiental que genera actualmente la deposición de los lodos, por lo que sería viable, al menos, ambientalmente la implementación del diseño de recuperación planteado.

CONCLUSIONES

La reacción involucrada en el proceso de recuperación del aluminio desarrollado en el trabajo anterior, necesitó el análisis de las variables de mayor influencia en la reacción tanto en conjunto como su efecto por separado. Quedó demostrado en base a los resultados y tal como la naturaleza del elemento objeto de estudio lo refería, que la solubilidad del aluminio es ampliamente controlada por el pH, justamente siendo en el experimento expuesto la variable de mayor incidencia en los resultados obtenidos, de igual forma a la concentración de lodo utilizado en los ensayos. Los valores óptimos definidos para la obtención del mayor rendimiento de recuperación de aluminio represento el estudio de la reacción a un valor de pH de 2, concentración de sólidos totales disueltos de 2%, un tiempo de residencia de 40 min a una velocidad de mezcla estimada de 100 RPM.

Diferentes estudios reflejan, a partir, del uso de ácido sulfúrico en lodos producidos en procesos de potabilización, que los índices de recuperación dependerán del agente químico usado en el proceso de coagulación, así como de la naturaleza del agua a tratar (Sandoval, et al, 2008). Al no contar con el dato inicial de aluminio en las muestras de lodo extraída de la planta potabilizadora Las Pavas, no se puede concluir respecto al porcentaje de recuperación, sin embargo, para muestras evaluadas al 2% de sólidos totales disueltos, bajo las condiciones de reacción optimas, se obtuvo una recuperación de 107 g/l como sulfato de aluminio.

El análisis de varianza reportó diferencias significativas en la concentración de aluminio recuperado en cuanto al pH de operación, tiempo de mezcla y sólidos totales siendo el pH el factor controlante.

Establecidos los parámetros óptimos en los cuales se desarrolla la reacción, se evaluó a partir de los datos generados en el laboratorio, el modelo cinético involucrado en la reacción de recuperación de sulfato de aluminio, el cual representa el cambio del producto generado respecto al tiempo de reacción: $-r_A = 0.0491882748472C_A^{0.0203} \left(\frac{mol}{L\ hr}\right)$, Con el cual se determinó para ser escalado a nivel de planta industrial, un volumen de 7.12 m³ para el reactor necesario para llevar a cabo la reacción de recuperación de sulfato de aluminio vía acida haciendo uso de lodos como subproducto del proceso de potabilización desarrollado en la planta las pavas. Además, del tiempo de residencia requerido para dicha operación, de 40 min.

El análisis costo/beneficio muestra que con una inversión inicial de \$71,216.75 para la puesta en marcha del proceso de acidificación, sería recuperada en 64 años con un ahorro neto de \$ 9,949.71 al año, para una cantidad ahorrada de Policloruro de aluminio de 38.7 kg/día que da un ingreso de \$25.55 /día y a partir de una cantidad de lodo reducido de 0.34 m³/día con un ingreso de \$10.934/día, por lo que económicamente no se vuelve viable la implementación del proyecto.

Como se mencionó en el capítulo dos, las características de los lodos producto del proceso de potabilización, serán variables sobre todo en función de la naturaleza del agua a tratar, por lo que se debe especificar que los resultados obtenidos en el trabajo anterior corresponden a lodos específicos generados en la planta potabilizadora Las Pavas, la cual potabiliza agua de la cuenca del río Lempa, para el tratamiento químico es utilizado policloruro de aluminio como agente coagulante. Dichos lodos fueron recolectados durante el mes de Julio de 2015.

Tal como lo plantea Mc Bride, 1994. Concentraciones elevadas de aluminio como las presentes en los lodos productos de procesos de potabilización, generan destrucción a los ecosistemas en los cuales se exponen dichos residuos, a partir del proceso de recuperación de aluminio planteado en el trabajo, y la propuesta de escalamiento a planta industrial, se estaría reduciendo la contaminación generada por los lodos químicamente ricos en aluminio, al menos generando una eliminación de 107 ppm del aluminio presente en muestras al 2% de lodos.

Además del ahorro directo de coagulante recuperado durante el proceso y la posibilidad de su posterior uso en el tratamiento químico del agua, existen otras ventajas no menos importante como producto de su recuperación, principalmente la reducción del volumen del remanente de lodos luego del proceso de recuperación, lo que significa menor cantidad de lodos a deponer, a menor cantidad de lodos menor esfuerzo y recursos a utilizar para su adecuada deposición.

El tratamiento de los lodos, además, de aspectos económicos, cabe mencionar que el aporte principal de la recuperación del aluminio, se encuentra en el hecho de que elimina cierto porcentaje de la carga contaminante presente en los lodos de lavados de los decantadores en la planta potabilizadora las Pavas, como muestra el análisis de impacto ambiental realizado en el capítulo seis, donde se especifica que el principal efecto de los lodos sobre el medio ambiente, se encuentra en su alto contenido de aluminio y su efecto en el suelo y agua al que puede entrar en contacto después de su deposición. Los lodos provenientes del proceso de recuperación de aluminio deben ser neutralizados con cal para reducir el impacto ambiental que lodos ácidos pueden producir al disponer de ellos.

RECOMENDACIONES

- Para reducir costos en tamaño de equipo, materia prima y energía se sugiere realizar la recuperación bajo las mismas condiciones de reacción en cuanto a pH, tiempo de reacción y velocidad de agitación, únicamente variando la cantidad de sólidos totales al 4.67% (tomados directamente de la arqueta sin diluirlos)
- Realizar ensayos a nivel de laboratorios en los que se demuestre que la eficiencia del coagulante recuperado es similar a la de coagulante comercial para eliminar contaminantes
- Considerar otras alternativas de tratamiento y disposición de lodos, incluso la posible utilización de los mismos para la fabricación de cemento Clinker, tabicones o relleno agrícola.
- Buscar alternativas económicas de neutralización de lodos para disminuir el impacto que un bajo pH en los lodos provenientes del proceso de recuperación de aluminio pueden generar al ser usados como relleno en terrenos.
- Disponer adecuadamente de los lodos provenientes del proceso de potabilización de agua los cuales no sean tratados para la recuperación de aluminio, estos lodos pueden ser retirados por una empresa para su correcta deposición en un relleno sanitario.

BIBLIOGRAFIA

1. Albrecht A. E. (1972). Disposal of Alum Sludges, Journal American Water Works Association, 64 (1), 46-52.
2. Anaya-Durand, A. Pedroza-Flores, H. (2008). Escalamiento, el arte de la ingeniería química: Plantas piloto, el paso entre el huevo y la gallina. *Red de Revistas Científicas de América Latina, el Caribe, España y Portugal*. 23 (1), 31-39.
<http://www.redalyc.org/pdf/482/48223105.pdf>
3. APHA, AWWA, WEF (2005). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 21th Edition. New York.
4. Baes, C. F. Mesmer, R. E. (1976). *The Hydrolysis of Cations*. John Wiley & Sons, New York.
http://www.iaea.org/inis/collection/NCLCollectionStore/_Public/16/080/16080079.pdf
5. Barba, L. Mesa, E. Rosero, M. (1998). Recuperacion de sulfato de aluminio de lodos generados durante el proceso de potabilizacion del agua.
http://www.researchgate.net/publication/260183405_RECUPERACION_DE_SULFATO_DE_ALUMINIO_DE_LODOS_GENERADOS_DURANTE_EL_PROCESO_DE_POTABILIZACION_DEL_AGUA
6. Barrenechea A. Cánepa L. Maldonado V. (2004). *Capítulo 4: Coagulación*. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente.
7. BOLETÍN ESTADÍSTICO. (2011). Administración Nacional de Acueductos y alcantarillados. El Salvador.

http://www.anda.gob.sv/index.php?option=com_content&view=article&id=1953:bletin-estadistico-2011&catid=84&Itemid=54

8. Carrasco, M. (2000). *Análisis económico - ambiental del sistema de tratamiento de los lodos ácidos vía extracción del ácido* Revista INGENIERÍA UC, 7(2).
9. Castillo, Y. (2012). *Tratamiento de aguas blancas contaminación del agua*. Universidad de los Andes.
10. Ceron, O. Millán, S. Espejel, F. Rodriguez, A. ramirez, R. (2006). *Aplicación de lodos de plantas potabilizadoras para elaborar materiales de construccion*.
http://www.uaemex.mx/Red_Ambientales/docs/memorias/Extenso/TA/EO/TAO-05.pdf
11. Comisión Nacional del Agua (2007). *Manual de agua potable, alcantarillado y saneamiento*. Ed. 2007. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. ISBN N° 978-968-817-880.
<http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Publicaciones/Publicaciones/Libros/11DisenoDePlantasPotabilizadorasTipoDeTecnologiaSimplificada.pdf>
12. Conesa Ferrer, J. A. (2010). *Reacciones Sólido-fluido no catalíticas*. Universidad de Alicante.
http://rua.ua.es/dspace/bitstream/10045/15296/3/Tema3_sfNOCATAL_RUA.pdf
13. Cuentas, M. S. (2009). *Evaluación Cualitativa del Impacto Ambiental Generado por la Actividad Minera en la Rinconada Puno*. (Tesis de Maestría, Universidad de Piura, Piura, Perú). Obtenido de
<http://pirhua.udep.edu.pe/handle/123456789/1482>

14. Diaz Ibarra, M.A. Muy Rangel, M.D. Rubio Carrasco, W. Alcaráz, O. (2010). Aplicación de lodos de procesos de potabilización como mitigantes de la sodicidad en suelos agrícolas. *Ingeniería*, vol. 14, núm. 2, 2010, pp. 87-97.
<http://www.redalyc.org/pdf/467/46715068002.pdf>
15. Facundo, J.R. Cima, A. Gonzales, P. (2001). *Revision bibliografica sobre clasificacion de aguas minerales y meneromedicinales*.
http://www.sld.cu/galerias/pdf/sitios/rehabilitacionbal/clasificacion_aguas_minerales.pdf
16. Ferré J. (2004). *El Diseño Factorial Completo 2^k*. Universidad Rovira i Virgili (Tarragona). <http://rodi.urv.es/quimio/general/doecast.pdf>
17. Mc Bride, 1994, Freeman y Everhart, 1971, George et al., 1991, Referencias tomadas de: Kagawa R.C., Mulalelo, C.I., Denny, P., Okurut, T.O. 2001. The Impact Of Alum Discharges On A Natural Tropical Wetland In Uganda. Elsevier Science Ltd, Great Britain.
18. Gregory, J., Duan, J. "Hydrolyzing metal salts as coagulants". *Water Research*. Vol. 35, No. 3: 795-807. 2001.
19. Grupo TAR INNOVA. (2003). Tratamiento de potabilización del agua.
[http://www.elaguapotable.com/Tratamiento%20de%20potabilizacion%20del%20agua%20\(Grup%20TAR\).pdf](http://www.elaguapotable.com/Tratamiento%20de%20potabilizacion%20del%20agua%20(Grup%20TAR).pdf)
20. Hernández Serrano, J. A. Oliva Véjar, A. C. Zeledón Álvarez, S. (2010). *Aspectos técnicos en el manejo y tratamiento del agua en la vivienda urbana de el salvador*.
<http://webquery.ujmd.edu.sv/siab/bvirtual/Fulltext/ADOA0000805/PP.pdf>

21. Husillos Rodriguez, N. (2012). Valorización de residuos de estaciones de tratamiento de agua potable y residual en la industria del cemento. Tesis doctoral.
https://repositorio.uam.es/xmlui/bitstream/handle/10486/8882/47136_husillos_rodriguez_nuria.pdf?sequence=1
22. Jiménez, B. E. Martínez, M. A. Vaca, M. (2002). Recuperación de sulfato de aluminio de lodos provenientes de un tratamiento primario avanzado.
<http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/mexico13/155.pdf>
23. Letterman, R.D., and Asolekar, S.R. (1982). Surface Ionization of Polynuclear Species in Al(III) Hydrolysis, I: Titration Results, Water Research, 24(8), 931-939.
24. Levenspiel, O. (2004). *Ingeniería de las reacciones químicas*, 3ª ed. Limusa Wiley. México.
<https://reaccionesunefa.files.wordpress.com/2012/03/levenspiel3edespanol.pdf>
25. MARN. (2013). Elaboración del plan de gestión integrada del recurso hídrico de El Salvador, con énfasis en zonas prioritarias. (CONTRATO MARN/AECID).
<http://agua.marn.gob.sv/Documentos/prueba/PNGIRH-PRO-TTE-006-Usos-Dema-Pres-EOI-MESA.pdf>
26. Martín, A. Sandoval, L. Piña, M. Montellano, L. (1998). Estudio piloto para reducir el volumen de lodos de plantas potabilizadoras. Recuperado de
<http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/mexico13/005.pdf>
27. Mendoza Moyón, J. (2012). Obtención de policloruro de aluminio a partir de la chatarra; para uso en potabilización de agua. Universidad de Guayaquil
<http://repositorio.ug.edu.ec/bitstream/redug/448/1/Jazm%C3%ADM%20Mendoza.pdf>

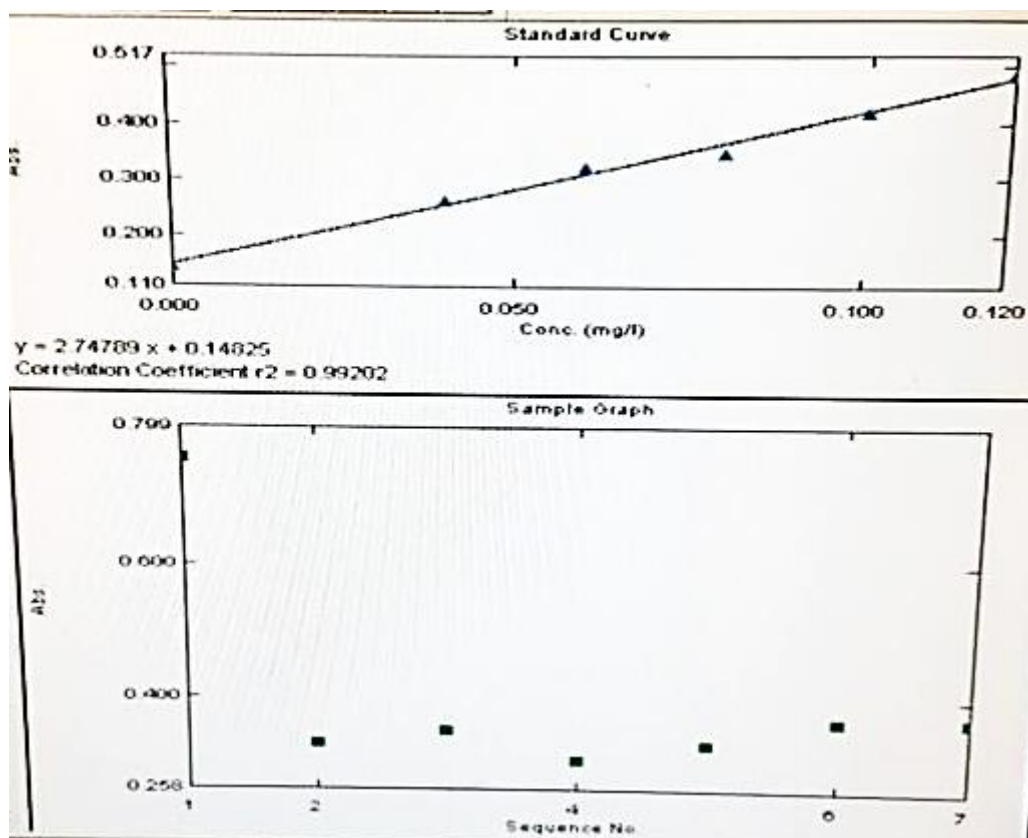
28. Morales, F. Ordinola, C. Valencia, M. (2007). *Estudio para la automatización de la estación de bombeo n° 4 en la planta potabilizadora de agua la toma y visualización del proceso automático mediante un sistema scada*. Universidad politécnica salesiana sede guayaquil.
29. Norma Salvadoreña Obligatoria (2009). *Agua, Agua Potable* (Segunda Edición). 383(5), 109.
http://usam.salud.gob.sv/archivos/pdf/normas/NORMA_AGUA_POTABLE_2_a.pdf
30. Nuñez Zarur, J. R. Peña Castro, M. (2011). *Recuperación de sulfato de aluminio a partir de lodos generados en la planta d potabilización de la empresa aguas de cartagena s.a e.s.p y estudio de la viabilidad económica de su reutilización como coagulante*. Universidad de Cartagena.
<http://www.elaguapotable.com/RECUPERACI%C3%93N%20DE%20SULFATO%20DE%20ALUMINIO%20A%20PARTIR%20DE%20LODOS%20GENERADOS%20EN%20LA%20PLANTA%20DE%20POTABILIZACI%C3%93N%20DE%20LA%20EMPRESA%20AGUAS%20DE%20CARTAGENA%20S.pdf>
31. PETERS, M.. & TIMMERHAUS, K. D. *Plant Design and Economics for Chemical Engineers*. 4ª Edition. Colorado: McGraw-Hill International editions. 1991. 925p. ISBN 0-07-049613-7.
32. Raigosa Restrepo, M. A. (2012). *Evaluación de alternativas para el manejo de lodos provenientes de las plantas de potabilización de agua de los municipios del departamento de risaralda mediante el análisis costo-beneficio*. Universidad tecnológica de pereira.
<http://repositorio.utp.edu.co/dspace/bitstream/11059/2702/1/62839R149.pdf>

33. Ramírez Quirós, F.(2008). Lodos producidos en el tratamiento de agua.
http://datateca.unad.edu.co/contenidos/358002/AVA_II-SEM-2014/Unidad_2/2008_Ramirez_Francisco.pdf
34. ROBERTS, J.M.; RODDY, C.P., “Recovery and Reuse of Alum Sludge at Tampa”,
Jour. AWWA. 52(7), 857p. 1960.
35. SAMSA. (2014). Proceso de potabilización del agua.
[http://www.elaguapotable.com/Proceso%20potabilizaci%C3%B3n\(Sansa\).pdf](http://www.elaguapotable.com/Proceso%20potabilizaci%C3%B3n(Sansa).pdf)
36. Sandoval, L. Martín, A. Piña, M. & Montellano, L. (2008). *Estudio piloto para reducir el volumen de lodos de plantas potabilizadoras*. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
<http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/mexico13/005.pdf>
37. Shen YH, Dempsey B. (1998). Synthesis and speciation of polyaluminum chloride for water treatment. Environment International.
<http://www.ncku.edu.tw/source/home/Yun-Hwei-Shen/03.pdf>
38. Vargas Estevez, B.M. (2012). *Recuperación de sulfato de aluminio en lodos provenientes del proceso de potabilización de aguas superficiales*. (Trabajo de graduación, Universidad de El Salvador).
39. Velázquez Monroy, M. Ordorica Vargas, M. (2009). Ácidos, Bases, pH y Soluciones Reguladoras. <http://www.bioquimica.dogsleep.net/Teoria/archivos/Unidad24.pdf>

ANEXOS

ANEXO I

CURVA DE CALIBRACION DE CONCENTRACION DE ALUMINIO PARA EL METODO ANALITICO DE DETERMINACION DE ALUMINIO QUE UTILIZA COMO INDICADOR ERIOCROMOCIANINA.



ANEXO II

MEMORIA DE CALCULO DEL VOLUMEN DE REACTOR DONDE SE LLEVARA A CABO LA REACCION DE RECUPERACION DE ALUMINIO.

- **Calculo según el tiempo óptimo de reacción.**

Teniendo la masa total del sistema reaccionante podemos conocer el volumen nominal que ocupara el reactor.

Masa sistema reaccionante= P=6,185.79 Kg de Productos de la reacción

Densidad del sistema reaccionante: $\rho = 997.62 \frac{Kg}{m^3}$ (asumiendo densidad del agua a 23 °C).

Tiempo: t=35 minutos (0.5833 horas)

Calculando el tiempo de carga (t_c) y descarga (t_d).

$$t_c = \frac{2,637.58 \text{ Kg}}{1,200 \frac{Kg}{m^3}} * \frac{1 \text{ min}}{27 \text{ gal}} * \frac{1 \text{ gal}}{3.785 \text{ L}} * \frac{1000 \text{ L}}{1 m^3} = 21.50 \text{ min}$$

$$t_d = \frac{6,185.79 \text{ Kg}}{1,000 \frac{Kg}{m^3}} * \frac{1 \text{ min}}{60 \text{ gal}} * \frac{1 \text{ gal}}{3.785 \text{ L}} * \frac{1000 \text{ L}}{1 m^3} = 27.23 \text{ min}$$

$$V = \frac{P}{\rho} = \frac{6,185.79 \text{ Kg}}{997.62 \frac{Kg}{m^3}} = 6.2 \text{ m}^3$$

Y el tiempo de residencia total es: $T_R = t + t_c + t_d = 83.83 \text{ min}$ (1.40 horas)

- **Calculo según la cinética de la reacción.**

Tenemos que la cinética de la reacción es la siguiente: $-r_A = 0.0491882748472 C_A^{0.0203} \left(\frac{mol}{L \text{ hr}} \right)$

Según Levenspiel para una reacción de orden “n” tenemos que $\left(\frac{1}{C_A^{n-1}} - \frac{1}{C_{A0}^{n-1}} \right) = v_A(1-n)kt$

(para $-r_A$ no multiplicar por el coeficiente estequiométrico de A).

Tenemos que:

Concentración inicial= C_{A0} =0.1123 mol/L

Concentración final= C_A = 0.10840254 mol/L

Constante k = 0.0491882748472

Orden de reacción n = 0.0203

$$\left(\frac{1}{0.10840254^{0.0203-1}} - \frac{1}{0.112300^{0.0203-1}} \right) = (1 - (0.0203)) * 0.0491882748472 * t$$

$$t = 0.08285 \text{ horas (5 minutos)}$$

Y el tiempo de residencia total es: $T_R = t + t_c + t_d = 53.73 \text{ min (0.90 horas)}$

Calculando el grado de conversión:

$$C_A = C_{A0}(1 - X)$$

$$X = 1 - \frac{0.10840254}{0.1123} = 0.0347057880677$$

Calculando el Volumen (asumiendo volumen constante) asumiendo ciclos de 53.73 min al día:

$$\frac{2,637.58 \text{ Kg}}{0.0347} * \frac{0.90 \frac{h}{dia}}{8 \frac{h}{dia}} = 8,551.23 \text{ Kg}$$

$$V = \frac{P}{\rho} = \frac{8551.23 \text{ Kg}}{1,200 \frac{Kg}{m^3}} = 7.12 \text{ m}^3$$

ANEXO III

METODOLOGIA DE CALCULO PARA LA EVALUACION DE IMPACTO AMBIENTAL POR EL METODO DE CRITERIOS RELEVANTES INTEGRADOS (CRI) BASADO EN EL INDICE VALOR DEL IMPACTO AMBIENTAL (VIA).

El método se basa en la elaboración del índice Valor del Impacto Ambiental (VIA) para los impactos que genera el fenómeno estudiado (en este caso el efecto de la disposición de lodos). La metodología es aplicable a fenómenos estudiados con intensa participación multidisciplinaria.

Para determinar las relaciones causa – efecto, entre las actividades del fenómeno estudiado, fuentes de impacto ambiental y los posibles efectos ambientales.

El índice VIA se calcula como una suma ponderada de los valores de los indicadores: carácter, intensidad, extensión, duración, magnitud, reversibilidad y riesgo o probabilidad del impacto. Una vez obtenido el VIA se categoriza el impacto de acuerdo al riesgo de ocurrencia. (Cuentas, 2009)

Al inicio de la evaluación, se intenta expresar cuantitativamente cada uno de estos indicadores de manera separada y aproximadamente de acuerdo a los criterios que se dan a continuación:

Parámetros de Evaluación del Método CRI

A. Carácter del Impacto o Signo (+/-)

Esta calificación establece si el impacto de cada actividad del fenómeno estudiado es beneficiosa (signo positivo) o adversa (signo negativo). En caso de que la actividad no ocasione impactos o estos sean imperceptibles, entonces el impacto no recibe ninguna calificación.

B. Intensidad del impacto (I)

La intensidad, considera qué tan grave puede ser la influencia de la actividad del fenómeno

estudiado sobre el componente ambiental analizado. Para esta evaluación se propone un valor numérico de intensidad que varía de 1 a 10 dependiendo de la severidad del impacto analizado. La Tabla A1 muestra la escala de valores sugeridos para calificar esta variable:

Tabla A1 Escala de Valoración de la intensidad del impacto

Intensidad	Descripción	Valor
Baja	Cuando el grado de alteración es pequeño, y la condición original de la componente práctica se mantiene.	1
Media	Cuando el grado de alteración implica cambios notorios respecto a su condición original, pero dentro de rango aceptables.	5
Alta	Cuando el grado de alteración de su condición original es significativo.	10

Fuente: Adaptado de (Cuentas, 2009)

C. Extensión o influencia espacial del impacto (E)

Esta variable considera la influencia del impacto sobre la delimitación espacial del componente ambiental. Es decir califica el impacto de acuerdo al tamaño de la superficie o extensión afectada por las actividades desarrolladas por el fenómeno estudiado, tanto directa como indirectamente. La escala de calificación de esta variable se muestra en la Tabla A2.

Tabla A2. Escala de valoración de la extensión del impacto

Intensidad	Descripción	Valor
Puntual	Cuando el efecto se verifica únicamente dentro del área en que se localiza la fuente de impacto.	1
Local	Cuando su efecto se verifica en los alrededores del área afectada	5
Extenso	Cuando su efecto abarca áreas mucho más allá de los alrededores.	10

Fuente: Adaptado de (Cuentas, 2009)

D. Duración del impacto (D)

Esta variable considera el tiempo que durará el efecto de la actividad del fenómeno estudiado sobre el componente ambiental analizado. La Tabla A3. Muestra la escala de valores sugeridos para calificar la variable.

Tabla A3. Escala de valoración del impacto

Duración	Plazo	Valor
Más de 10 años	Largo	10
De 5 a 10 años	Mediano	5
Menos de 5 años	Corto	1

Fuente: Adaptado de (Cuentas, 2009)

E. Magnitud del impacto ambiental (M)

Esta variable no necesita ser calificada ya que su valor es obtenido relacionando las tres variables anteriores (signo, intensidad, extensión y duración). Sin embargo cada variable no influye de la misma manera sobre el resultado final de la magnitud, cuya ecuación es la siguiente:

$$M = \pm [IW_I + EW_E + DW_D]$$

Ecuación 1 Cálculo de la Magnitud de Impacto Ambiental

Donde:

I; Intensidad

E; Extensión

D; Duración

M; Magnitud

En la Ecuación 1, W_I , W_E y W_D , son factores adimensionales que representan el peso de incidencia de la variable considerada sobre la magnitud del impacto, y cuyo valor numérico individual es inferior a 1. La suma de los tres coeficientes de peso, en conjunto, debe ser siempre igual a la unidad. La asignación de valores a los coeficientes de peso dependerá

del criterio del grupo evaluador.

Para la evaluación ambiental, se asignan los siguientes valores:

$$W_I = 0.4$$

$$W_E = 0,4$$

$$W_D = 0,2$$

F. Reversibilidad del impacto (RV)

Esta variable, considera la capacidad del sistema de retornar a las condiciones originales una vez cesada la actividad generadora del impacto. La Tabla A4 muestra la escala de valores asignados para calificar esta variable.

Tabla A4. Escala de valoración de la reversibilidad de los impactos

Categoría	Capacidad de Reversibilidad	Valor
Irreversible	Bajo o irrecuperable	10
	El impacto puede ser recuperable a muy largo plazo (>30 años) y a elevados costos	8
Parcialmente Reversible	Mediana. Impacto reversible a largo y mediano plazo	5
Reversible	Alta. Impacto reversible de forma inmediata o a corto plazo	1

Fuente: Adaptado de (Cuentas, 2009)

G. Riesgo o probabilidad del suceso (RG)

Finalmente, se valora la probabilidad de ocurrencia del impacto sobre el componente ambiental analizado. La Tabla A5 muestra la escala de valores asignados a esta variable:

Tabla A5. Escala de valoración de la probabilidad de ocurrencia del impacto

Probabilidad	Rango de Ocurrencia	Valor
Alta	Si el impacto tiene una probabilidad de ocurrencia mayor al 50%	10
Media	Si el impacto tiene una probabilidad de ocurrencia entre el 10% y el 50%	5
Baja	Si el impacto tiene una probabilidad de ocurrencia casi nula en un rango menor al 10%	1

Fuente: Adaptado de (Cuentas, 2009)

H. Valor del Impacto Ambiental (VIA)

Una vez calificadas las seis variables de la valoración ambiental, se procede a calcular el valor del Impacto ambiental (VIA). Este valor considera la relación de la magnitud (M), la reversibilidad (RV) y el riesgo (RG), mediante la Ecuación 2:

$$VIA = RV^{WRV} \times RG^{WRG} \times |M|^{WM}$$

Ecuación 2 Cálculo del Valor del Impacto Ambiental

Donde:

RV: Reversibilidad

RG: Riesgo

M: Magnitud

VIA: Valor del Impacto Ambiental

En la Ecuación 2, *WRV*, *WRG* y *WM*, también son factores adimensionales que representan el peso de incidencia de la reversibilidad, el riesgo y la magnitud respectivamente. Al igual que la ecuación de magnitud, dichos coeficientes son menores que 1 y la suma de los mismos, debe dar la unidad.

Para la evaluación ambiental, se asignan los siguientes valores:

$$WR = 0.3$$

$$WR = 0.3$$

$$WM = 0.4$$

Los cuales se pueden interpretar como que el efecto de la Reversibilidad (WRV) tiene una importancia del 30%, el Riesgo (RG) de que suceda el impacto tiene un peso de 30% y su Magnitud (M) un 40%.

Una vez obtenido el valor del impacto ambiental (VIA) de cada impacto evaluado se procesan y analizan los resultados. El procedimiento consiste en la sumatoria algebraica de las filas y las columnas respectivamente. Adicionalmente, se procede a contabilizar los impactos negativos y positivos ocasionados por el fenómeno estudiado.

I. Significatividad de los impactos ambientales evaluados

Para complementar la evaluación de impactos, se requiere de una fase de caracterización cualitativa de los impactos evaluados cuantitativamente. Esto se realiza con el fin de ayudar en la toma de decisiones respecto a las potenciales medidas de mitigación más prioritarias a ser implementadas. Para esto, se elabora la matriz de significatividad de impactos, en la que se detallan en forma cualitativa las características de los mismos. La significatividad del impacto se determina basándose en el valor del Impacto ambiental (VIA) de acuerdo a la Tabla A6.

Tabla A6. Escala de significatividad de los impactos evaluados.

VIA	Significancia del Impacto
< 2.0	Baja
2.0 – 4.0	Media
4.0 – 6.0	Alta
6.0 – 8.0	Muy Alta
>8.0	Crítico

Fuente: Adaptado de (Cuentas, 2009)