UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA DE LA SELVA

FACULTAD DE RECURSOS NATURALES RENOVABLES

MAESTRÍA EN CIENCIAS EN AGROECOLOGÍA

MENCIÓN: GESTIÓN AMBIENTAL

"OPTIMIZACIÓN DE LAS DOSIS DE ALÚMINA EN DIFERENTES VALORES DE PH Y TURBIDEZ INICIALES PARA LA REMOCIÓN DE TURBIDEZ EN EL AGUA DE CONSUMO HUMANO DE LA UNAS"

Tesis

Para optar el Grado Académico de:

MAESTRÍA EN CIENCIAS EN AGROECOLOGÍA
MENCIÓN: GESTIÓN AMBIENTAL

ALBERTO FRANCO CERNA CUEVA

Tingo María - Perú

2020

"Año de la Universalización de la Salud"

ACTA DE SUSTENTACIÓN DE TESIS
Nro. 010-2020-EPG-UNAS

En la ciudad universitaria, siendo las 1:45pm del día martes 10 de marzo del 2020, reunidos en el Aula de la Escuela de Posgrado, se instaló el Jurado Calificador a fin de proceder a la sustentación de la tesis titulada:

"OPTIMIZACIÓN DE LAS DOSIS DE ALUMINA EN DIFERENTES VALORES DE Ph Y TURBIDEZ INICIALES PARA LÑA REMOCIÓN DE TURBIDEZ EN EL AGUA DE CONSUMO HUMANO DE LA UNAS"

A cargo del candidato al Grado de Maestro en Ciencias en Agroecología, mención Gestión Ambiental, **Ing. Alberto Franco Cerna Cueva.**

Luego de la exposición y absueltas las preguntas de rigor, el Jurado Calificador procedió a emitir su fallo declarando **APROBADO** con el calificativo de **MUY BUENO**

Acto seguido, a horas 2:50pm el presidente dio por culminada la sustentación; procediéndose a la suscripción de la presente acta por parte de los miembros del jurado, quienes dejan constancia de su firma en señal de conformidad.

.....
Dr. CESAR SAMUEL LOPEZ LOPEZ
Presidente del Jurado

.....
M.Sc. FRANKLIN DIONISIO MONTALVO
Miembro del Jurado

.....
M.Sc. DAVID QUISPE JANAMPA
Miembro del Jurado

.....
Dra. TANIA E. GUERRERO VEJARANO
Asesor

UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA DE LA SELVA

ESCUELA DE POSGRADO

MAESTRÍA EN AGROECOLOGÍA

MENCIÓN: GESTIÓN AMBIENTAL

TESIS

Título:	"Optimización de las dosis de alúmina en diferentes valores de pH y turbidez iniciales para la remoción de turbidez en el agua de consumo humano en la UNAS"
Autor:	Alberto Franco Cerna Cueva
Asesor:	Dra. Tania Guerrero Vejarano
Lugar de ejecución:	Laboratorio de fitoquímica forestal – UNAS

Tingo María – Perú

2020

INDICE DE CONTENIDO

I. INTRODUCCIÓN 1

1.1. Objetivos 4

1.1.1. Objetivo principal 4

1.1.2. Objetivos específicos 4

II. MATERIALES Y MÉTODOS 4

2.1. Lugar de ejecución 4

2.1.1. Ubicación geográfica 4

2.2. Materiales y Equipos 4

2.2.1. Materiales 4

2.2.2. Equipos 4

2.2.3. Insumos 5

2.3. Metodología 5

2.3.1. Acondicionamiento los valores de turbidez y pH iniciales en la elaboración del agua preparada 5

2.3.2. Evaluación de la eficiencia de remoción de turbidez mediante el "Test de jarras" en el agua preparada 6

2.3.3. Elaboración la superficie de respuesta que relaciona la eficiencia de remoción de turbidez en función de las diferentes dosis de alúmina en diferentes valores de pH y turbidez iniciales 8

2.3.4. Elaboración las curvas de dosificación de alúmina como soporte para la gestión de la calidad del agua de consumo humano de la UNAS 8

III. REVISIÓN DE LITERATURA 10

3.1. Antecedentes de optimización de coagulación – floculación.....10

3.2. Coagulación – floculación por hidrolisis de sales de aluminio.....15

3.2.1. Tipos de coagulación.....16

3.2.2. Hidrólisis de sales de aluminio.....19

3.3. Parámetros intervinientes en la coagulación 21

3.3.1. Turbidez 21

3.3.2. Alcalinidad.....23

IV. RESULTADOS 24

4.1. Acondicionamiento los valores de turbidez y pH iniciales en la elaboración del agua preparada 24

4.1.1. Barrido de longitudes de onda para el Caolín 24

4.1.2. Construcción de la curva patrón 25

4.1.3. Relación de la turbidez con la concentración de caolín. 25

4.1.4. Análisis descriptivo de la turbidez y pH iniciales 26

4.2. Evaluación de la eficiencia de remoción de turbidez mediante el “Test de jarras” en el agua preparada para diferentes dosis de alúmina y medición de los pH finales.....26

4.3. Elaboración de la superficie de respuesta que relaciona la eficiencia de remoción de turbidez en función de las diferentes dosis de alúmina en diferentes valores de pH y turbidez iniciales. 29

4.4. Elaboración de las curvas de dosificación de alúmina como soporte para la gestión de la calidad del agua de consumo humano de la UNAS 33

V. DISCUSIÓN 35

5.1. Acondicionamiento los valores de turbidez y pH iniciales en la elaboración del agua preparada 35

5.2. Evaluación de la eficiencia de remoción de turbidez mediante el “Test de jarras” en el agua preparada para diferentes dosis de alúmina y medición de los pH finales. 36

5.3. Elaboración de la superficie de respuesta que relaciona la eficiencia de remoción de turbidez en función de las diferentes dosis de alúmina en diferentes valores de pH y turbidez iniciales. 38

5.4. Elaboración de las curvas de dosificación de alúmina como soporte para la gestión ambiental de la calidad del agua de consumo humano de la UNAS 39

VI. CONCLUSIÓN 40

VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS 42

ANEXOS 46

INDICE DE CUADROS

Cuadro Página

1. Acondicionamiento de pH, dosis de alúmina y respuesta de remoción de turbidez y solidos suspendidos totales 10
2. Diámetros y tiempos de sedimentación de partículas coloidales 15
3. Reacciones de hidrolisis de sales de aluminio y formación de compuestos de aluminio.....20
4. Turbidez y pH iniciales ajustados 26
5. Significancia estadística y estimación de los parámetros de la ecuación de superficie de respuesta para una turbidez inicial de 45.65 UNT 29
6. Combinaciones óptimas de pH final con alúmina y su eficiencia de remoción de turbidez para diferentes valores de turbidez iniciales 30
7. Significancia estadística y estimación de los parámetros de la ecuación de superficie de respuesta para una turbidez inicial de 205.99 UNT 31
8. Significancia estadística y estimación de los parámetros de la ecuación de superficie de respuesta para una turbidez inicial de 400.91 UNT 32
9. Dosificaciones óptimas de alúmina a pH inicial definido para 3 rangos de turbidez 34
10. Parámetros fisicoquímicos del agua extraída del internado “Sheraton” 34

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura Página

1. Diseño del trabajo experimental 7
2. Solidos suspendidos totales removidos (%) por la dosificación de alúmina a diferentes valores de pH iniciales.....11
3. Remoción de turbidez a diferentes concentraciones de alúmina y diferentes valores de pH inicial.....12
4. Parámetros del efluente de la planta de pulpa y papel 13
5. Eficiencia de remoción de solidos suspendidos totales a pH 7 en diferentes dosis de alúmina.....13
6. Diagramas de superficies de respuesta en 3D que muestran los efectos de las interacciones mutuas entre dos variables independientes 14
7. Mecanismos de coagulación: a) por adsorción y b) por barrido.....17
8. Proporciones (fracciones molares) de productos de hidrólisis disueltos 20
9. Barrido de longitudes de onda para el Caolín SUPELCO 104440 24
10. Curva patrón para la determinación de las concentraciones de caolín 25
11. Relación entre la turbidez y la concentración de caolín 25
12. Eficiencia de remoción de turbidez a diferentes valores de pH inicial para una turbidez inicial de 45.65 UNT.....26
13. Cambios de pH a diferentes dosis de alúmina para una turbidez inicial de 45.65 UNT.....27
14. Eficiencia de remoción de turbidez a diferentes valores de pH inicial para una turbidez inicial de 205.99 UNT.....27

15. Cambios de pH a diferentes dosis de alúmina para una turbidez inicial de 205.99 UNT.....28
16. Eficiencia de remoción de turbidez a diferentes valores de pH inicial para una turbidez inicial de 400.91 UNT.....28
17. Cambios de pH a diferentes dosis de alúmina para una turbidez inicial de 400.91 UNT.....29
18. Superficie de respuesta y contornos de máxima eficiencia de remoción para una turbidez inicial de 45.65 UNT 30
19. Superficie de respuesta y contornos de máxima eficiencia de remoción para una turbidez inicial de 205.99 UNT 31
20. Superficie de respuesta y contornos de máxima eficiencia de remoción para una turbidez inicial de 400.91 UNT 32
21. Cambios de pH en dosificaciones de alúmina para diferentes valores de pH inicial 33

RESUMEN

Esta investigación tuvo como objetivo optimizar las dosis de alúmina que permite la mayor eficiencia de remoción en aguas de consumo humano de la UNAS. Para ello se utilizó agua preparada Caolínica que representaron la turbidez del agua natural, también se ajustó el pH inicial de las muestras para evaluar el pH en el que ocurre las mejores eficiencias de remoción. Se construyó una curva patrón para determinar las concentraciones de caolín y posteriormente se relacionó el caolín con la turbidez en un polinomio de grado 3, teniendo los coeficientes de correlación R^2 de 0.996 y 0.999 respectivamente. Los valores de turbidez iniciales fueron de 50, 200 y 400 UNT, los cuales se acondicionaron a pH 8, 9 y 10 y la dosificación de alúmina fue de 3, 6, 9, 12 y 15 mL de una solución madre de 8000 ppm. Los resultados obtenidos muestran que las mejores eficiencias de remoción ocurren en dosificación de 3 a 9 mL dependiendo de los valores de pH inicial, por otra parte, se observó que el pH baja con la adición de alúmina y que las mayores eficiencias de remoción ocurrieron cuando el pH final se encontraba entre 5 y 7.22. Con respecto a la superficie de respuesta, esta se construyó para cada valor de turbidez inicial (50, 200 y 400 UNT) encontrando que el polinomio de grado 3 para la dosificación de alúmina y de grado 2 para el pH final se obtienen buenos ajuste (0.9727, 0.9921 y 0.9834). Mediante la superficie de respuesta se encontró que los valores óptimos para la remoción de turbidez para 45.65, 205.99 y 400.91 UNT iniciales, suceden con dosificaciones de, 58.45, 81.72 y 112.79 ppm de alúmina y una eficiencia de remoción de 98.16, 96.94 y 96.32%. Luego se elaboraron rangos de dosificación de alúmina para diferentes valores de turbidez iniciales del agua

para consumo humano de la UNAS; para turbidez iniciales 205.9 < T < 400.91, 45.66 < T < 205.9 y 0 < T < 45.6, se debe acondicionar el pH inicial en 10, 9.6 y 9.2 y dosificar alúmina en 100, 80 y 60 ppm ± 10. Finalmente se extrajo una muestra de agua de consumo humano de la UNAS con una turbidez inicial de 248.6, se realizó la dosificación del rango propuesto anteriormente y se encontró después de un tiempo de reposo de 30 minutos, una eficiencia del 98.92%.

Palabras clave: Coagulación, alúmina, superficie de respuesta, pH, agua caolínica

I. INTRODUCCIÓN

Según ANCAJIMA, (2014) el Perú, con 77.600 m^3/hab. al año, tiene la mayor disponibilidad per cápita de agua dulce renovable en América Latina, esto no siempre se ve reflejado en su disponibilidad de agua de calidad para consumo humano.

Alrededor del 22.7% de la población peruana o poco más de 7 millones de habitantes consume agua no potable, con los riesgos que ello implica. Son 2.5 millones en zonas urbanas y 4.8 millones en zonas rurales que consumen agua no potable proveniente de la red pública (INEI, 2018)

Uno de los tratamientos convencionales de agua, es el de coagulación – floculación, que consiste en la separación de partículas coloidales por medio de la adición de alúmina, sin embargo, existen problemas asociados al uso de este coagulante ya que su mal manejo puede causar ineficiencia en la remocións y su uso excesivo puede significar elevadas concentraciones de aluminio residual, lo cual se sabe, es un problema para la salud.

Los procesos convencionales de tratamiento de agua potable consisten principalmente en coagulación, sedimentación y filtración por gravedad, en donde se utilizan compuestos o polímeros a base de aluminio (Al)

como alúmina, cloruro de aluminio, PAC, etc.; estos son ampliamente utilizados como coagulantes en el tratamiento de agua potable para mejorar la eliminación de partículas, coloides y sustancias disueltas a través del proceso de coagulación, pero aunque son eficaces para eliminar la turbidez y los materiales orgánicos disueltos, los coagulantes a base de Al, especialmente el alumbre, pueden dar lugar a concentraciones elevadas de Al en el agua tratada (YANG *et al*., 2010). La presencia de Al en el agua tratada como precipitado en el sistema de distribución se ha considerado durante muchos años como un aspecto indeseable de la práctica del tratamiento y se ha asociado con varios problemas de salud como la osteodistrofia, demencia de diálisis y Alzheimer (ANASTASAKIS *et al*., 2009). Desde el punto de vista del rendimiento de la planta de tratamiento, las altas concentraciones de Al disuelto residual indican una dosificación incorrecta del coagulante y se ha demostrado que cuanto menor sea la eficiencia de remoción de turbidez, el Al residual es mayor, por lo que elevadas concentraciones de Al indican ineficiencia (YANG *et al*., 2010). Por otra parte, la desinfección de los abastecimientos públicos de agua usualmente se lleva a cabo mediante cloro, ozono y dióxido de cloro. Para que la desinfección sea efectiva, debe haber contacto entre el agente desinfectante y los organismos que se tienen que destruir. En las aguas turbias, la mayoría de los organismos nocivos están expuestos a la acción del desinfectante. Sin embargo, en los casos en que la turbiedad es causada por los sólidos de las aguas residuales municipales, muchos de los organismos patógenos pueden estar encapsulados en partículas y protegidos contra el desinfectante. En tal sentido, existe una relación directa entre la presencia de microrganismos y turbidez en el agua

(SAWYER *et al*., 2001); en el Perú, la calidad del agua potable se regula mediante el Reglamento de la Calidad del Agua para Consumo Humano, promulgado por el Ministerio de Salud-MINSA y aprobado mediante Decreto Supremo N° 031-2010-SA establece que, para clorar agua para consumo, se requiere que la turbidez sea menor a 5 UNT.

La eficiencia de la coagulación química en el tratamiento de aguas, depende de la formación de flóculos de hidróxido de aluminio $Al(OH)_3$ y de la concentración de coloides. La formación de $Al(OH)_3$ depende principalmente de la alcalinidad del agua (que puede ser representada por el pH) y de las dosis de coagulante. Este estudio pretende encontrar dosis optimas de alúmina que alcancen la mayor eficiencia de remoción de turbidez para determinados valores de pH y turbidez iniciales en el agua de consumo humano de la UNAS, por lo expuesto anteriormente se plantea la siguiente interrogante: ¿Cuáles serán las dosis óptimas de alúmina en diferentes valores de pH y turbidez iniciales para la remoción de turbidez en el agua de consumo humano en la UNAS?

A partir de la pregunta anterior se plantea la hipótesis de forma general:

Hipótesis

Las dosis óptimas de alúmina para la remoción de turbidez en el agua de consumo humano de la UNAS difieren para cada valor de pH y turbidez iniciales.

La minimización del coagulante significa también la minimización de costos de adquisición de este insumo, minimización de los riesgos a la salud por

el aluminio residual y minimización de riesgos de toxicidad al ambiente por vertimiento de lodos de baja biodegradabilidad. Por otra parte, este estudio brindará información técnica para operadores de planta. Esta información técnica serán las curvas de eficiencia de remoción para dosis óptimas de coagulante en diferentes valores de pH y turbidez iniciales.

1.1. Objetivos

1.1.1. Objetivo principal

Optimizar las dosis de alúmina en diferentes valores de pH y turbidez iniciales para la mayor eficiencia de remoción en aguas de baja turbiedad

1.1.2. Objetivos específicos

- Realizar el acondicionamiento de los valores de turbidez y pH iniciales en la elaboración del agua preparada
- Evaluar la eficiencia de remoción de turbidez mediante el “Test de jarras” en el agua preparada para diferentes dosis de alúmina y medición de los pH finales.
- Elaborar la superficie de respuesta que relaciona la eficiencia de remoción de turbidez en el agua de consumo humano de la UNAS en función de las diferentes dosis de alúmina en diferentes valores de pH y turbidez iniciales
- Elaborar las curvas de dosificación de alúmina como soporte para la gestión de la calidad del agua de consumo humano de la UNAS

II. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Lugar de ejecución

2.1.1. Ubicación geográfica

La Presente investigación se realizó en la Universidad Nacional Agraria de la Selva, en el laboratorio de Fitoquímica Forestal.

2.2. Materiales y Equipos

2.2.1. Materiales

- Vasos de plástico de 1L
- Varilla de vidrio
- Vasos precipitados de 250 y 500 mL
- Cubetas de cuarzo
- Probetas de 1L.

2.2.2. Equipos

- Espectrofotómetro UV Thermo Orion AquaMate 7000
- Turbidímetro HACH 2100Q
- pH – metro EXTECH 407228
- Conductímetro (ECmeter CE – 6WT),
- Medidor de solidos disueltos totales (TDSmeter CE – 4PI)
- Balanza analítica
- Test de jarras

2.2.3. Insumos

- Caolín SUPELCO 104440
- Sulfato de aluminio Tipo A
- Ácido sulfúrico comercial
- Hidróxido de sodio comercial
- Agua destilada

2.3. Metodología

2.3.1. Acondicionamiento los valores de turbidez y pH iniciales en la elaboración del agua preparada

1) Acondicionamiento de los pH iniciales

Los valores de pH iniciales se ajustaron con soluciones de hidróxido de sodio y ácido sulfúrico, para aumentar el pH se utilizó la solución de hidróxido de sodio y para bajar se utilizó la solución de ácido sulfúrico.

2) Acondicionamiento de la Turbidez inicial

- **Preparación de la solución madre**

El agente responsable de causar la turbidez fue el caolín, cuya solución madre se preparó siguiendo el trabajo de ZAKARIA *et al*., (2018): Se añadió 1,0 g de polvo de caolín a un vaso precipitado de vidrio de 1000 mL y se aforó con agua destilada, finalmente se mezcló a 300 rpm por un periodo de 20 minutos.

- **Barrido de longitud de onda**

Siguiendo el estudio de YANG *et al*., (2010), se hizo el barrido a 20 ppm de caolín (concentración que el autor citado utilizó para la construcción de su curva patrón).

- **Curva patrón**

Una vez determinada la máxima longitud de onda, se procedió a construir la curva patrón a diferentes concentraciones de caolín, las concentraciones van desde 0 a 100 ppm, para obtener la relación entre la absorbancia y la concentración de caolín.

- **Relación entre la turbidez, la absorbancia y la concentración de caolín**

Posteriormente se procedió a medir la turbidez generada por las diferentes concentraciones de caolín y se procedió a relacionar la absorbancia, concentración y turbidez.

2.3.2. Evaluación de la eficiencia de remoción de turbidez mediante el "Test de jarras" en el agua preparada.

El proceso del experimento se muestra en la Figura 2. El experimento tuvo 3 repeticiones y para cada dosis se midió la absorbancia a 224 nm para determinar la concentración final de caolín y la turbidez final, también se midió el pH final. Para las concentraciones de caolín que superaron los 100 ppm se diluyó hasta llevarlo a 50 ppm que es un valor medio de concentración en la curva estándar.

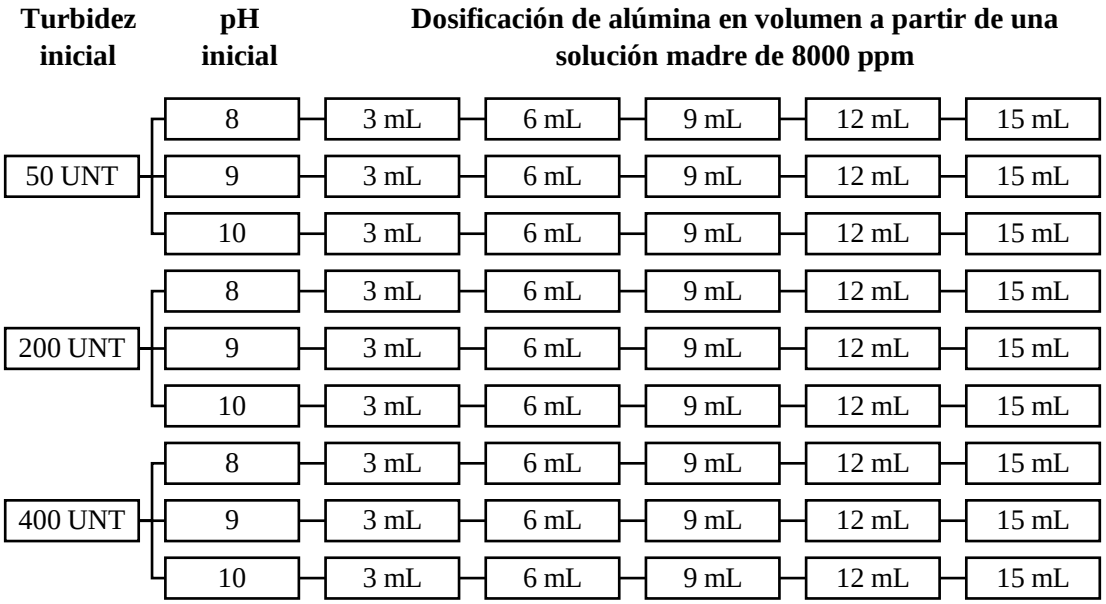


Figura 1. Diseño del trabajo experimental

Para las mezclas en la prueba de jarras se siguió el trabajo de IRFAN, *et al*., (2017), el cual utilizó una velocidad de mezcla de 150 rpm a un minuto para la coagulación y 50 rpm a dos minutos para la floculación, posteriormente se dejó reposar la muestra por un periodo de media hora.

La eficiencia de remoción de turbidez se calculó de la siguiente manera:

$$E(\%) = \left[\frac{T_0 - T_F}{T_0}\right] \times 100\% \qquad \text{Ecuación (1)}$$

2.3.3. Elaboración la superficie de respuesta que relaciona la eficiencia de remoción de turbidez en función de las diferentes dosis de alúmina en diferentes valores de pH y turbidez iniciales

La superficie de respuesta es un método que permite conocer valores óptimos en un grupo de factores con varios niveles; este, se diferencia de los diseños factoriales debido a que se consideran interacciones de orden superior a 1, por otra parte, este método no sólo evalúa al “tratamiento ganador”, sino que es capaz de predecir valores máximos o mínimos en puntos intermedios (FERREIRA *et al*., 2007)

Generalmente se utiliza ecuaciones polinómicas en el rango de valores estudiados. Para este estudio se trabajó con los variables de la Figura 2.

Para el análisis de superficie de respuesta se utilizará el software Matlab 2018 y Minitab 19.

La norma técnica peruana establece que la turbidez para aguas de consumo humano debe estar por debajo de las 5 UNT por lo tanto la eficiencia mínima requerida (EMR) se puede calcular de la siguiente manera:

$$\mathrm{EMR}(\%) = \left[1 - \frac{5\ \mathrm{UNT}}{\mathrm{T_0}}\right] \times 100\% \qquad \text{Ecuación (2)}$$

2.3.4. Elaboración las curvas de dosificación de alúmina como soporte para la gestión de la calidad del agua de consumo humano de la UNAS

Una vez encontrados los valores óptimos y evaluados los cambios de pH final, se construirán las curvas de cambio de pH en función a la dosificación de alúmina de manera que se pueda encontrar los rangos de

dosificación en el cual el pH final se encuentre en el rango operativo según la Figura 8. A partir de los valores de pH inicial ajustados, las dosis de alúmina añadidas y los valores de pH final observados, se construyó una relación a partir de la siguiente ecuación:

$$\frac{\partial \mathrm{pH}}{\partial \mathrm{Al}} = \mathrm{k} \times (14 - \mathrm{pH})^7 \times (\mathrm{pH} - \mathrm{pH_e})^3 \qquad \text{Ecuación (3)}$$

Posteriormente se propondrá niveles de dosificación y acondicionamiento de pH para 3 rangos de turbidez inicial

Finalmente se tomará una muestra de agua de la UNAS a la cual, a partir de la turbidez inicial, se le ajustará el pH y se le adicionará la dosis de alúmina.

III. REVISIÓN DE LITERATURA

3.1. Antecedentes de optimización de coagulación – floculación

En el estudio de EHTESHAMI, *et al.*, (2016) se optimizó las dosis de alúmina para la remoción de turbidez y solidos suspendidos mediante la metodología de superficie de respuesta RSM; el agua a tratar es proveniente de la industria extractora de rocas cuyas características fisicoquímicas son las siguientes: ST 13.48 g/L, SST 3.51 g/L, STD 9.97 g/L, turbidez de 1275 NTU y pH de 7.27. Para la elaboración de la superficie de respuesta se trabajaron con 4 pH's iniciales que se ajustaron con soluciones de 1M de H_2SO_4 y NaOH para bajar y subir el pH respectivamente; también se utilizaron 4 dosis de alúmina, los detalles se muestran en el Cuadro 1.

Cuadro 1. Acondicionamiento de pH, dosis de alúmina y respuesta de remoción de turbidez y solidos suspendidos totales

Prueba	pH	Dosis (g/l)	pH Final	Turbidez (NTU)	SST (%)
1	10(+1)	1(+1)	7.47	38	77.419
2	10(+1)	0.3(-1)	8.14	45	57.738
3	7(–1)	1(+1)	6.16	46	52
4	7(–1)	0.3(–1)	6.33	47	54.902
5	10.62(+1.414)	0.65(0)	7.5	18.3	83.128
6	6.38(–1.414)	0.65(0)	6.61	36	53.571
7	8.5(0)	1.141(+1.414)	6.2	36	64.516
8	8.5(0)	0.156(–1.414)	7.36	59	51.064
9	8.5(0)	0.65(0)	7.27	42	65.322
10	8.5(0)	0.65(0)	7.27	43	68.182
11	8.5(0)	0.65(0)	7.01	53	67.213

FUENTE: (EHTESHAMI, *et al*., 2016)

Los resultados muestran que la mayor eficiencia de remoción de SST y turbidez usando coagulante alúmina sucede a pH 10.62 y una dosis de 1.092 (g/L) de alúmina con una tasa de eliminación del 87% de SST y turbidez residual de 18 NTU.

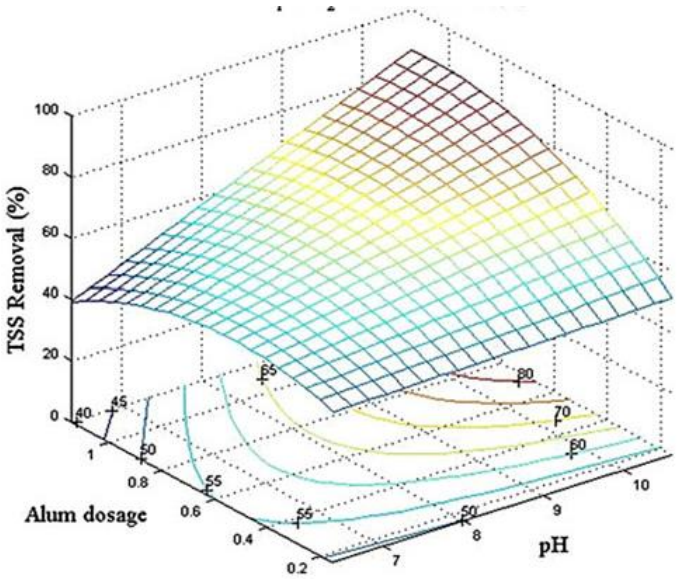


Figura 2. Solidos suspendidos totales removidos (%) por la dosificación de alúmina a diferentes valores de pH iniciales

FUENTE: (EHTESHAMI, *et al*., 2016)

En el estudio de MALIK, (2018) se evaluó la eficiencia de 5 agentes coagulantes, entre ellos a la alúmina, para ello se trabajó con agua turbia de 250 UNT y pH de 7 a 7.3. La coagulación se realizó con la prueba de jarras a diferentes dosis de coagulante y a diferentes valores de pH. Se utilizaron 0,1 N de HCl y 0,1 N de NaOH para ajustar el pH del agua de la muestra. Al añadir el coagulante, la velocidad de agitación se mantuvo a 100 rpm durante 2 min. y luego a una velocidad de agitación lenta de 40 rpm durante 10 min, posteriormente se dejó a los vasos precipitados por un periodo de 30 minutos para la sedimentación y finalmente se hicieron las mediciones de turbidez, pH y

sólidos totales disueltos. Los resultados muestran que la mayor eficiencia de remoción para la alúmina sucede a un pH inicial de 7 y una dosis de coagulante de 0.5 g/L con una turbidez residual de 10.12 UNT

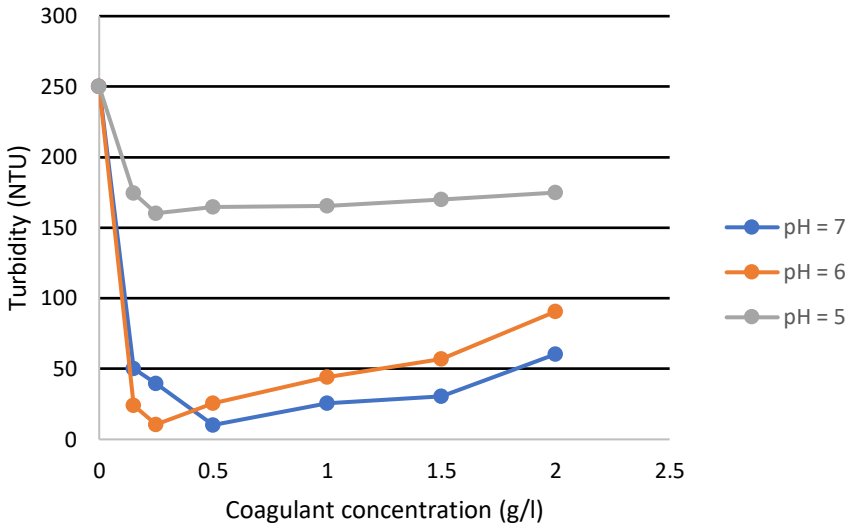


Figura 3. Remoción de turbidez a diferentes concentraciones de alúmina y diferentes valores de pH inicial

FUENTE: (MALIK, 2018)

Otro estudio que se puede mencionar es el de IRFAN, *et al*., (2017) en el que se utilizaron diferentes coagulantes en el tratamiento del agua residual proveniente de las fábricas de pulpa y papel. Durante la presente investigación, se tomaron 200 ml de la muestra del efluente en un vaso de vidrio. Inicialmente el pH y la temperatura del efluente fueron medidos usando un medidor digital de pH (JENCO 6173). El pH fue ajustado en diferentes pruebas usando ácido sulfúrico e hidróxido de sodio. Se añadió una cantidad conocida de cada coagulante al efluente para comprobar su rendimiento. Se realizó una mezcla rápida durante un minuto con un agitador a 150 rpm y después se mezcló

lentamente durante dos minutos a 50 rpm. La muestra del efluente se dejó reposar durante 30 minutos para la sedimentación.

Sr. #	Parameters	Results
1	pH	6.73
2	Chemical oxygen demand (COD)	28270 mg/l
3	Total suspended solids (TSS)	11455 mg/l
4	Color	Dark brown/1640 pt-co/hazen

Figura 4. Parámetros del efluente de la planta de pulpa y papel

FUENTE: (IRFAN, *et al*., 2017)

Los resultados indican que la mayor eficiencia de remoción ocurre a pH inicial de 7 a una dosis de 1.2 g/L para la alúmina

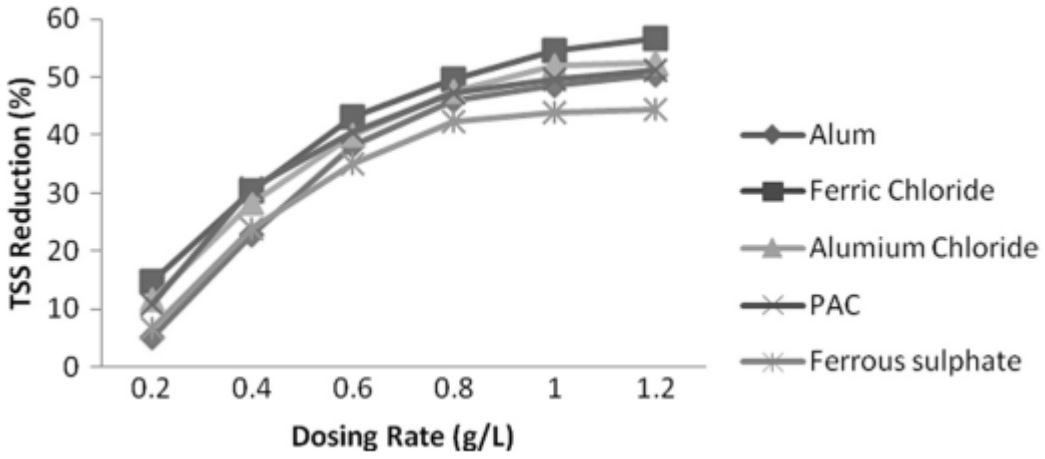


Figura 5. Eficiencia de remoción de solidos suspendidos totales a pH 7 en diferentes dosis de alúmina

FUENTE: (IRFAN, *et al*., 2017)

En el estudio realizado por FOROUGHI, *et al.*, (2018) se trabajó con la metodología de superficie de respuesta para determinar las dosis óptimas de alúmina en diferentes valores de pH inicial (5.5, 6.75 y 8.0), turbidez inicial de caolín (10, 35 y 60 UNT), ácido húmico (0, 10 y 20 ppm) y dosis de alúmina de

tipo B (5, 12.5 y 20 mg/L). Para acondicionar el pH se utilizó 3N de NaOH y 3N de H_2SO_4.

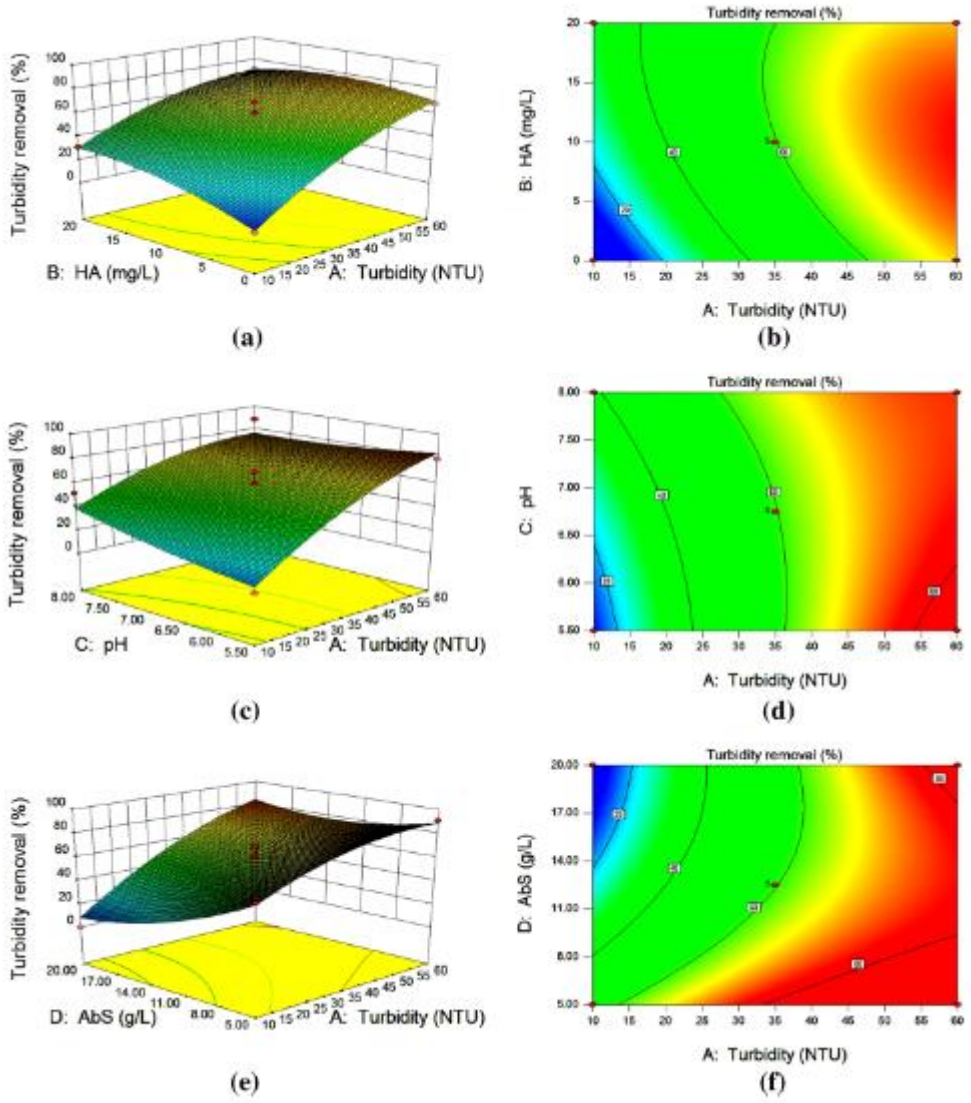


Figura 6. Diagramas de superficies de respuesta en 3D que muestran los efectos de las interacciones mutuas entre dos variables independientes

FUENTE: (FOROUGHI, *et al.*, 2018)

La turbidez se simuló con polvo de caolín, para ello, se secaron 10 g del polvo de caolín a 105 °C durante 3 h y se desecaron durante 0,5 h. Después se añadieron 50 mL de agua desionizada al polvo de caolín y se mantuvo la suspensión a la temperatura de laboratorio durante 24 h, la suspensión

homogeneizada se agitó intensamente con un mezclador eléctrico de laboratorio durante 20 min después de que su volumen alcanzara 1 L, y se dejó reposar durante otras 4 h. Finalmente, 1 L del sobrenadante fue retirado como solución madre de la turbidez. Para la prueba de jarras, se consideraron las condiciones de tratamiento de la siguiente manera: 2 min. para proceso de coagulación a 100 rpm, 30 minutos para floculación a 20 rpm, y 30 minutos para sedimentación. Los resultados obtenidos muestran que la mejor eficiencia de remoción sucede para una turbidez inicial = 59.65 NTU, pH final de 6.16, dosis de alúmina = 19.71 g/L, y concentración de ácido húmico 12.28 mg/L y en las condiciones óptimas, el porcentaje de eliminación de turbidez se obtuvo como 94.81 (± 1.01) %.

3.2. Coagulación – floculación por hidrolisis de sales de aluminio

Los procesos de coagulación-floculación tienen como misión la de sustraer del agua las sustancias coloidales cuya extraordinaria estabilidad (basada en su repulsión electrostática, al poseer cargas eléctricas de superficie de igual signo) hace que no puedan ser eliminadas por decantación simple ya que esto supondría tiempos de tratamiento realmente inviables (MARÍN, 2013).

Cuadro 2. Diámetros y tiempos de sedimentación de partículas coloidales

Diámetro en micras	Tipo partícula	Tiempo
<10	Arcillas	2 horas
10 a 1	Bacterias	8 días
1 a 0,1	Coloides gruesos	2 años
0,1 a 0,001	Coloides finos	20 años

FUENTE: MARIN (2013)

3.2.1. Tipos de coagulación

Coagulación por adsorción o neutralizacion de cargas

El mecanismo de la coagulacion por asorción sucede por la neutralizacion de las cargas negativas de las partículas coloidales (AMIRTHARAJAH y MILLS, 1982). El modelo de Neutralización de la Carga de Precipitación (PCN), explica la coagulacion por hidrolisis de sales metalicas de la siguiente manera (DUAN y GREGORY, 2003):

- La desestabilización comienza tras la adición de una dosis de coagulante que supera el límite de solubilidad operativa del hidróxido de aluminio
- Las especies de hidróxido de aluminio se depositan en superficies coloidales
- Bajo condiciones típicas, el hidróxido metálico tiene carga positiva, mientras que las partículas coloidales originales tienen carga negativa. Por lo tanto, el proceso de deposición puede dar lugar a la neutralización de la carga o a la inversión de la carga de las partículas coloidales a ciertas dosis.

Por lo general, la neutralización de la carga con sales de aluminio se produce a concentraciones de metal bastante bajas, normalmente unos pocoss μM con un pH neutro (DUAN y GREGORY, 2003)

Coagulación por barrido

La coagulación por barrido el mecanismo es el arrastre de los coloides por medio de las moleculas de hidroxido de aluminio (AMIRTHARAJAH y MILLS, 1982)

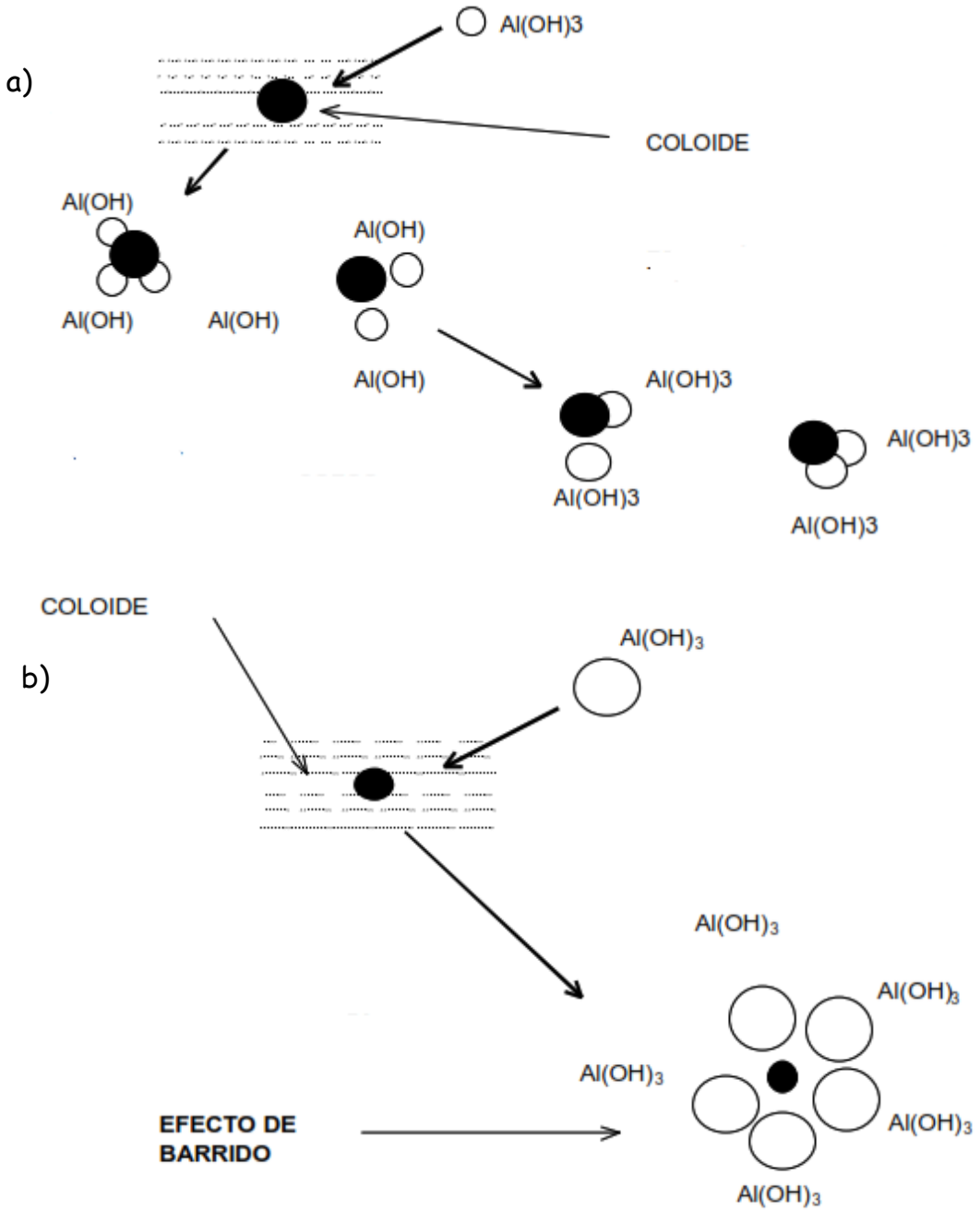


Figura 7. Mecanismos de coagulación: a) por adsorción y b) por barrido

FUENTE: (DUAN y GREGORY, 2003)

Hace tiempo que se ha reconocido que, en muchos casos, la eliminación óptima de las partículas del agua se logra en condiciones de precipitación rápida y extensa de hidróxido. En el caso de los coagulantes de aluminio, los valores óptimos de pH son aproximadamente 7, cercanos a la

solubilidad mínima (ver Figura 8.) pero lo suficientemente cercanos a al punto isoeléctrico para dar una agregación bastante rápida de las partículas del precipitado coloidal. Aunque los detalles no se entienden del todo, parece claro que las partículas de impureza están enredadas en un creciente precipitado de hidróxido y se eliminan eficazmente de la suspensión. Este proceso se conoce como "floculación de barrido" porque las partículas son "barridas" del agua por un precipitado de hidróxido amorfo (DUAN y GREGORY, 2003)

La floculación de barrido generalmente mejora considerablemente la eliminación de partículas que cuando las partículas se desestabilizan sólo con la neutralización de la carga. Al menos parte de la razón es la gran mejora de la tasa de agregación, debido al aumento de la concentración de sólidos. Los precipitados de hidróxido tienden a tener una estructura bastante abierta, de modo que incluso una masa pequeña puede dar una gran concentración de volumen efectivo y, por lo tanto, una alta probabilidad de capturar otras partículas. También es posible que la unión ("puenteada") de partículas por hidróxido precipitado pueda dar como resultado agregados más fuertes. El aumento de la dosis de coagulante en la región de barrido proporciona volúmenes de sedimento cada vez mayores, pero, más allá de la dosis óptima operativa, hay poca mejora en la eliminación de partículas (DUAN y GREGORY, 2003)

Los diferentes mecanismos descritos anteriormente han llevado a la definición de cuatro zonas de dosificación del coagulante, con las siguientes consecuencias para las partículas con carga negativa:

Zona 1: Dosis muy baja de coagulante; las partículas siguen siendo negativas y, por lo tanto, estables.

Zona 2: Dosis suficiente para neutralizar la carga y, por lo tanto, la coagulación.

Zona 3: Neutralización y reestabilización de la carga con dosis más altas.

Zona 4: Dosificación aún más alta que proporciona precipitado de hidróxido y floculación de barrido.

3.2.2. Hidrólisis de sales de aluminio

Todos los cationes metálicos se hidratan hasta cierto punto en agua y cuando se hidratan suceden una serie de reacciones, la cuales se muestran a continuación: $\mathrm{Me^{3+}} \rightarrow \mathrm{Me(OH)^{2+}} \rightarrow \mathrm{Me(OH)_2^{+}} \rightarrow \mathrm{Me(OH)_3} \rightarrow \mathrm{Me(OH)_4^{-}}$

Se trata de un esquema excesivamente simplificado, ya que se sabe que pueden formarse productos de hidrólisis dimérica, trimérica y polinuclear de Al. Sin embargo, a menudo se pueden ignorar, especialmente en soluciones diluidas, y es posible que no afecten mucho a la especiación general del metal. El esquema de hidrólisis anterior procederá de izquierda a derecha a medida que aumente el pH, dando primero la especie catiónica cargada doble y singularmente y luego el hidróxido metálico no cargado, $\mathrm{Me(OH)_3}$. (DUAN y GREGORY, 2003)

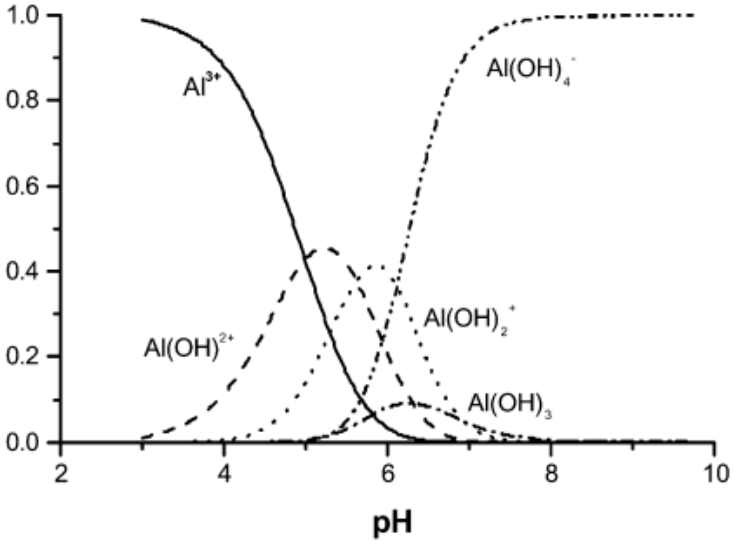


Figura 8. Proporciones (fracciones molares) de productos de hidrólisis disueltos
FUENTE: (DUAN y GREGORY, 2003)

La alcalinidad y el pH del agua juegan un papel importante en la formación de los hidróxidos de aluminio, el intervalo óptimo de pH para la formación de flóculos de hidróxidos de aluminio va desde 4.8 a 7.8 y si la alcalinidad no es suficiente se la puede corregir añadiendo cal (KIELY, 1999). Al^{+3}

Cuadro 3. Reacciones de hidrolisis de sales de aluminio y formación de compuestos de aluminio

Reacciones	Constantes de Equilibrio	
$Al^{+3} + H_2O \xrightarrow{K_1} Al(OH)_1^{+2} + H$	pK_1	4.95
$Al^{+3} + 2H_2O \xrightarrow{K_2} Al(OH)_2^{+} + 2H$	pK_2	5.60
$Al^{+3} + 3H_2O \xrightarrow{K_3} Al(OH)_3^{0} + 3H$	pK_3	6.70
$Al^{+3} + 4H_2O \xrightarrow{K_4} Al(OH)_4^{-} + 4H$	pK_4	5.60

FUENTE: (DUAN y GREGORY, 2003)

3.3. Parámetros intervinientes en la coagulación

3.3.1. Turbidez

La turbidez del agua es producida por materias en suspensión, como arcilla, cieno o materias orgánicas e inorgánicas finamente divididas, compuestos orgánicos solubles coloreados, plancton y otros microorganismos. La turbidez es una expresión de la propiedad óptica que origina que la luz se disperse y absorba en vez de transmitirse en línea recta a través de la muestra. (APHA, AWWA, WPCF, 1992).

- **Significado ambiental**

La turbiedad es una consideración esencial en los abastecimientos públicos de agua, por tres razones importantes.

- **Estéticas**

Los consumidores del agua de los abastecimientos públicos esperan y tienen derecho a exigir agua libre de turbiedad. La gente común es consciente de que las aguas residuales son altamente turbias. Cualquier turbiedad en el agua potable está automáticamente relacionada con la posible contaminación por aguas residuales y con los peligros para la salud asociados con ella. Este temor tiene un sólido fundamento histórico, puesto que cualquiera que esté familiarizado con el tema sabe que las epidemias propagadas por el agua se deben a la contaminación anterior en la industria de empresas que procesan el agua (SAWYER *et al.* 2001)

- **Filtrabilidad**

La filtración del agua se hace más difícil y costosa cuando la turbiedad aumenta. El uso de los filtros lentos de arena se ha vuelto poco práctico

en la mayoría de las áreas debido a que la alta turbiedad disminuye el flujo del filtro y aumenta los costos de limpieza. El funcionamiento satisfactorio de los filtros rápidos de arena generalmente depende de la remoción efectiva de la turbiedad, producida por coagulación química antes de que el agua entre a los filtros. La omisión de este paso puede resultar en carreras cortas del filtro y producción de un agua de inferior calidad, a menos que se usen filtros con construcción y operación especiales (SAWYER *et al.* 2001)

- **Desinfección**

La desinfección de los abastecimientos públicos de agua usualmente se lleva a cabo mediante cloro, ozono y dióxido de cloro. Para que la desinfección sea efectiva, debe haber contacto entre el agente desinfectante y los organismos que se tienen que destruir. En las aguas turbias, la mayoría de los organismos nocivos están expuestos a la acción del desinfectante. Sin embargo, en los casos en que la turbiedad es causada por los sólidos de las aguas residuales municipales, muchos de los organismos patógenos pueden estar encapsulados en partículas y protegidos contra el desinfectante. En tal sentido, existe una relación directa entre la presencia de microrganismos y turbidez en el agua (SAWYER *et al.*, 2001).

En el Perú, la calidad del agua potable se regula mediante el Reglamento de la Calidad del Agua para Consumo Humano, promulgado por el Ministerio de Salud-MINSA y aprobado mediante Decreto Supremo N° 031-2010-SA. Este reglamento establece, en caso se aplique la desinfección por cloración, que el agua potable no deberán tener una turbidez mayor a 5 UNT (COOPERACIÓN ALEMANA, 2017)

3.3.2. Alcalinidad

Es la capacidad del agua para aceptar los iones H+, es una medida de la capacidad neutralizadora acida (CNA) y se describe generalmente como la capacidad amortiguadora. De igual forma la “acidez” es una medida de la capacidad neutralizadora de una base (CNB). La alcalinidad y la acidez son los factores de capacidad de un agua. La alcalinidad en aguas naturales generalmente está determinada por el sistema carbonato (KIELY, 1999).

$$\mathbf{Alcalinidad} = [\mathbf{OH^-}] + \mathbf{2}[\mathbf{CO_3^{2-}}] + [\mathbf{HCO_3^-}] - [\mathbf{H^+}]$$

IV. RESULTADOS

4.1. Acondicionamiento los valores de turbidez y pH iniciales en la elaboración del agua preparada

4.1.1. Barrido de longitudes de onda para el Caolín

El barrido se realizó en el espectrofotómetro UV para longitudes de onda desde 200 a 750 nm una concentración de 40 ppm de caolín, encontrando que la máxima absorción ocurre a 224 nm.

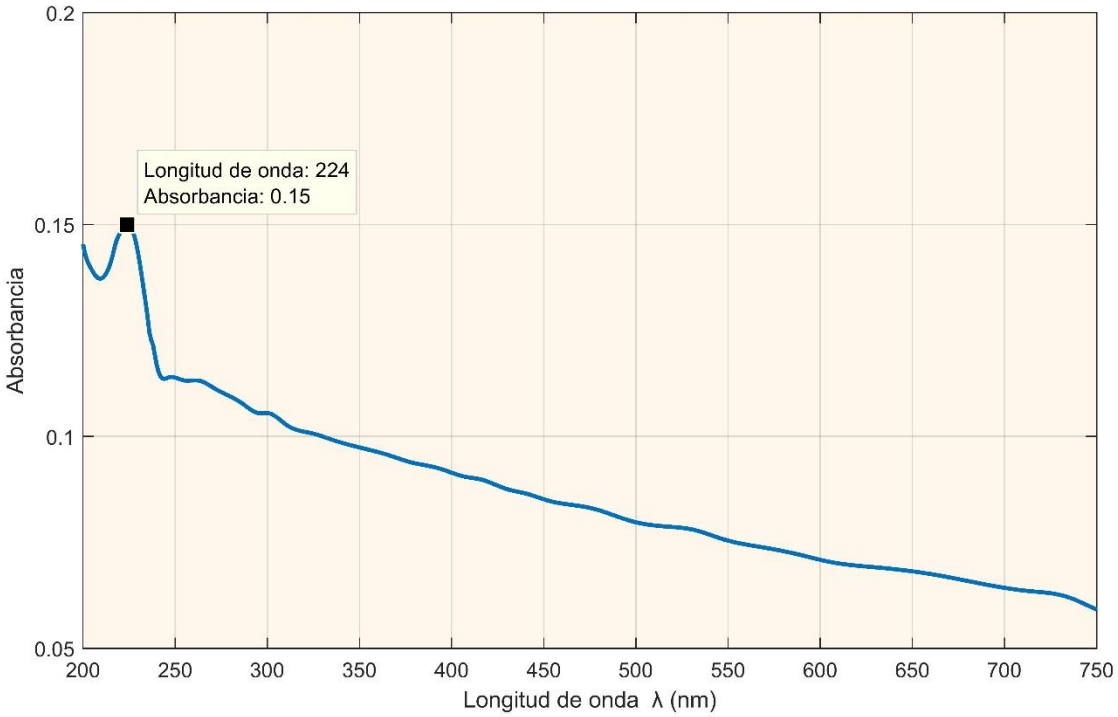


Figura 9. Barrido de longitudes de onda para el Caolín SUPELCO 104440

4.1.2. Construcción de la curva patrón

Se construyó la curva patrón para una longitud de onda de 224 nm

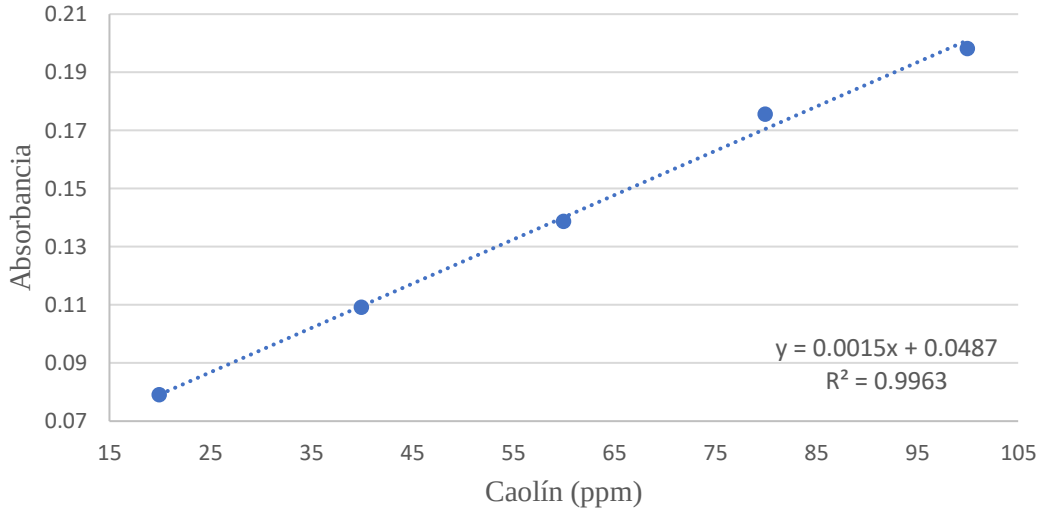


Figura 10. Curva patrón para la determinación de las concentraciones de caolín

4.1.3. Relación de la turbidez con la concentración de caolín.

Se procedió a medir la turbidez en concentraciones desde 0 a 700 ppm de caolín y se determinó la relación entre la turbidez y el caolín.

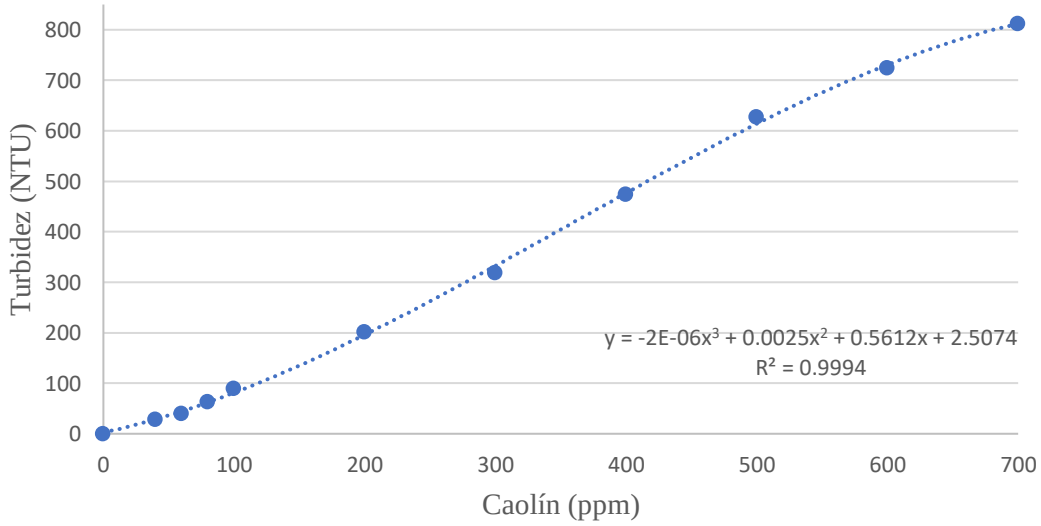


Figura 11. Relación entre la turbidez y la concentración de caolín

4.1.4. Análisis descriptivo de la turbidez y pH iniciales

Cuadro 4. Turbidez y pH iniciales ajustados

Parámetro	Valor deseado	Media	D.E.
pH	8	8.05	0.12
	9	9	0.17
	10	9.98	0.15
Turbidez	50	45.65	0.13
	200	205.99	0.11
	400	400.91	0.08

4.2. Evaluación de la eficiencia de remoción de turbidez mediante el "Test de jarras" en el agua preparada para diferentes dosis de alúmina y medición de los pH finales.

A continuación, se muestran las eficiencias de remoción de turbidez alcanzadas para diferentes valores de turbidez y pH iniciales.

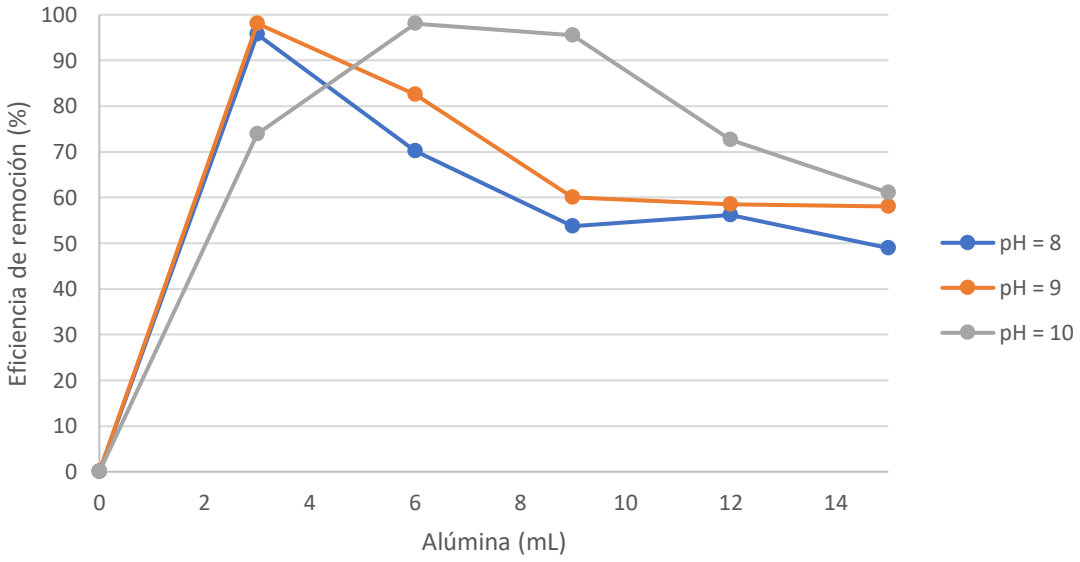


Figura 12. Eficiencia de remoción de turbidez a diferentes valores de pH inicial para una turbidez inicial de 45.65 UNT

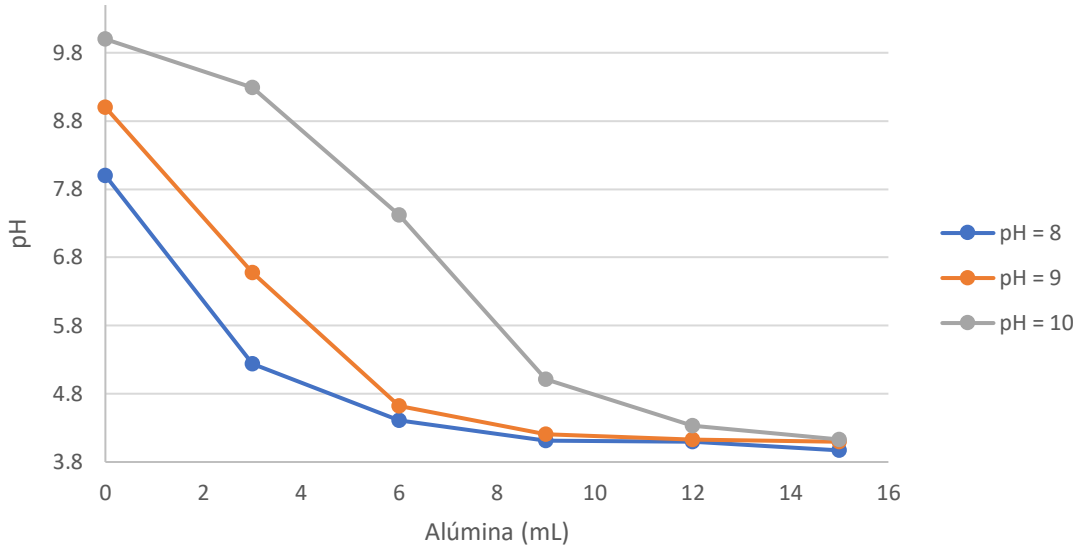


Figura 13. Cambios de pH a diferentes dosis de alúmina para una turbidez inicial de 45.65 UNT

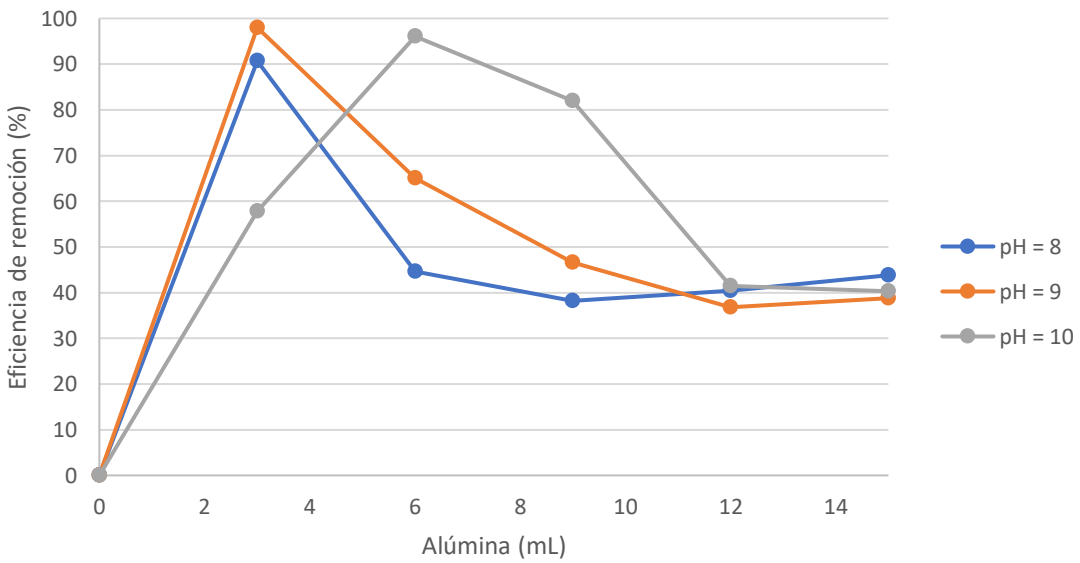


Figura 14. Eficiencia de remoción de turbidez a diferentes valores de pH inicial para una turbidez inicial de 205.99 UNT

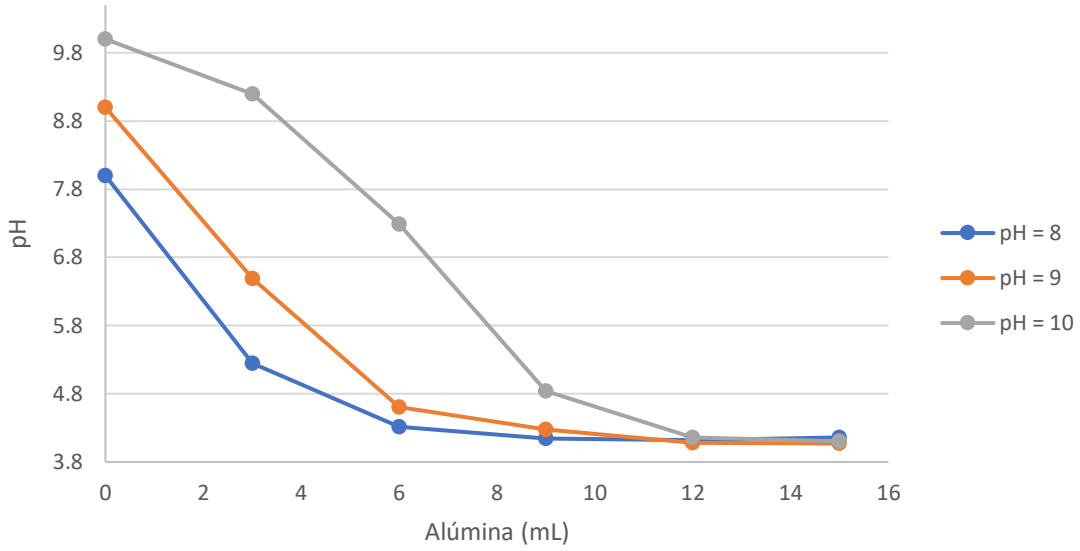


Figura 15. Cambios de pH a diferentes dosis de alúmina para una turbidez inicial de 205.99 UNT

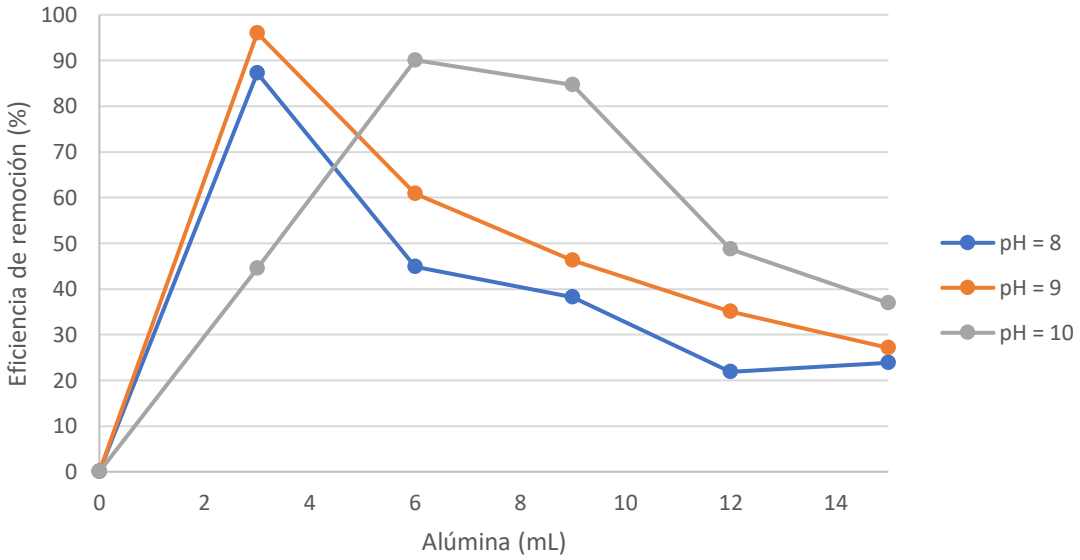


Figura 16. Eficiencia de remoción de turbidez a diferentes valores de pH inicial para una turbidez inicial de 400.91 UNT

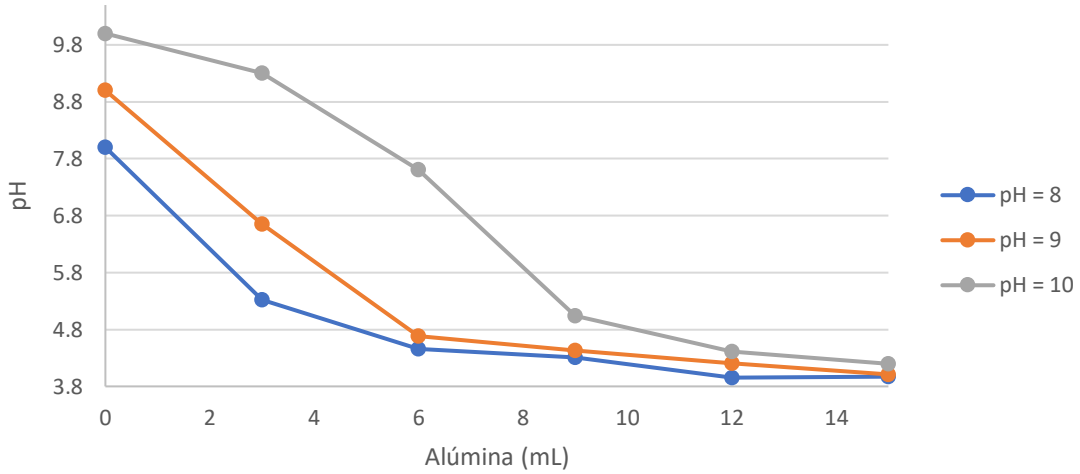


Figura 17. Cambios de pH a diferentes dosis de alúmina para una turbidez inicial de 400.91 UNT

4.3. Elaboración de la superficie de respuesta que relaciona la eficiencia de remoción de turbidez en función de las diferentes dosis de alúmina en diferentes valores de pH y turbidez iniciales.

La ecuación que tuvo mejor ajuste fue un polinomio de grado 3 para las dosis de alúmina y de grado 2 para el pH final

$$E(\%) = p_{00} + p_{10}x + p_{01}y + p_{20}x^2 + p_{11}xy + p_{02}y^2 + p_{30}x^3 + p_{21}x^2y + p_{12}xy^2;$$

Cuadro 5. Significancia estadística y estimación de los parámetros de la ecuación de superficie de respuesta para una turbidez inicial de 45.65 UNT

Parámetros	Estimación	E.E.	T	p-valor
P00	98.04	125.37	-3.55	0.0011
P10	10.95	53.63	4.41	0.0001
P01	48.84	13.58	-1.91	0.0645
P20	-0.7415	7.3	-4.58	0.0001
P11	4.178	4.36	1.81	0.0794
P02	-36.2	0.42	1.13	0.267
P30	-4.818	0.32	4.77	<0.0001
P21	-16.62	0.31	-1.69	0.0996
P12	-21.34	0.1	-0.85	0.401

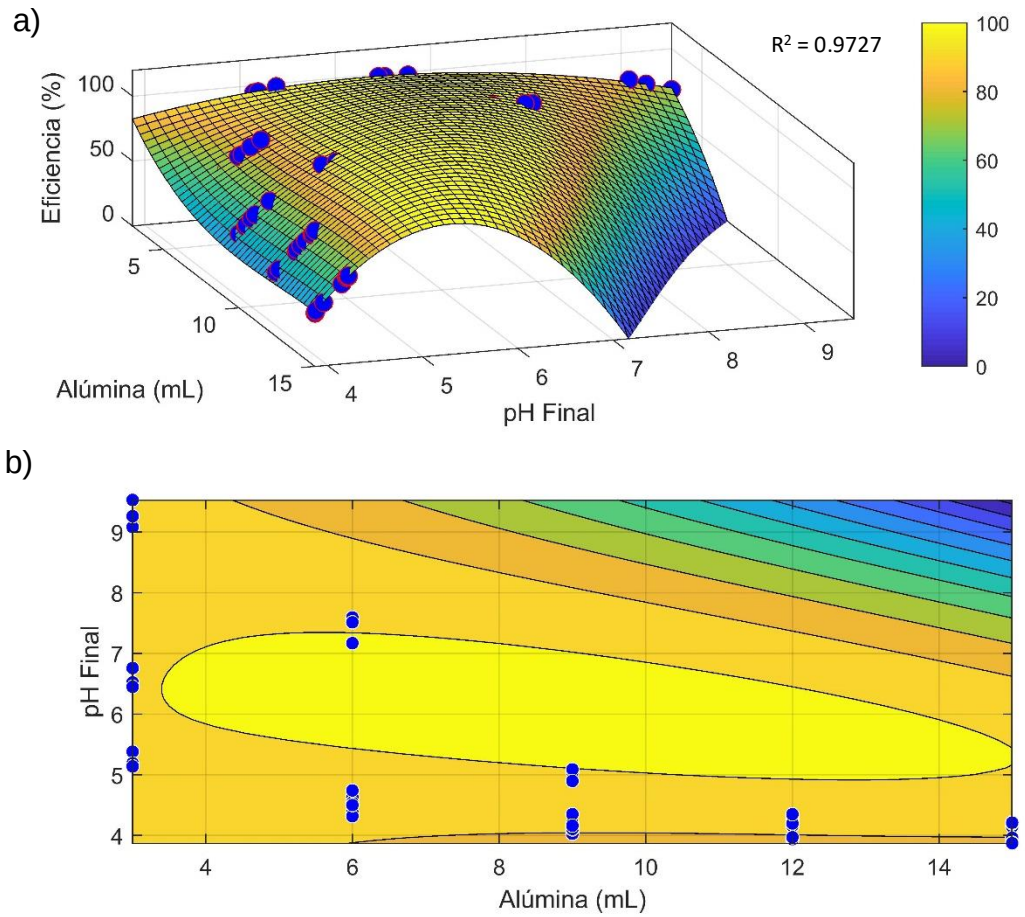


Figura 18. Superficie de respuesta y contornos de máxima eficiencia de remoción para una turbidez inicial de 45.65 UNT

A partir de la Ecuación (2), para esta turbidez inicial de 45.65, 205.99 y 400.91 UNT, la eficiencia mínima requerida (EMR) es de 89.047%, 97.573% y 98.753%. Con la herramienta Optimization Tool de Matlab se obtuvieron las combinaciones óptimas de pH y dosis de alúmina a diferentes valores de turbidez iniciales.

Cuadro 6. Combinaciones óptimas de pH final con alúmina y su eficiencia de remoción de turbidez para diferentes valores de turbidez iniciales

Turbidez (UNT)	pH	Alúmina (mL)	Alúmina (ppm)	Eficiencia (%)
45.65	6.28	3.68	58.45	98.16
205.98	6.22	5.16	81.72	96.94
400.91	6.23	7.15	112.79	96.32

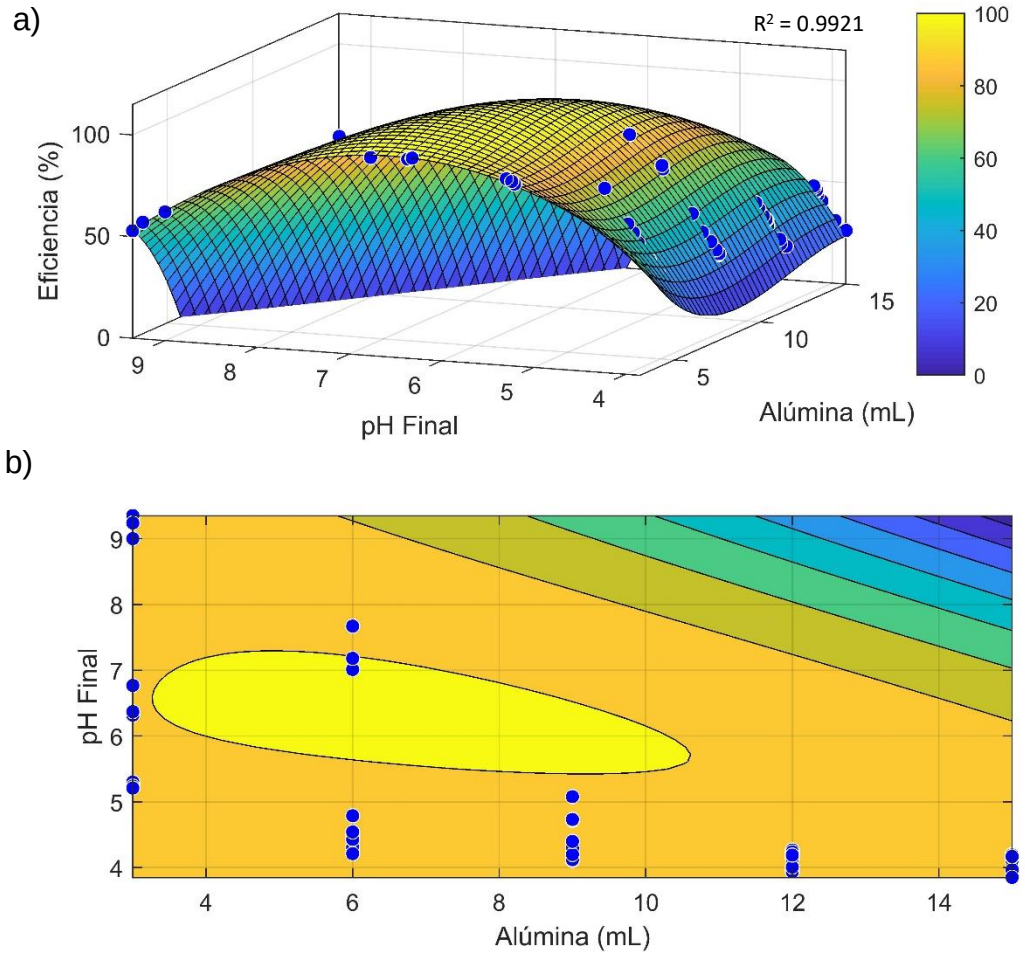


Figura 19. Superficie de respuesta y contornos de máxima eficiencia de remoción para una turbidez inicial de 205.99 UNT

Cuadro 7. Significancia estadística y estimación de los parámetros de la ecuación de superficie de respuesta para una turbidez inicial de 205.99 UNT

Parámetros	Estimación	E.E.	T	p-valor
P00	260.1	121.11	-9.67	<0.0001
P10	-157	52.78	10.07	<0.0001
P01	-38.12	13.54	1.03	0.3089
P20	7.174	7.35	-9.79	<0.0001
P11	40.93	4.37	-1.08	0.2856
P02	1.788	0.48	1.01	0.3186
P30	-0.09607	0.33	9.42	<0.0001
P21	-0.9842	0.31	1.77	0.0855
P12	-2.529	0.11	-1.3	0.2026

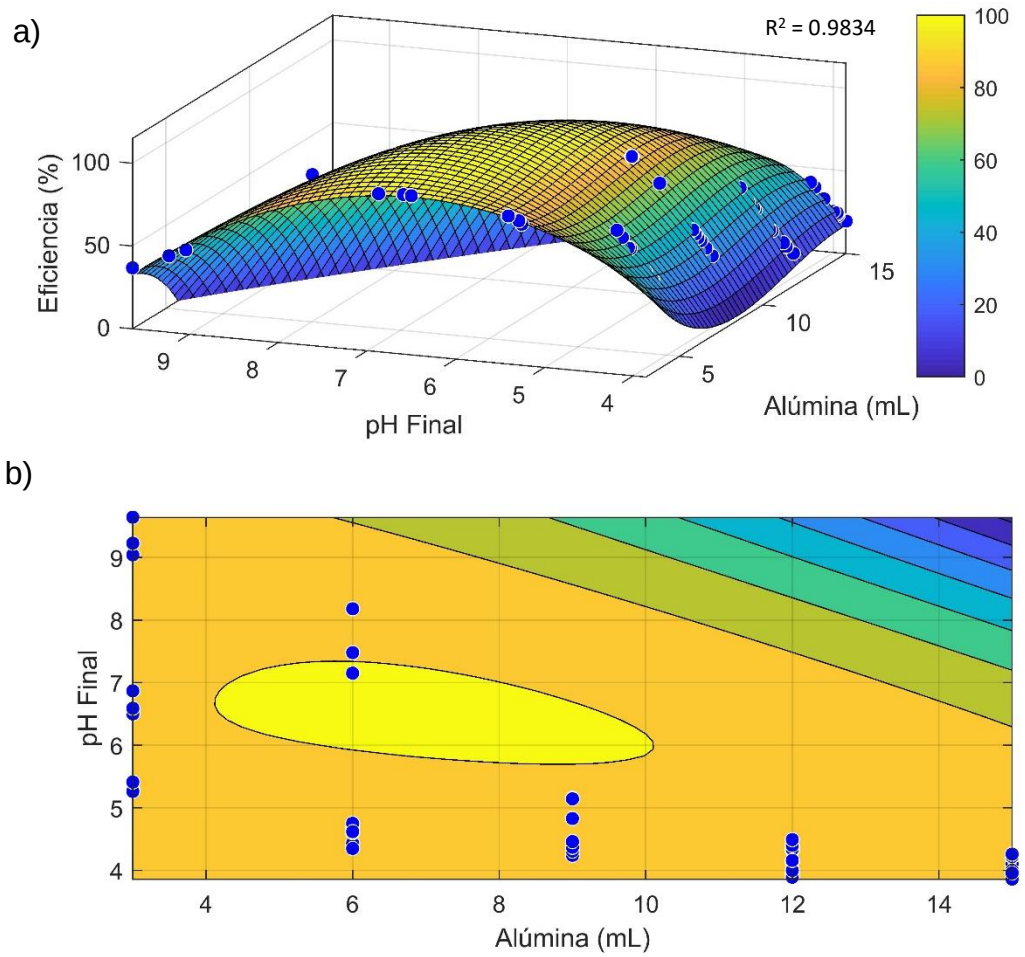


Figura 20. Superficie de respuesta y contornos de máxima eficiencia de remoción para una turbidez inicial de 400.91 UNT

Cuadro 8. Significancia estadística y estimación de los parámetros de la ecuación de superficie de respuesta para una turbidez inicial de 400.91 UNT

Parámetros	Estimación	E.E.	T	p-valor
P00	233.5	133.46	-9.2	<0.0001
P10	-155.3	56.16	9.53	<0.0001
P01	-22.1	12.94	1.53	0.1359
P20	7.873	7.64	-9.11	<0.0001
P11	37.21	3.98	-1.58	0.1221
P02	-0.01661	0.45	1.19	0.2408
P30	-0.1137	0.33	8.45	<0.0001
P21	-1.015	0.27	2.45	0.0191
P12	-2.066	0.1	-1.6	0.1175

Las Figura 21, 22 y 23 b) muestran en la zona amarilla la región óptima de coagulación.

4.4. Elaboración de las curvas de dosificación de alúmina como soporte para la gestión de la calidad del agua de consumo humano de la UNAS

A partir de las Figuras 21, 22 y 23, se puede observar que las mayores eficiencias de remoción ocurren a valores de pH final entre 5 y 7.23, por lo que es necesario que las dosificaciones de alúmina que modifiquen el pH se queden dentro del rango de operación optimo (5.5 – 7.23).

A continuación, se presentan unas curvas de dosificación de alúmina y cambio de pH para una muestra del agua de consumo humano de la UNAS, desarrollando la ecuación 3:

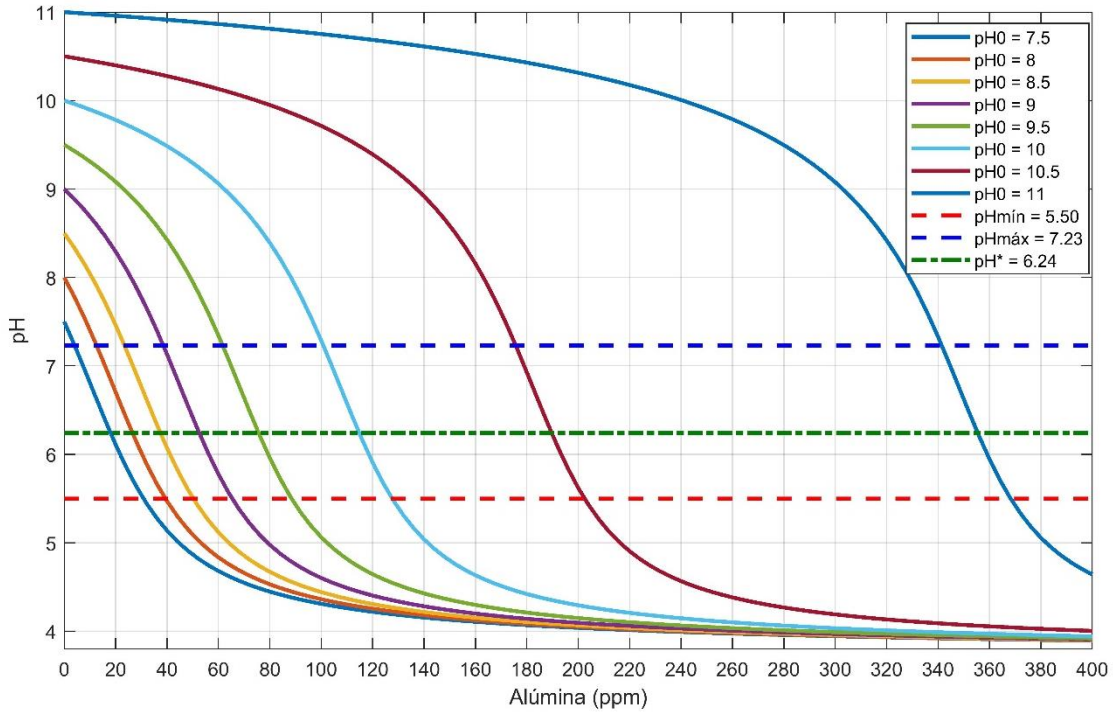


Figura 21. Cambios de pH en dosificaciones de alúmina para diferentes valores de pH inicial

A partir de las curvas de cambio de pH mostradas en la Figura 22 y de las dosis óptimas del Cuadro 6, se elaboraron las dosis óptimas para 3 rangos de turbidez inicial.

Cuadro 9. Dosificaciones óptimas de alúmina a pH inicial definido para 3 rangos de turbidez

Turbidez inicial (NTU)			pH inicial	Dosis (ppm)
205.9 <	T_0	< 400.91	10	110 ± 10
45.65 <	T_0	< 205.99	9.6	80 ± 10
0 <	T_0	< 45.65	9.2	60 ± 10

Aplicación de dosis óptimas para el agua de consumo humano de la UNAS

La muestra de agua se extrajo del internado de varones denominado “Sheraton” y se obtuvo los siguientes parámetros.

Cuadro 10. Parámetros fisicoquímicos de la muestra del agua de consumo humano de la UNAS

Parámetros	Unidad	Valor
Turbidez	UNT	284.6
pH	--	7.79
STD	ppm	71
Conductividad	µs/cm	128
Temperatura	°C	21

Como la turbidez inicial es de 284.6 UNT, considerando el Cuadro 9, se acondicionó el pH inicial de 10 y se adicionaron 110 ppm de alúmina. Al aplicar la dosis se obtuvieron los siguientes resultados: Turbidez final = 3.1 (medido después de 30 minutos), Eficiencia = 98.92 %.

V. DISCUSIÓN

5.1. Acondicionamiento los valores de turbidez y pH iniciales en la elaboración del agua preparada

La suspensión de caolín se ha utilizado como representación (simulación) de los sistemas coloidales durante décadas porque sus características superficiales se conocen bien para permitir investigaciones sobre los procesos de floculación y sedimentación (HASAN y FATEHI, 2019). En el estudio de DUAN y GREGORY, (2003) la absorbancia máxima del caolín ocurrió a 241 nm, en nuestro estudio dicha absorbancia alcanzó su pico en 224 nm, esto puede explicarse por las diferencias en las marcas de los reactivos. La curva patrón se construyó en concentraciones de 0 a 100 ppm de caolín, a diferencia del estudio de DUAN y GREGORY, (2003), en donde se trabajó de 0 a 20 ppm con, aunque el rango es diferente el coeficiente de determinación R^2 es de 0.9963, valor cercano a la unidad por lo que la curva patrón es confiable.

Con respecto a la relación de la concentración de caolín y la turbidez, el coeficiente de determinación es de $R^2 = 0.9994$; este alto nivel de ajuste concuerda con estudios como el de MEOZZI, (2011) o el de GARCIA *et al*., (2014), en el que la bondad de ajuste entre la concentración de caolín y la turbidez, arrojaban coeficientes de determinación mayores a 0.9.

Con respecto a los valores de pH iniciales ajustados, se trabajó con valores de 8, 9 y 10, a diferencia de estudios como el de IRFAN, *et al*., (2017) o IRFAN *et al*., (2018) en donde se utilizaron valores de pH desde 5. Esto se hizo por la razón de que la adición de alúmina baja el pH y acidificar más el agua (por ejemplo, a pH inicial de 5) significaría bajar el pH y bajar la eficiencia de remoción de la alúmina ya que esta se encuentra fuertemente condicionada por el pH final.

5.2. Evaluación de la eficiencia de remoción de turbidez mediante el "Test de jarras" en el agua preparada para diferentes dosis de alúmina y medición de los pH finales.

Realizando la prueba de jarras se observó que las mayores eficiencias de remoción de turbidez se alcanzaron cuando el pH final estaba entre 6.5 y 7, valores de pH final que se encontraron en el estudio de EHTESHAMI *et al*., (2016) donde ocurrió la máxima eficiencia de remoción (Ver Figura 2) ; por otra parte, las eficiencias máximas alcanzadas en nuestro estudio van desde el 98% y turbidez finales entre 1 y 6 UNT (Ver Cuadro 6) valores que coindicen con estudios como el de EHTESHAMI *et al*., (2016); en el que se removió turbidez desde 1275 hasta 18 UNT (Eficiencia de 98.57%). Esto se puede explicar por lo siguiente: Según MARÍN (2013) la coagulación química se define como el proceso químico de desestabilización de coloides, por otro lado, la floculación es el proceso que sigue a la coagulación, esta se encarga de agrupar las partículas coaguladas (SILVA, 2017), en retrospectiva, no puede haber floculación si es que no hay una previa coagulación. La desestabilización de cargas en la coagulación es producida por el $Al(OH)_3$ (DUAN y GREGORY, 2003), es por esta razón que se añade el coagulante metálico (sulfato de

aluminio), sin embargo al añadir el coagulante metálico, sucede una hidrolisis, con la consecuente baja del pH (BRATBY, 2006). También debemos recordar que el $Al(OH)_3$ está presente en mayores cantidades cuando el pH final está entre 5 y 7.22 (Ver Figura 8 y 21)

En el estudio de MALIK, (2018), se observó que mayores dosificaciones de alúmina no se representaban mejores eficiencias, al contrario, la eficiencia empezó a disminuir; lo mismo sucedió en este estudio en los que para dosis de alúmina que dejaban el pH fuera del rango de operación (5 – 7.22).

Con respecto a la remoción de turbidez alcanzada a diferentes pH's, se observa que, para valores de turbidez iniciales más altas, se requiere elevar el pH inicial para dosificar la alúmina; esto se puede explicar por lo siguiente: si bien es cierto que a pH inicial de 8 y 10, existe eficiencia de remoción de turbidez debido a la adición del coagulante, la remoción de turbidez fue mayor a pH inicial de 10 en comparación al pH inicial de 8, esto se puede explicar por la presencia de los iones OH-; según (KIELY, 1999), la alcalinidad se define como la suma de los hidróxidos, los iones carbonato y bicarbonato, a mayor alcalinidad, se forma mayor cantidad de $Al(OH)_3$ por la adición de coagulante, así que, a mayor pH, más alcalinidad, y con más adición de coagulante, mayor formación de $Al(OH)_3$ y más partículas coaguladas, y con la adición de floculante, mayor eficiencia de remoción, sin embargo, no se debe pasar por alto el rango de pH de formación de $Al(OH)_3$, ya que si se añade cantidades grandes de alúmina, pero el pH final no se encuentra en el rango óptimo, no habrá coagulación ni floculación. Esto se puede corroborar con otros trabajos como el de KHANNOUS *et al.* (2011) y

FENDRI *et al.* (2013) en los que hallaron mediante la superficie de respuesta que las remociones óptimas se obtenían a pHs de 11.03 y 10.86 respectivamente.

5.3. Elaboración de la superficie de respuesta que relaciona la eficiencia de remoción de turbidez en función de las diferentes dosis de alúmina en diferentes valores de pH y turbidez iniciales.

Se elaboró la superficie de respuesta encontrando que la ecuación fue de grado 2 para el pH y de grado 3 para la dosificación, esto difiere con los estudios de EHTESHAMI, *et al.*, (2016) en donde el grado polinómico de las ecuaciones alcanza el grado 2 para ambos casos, esto puede explicarse por el tipo de agua en tratamiento, en este estudio se preparó agua sintética de caolín y en el estudio de EHTESHAMI, *et al.*, (2016) se trabajó con aguas residuales provenientes de la industria extractora de rocas, lo que pudo aumentar la alcalinidad y variar las dosificaciones de alúmina.

En este estudio se encontró que los valores en donde ocurren las mayores eficiencias de remoción ocurren a pHs iniciales entre 6.22 y 6.28 y la dosificación de alúmina fue proporcional a la turbidez inicial. Esto concuerda con estudios como el FOROUGHI, *et al.*, (2018) en donde se encontró que para una turbidez inicial de 59.65 NTU, la máxima eficiencia de remoción ocurrió a pH final de 6.16, dosis de alúmina de 19.71 g/L, esta diferencia de la concentración de alúmina requerida se puede explicar por el tipo de reactivo, en este estudio se trabajó con alúmina de tipo A y en el estudio de FOROUGHI, *et al.*, (2018) se trabajó con alúmina de tipo B

5.4. Elaboración de las curvas de dosificación de alúmina como soporte para la gestión ambiental de la calidad del agua de consumo humano de la UNAS

Se elaboró las curvas de dosificación de alúmina que se muestran en la Figura 21, en dicha figura se puede observar que el cambio de pH depende de las dosis de alúmina y del pH inicial. Según KIELY (1999) la alcalinidad se define como la capacidad neutralizadora acida (CNA) y se describe generalmente como la capacidad amortiguadora, es decir la alcalinidad es la resistencia a la baja de pH debido a los iones neutralizadores de ácidos, en este sentido, estas curvas de dosificación pueden ser replicables para otras aguas con alcalinidad similar, las propiedades fisicoquímicas del agua de la UNAS se muestran en el Cuadro 10.

En el estudio de ECOFLUIDOS INGENIEROS S.A., (2012), se encontró que lo valores de turbidez en reservorios de agua destinados al consumo humano van desde 0.8 hasta 339 UNT, rango que se encuentro dentro de los valores de turbidez iniciales propuestos en el Cuadro 9, y en este sentido, el rango de aplicación es adecuado para el estudio.

VI. CONCLUSIÓN

- El acondicionamiento de agua a tratar se llevó por medio de caolín, ácidos y bases, encontrando que las dosis óptimas para remover la turbidez de caolín se ajustan a las aguas de consumo humano de la UNAS, por lo que se concluye que el agua preparada con caolín representa bien al agua de consumo humano de la UNAS
- La eficiencia de remoción por coagulación con alúmina está fuertemente relacionada con el pH final, cuyo rango de operación es de 5 a 7.22
- Mayores valores de turbidez iniciales requieren elevar el pH inicial para poder dosificar mayores cantidades de alúmina de manera que el pH final no salga fuera del rango de operación
- Los valores óptimos para la remoción de turbidez para agua preparada son de 45.65, 205.99 y 400.91 UNT, con dosificaciones de, 58.45, 81.72 y 112.79 ppm de alúmina y una eficiencia de remoción de 98.16, 96.94 y 96.32%
- Las curvas de dosificación de alúmina en el agua de consumo humano de la UNAS pueden ser replicables a otras aguas con alcalinidad similar
- Los rangos de turbidez iniciales propuestos para la dosificación optima de alúmina es adecuado para los valores de turbidez iniciales comunes en reservorios de agua de consumo humano

- La dosificación optima de alúmina propuesta en este estudio alcanza una eficiencia de 98.92% después de añadir alúmina con un tiempo de sedimentación de 30 minutos

VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMIRTHARAJAH, A., & MILLS, K. M. (1982). Rapid-mix design for mechanisms of alum coagulation. *Journal-American Water Works Association, 74*(4), 210-216.

ANASTASAKIS, K., KALDERIS, D., & DIAMADOPOULOS, E. (2009). Flocculation behavior of mallow and okra mucilage in treating wastewater. *Desalination, 249*(2), 786-791.

ANCAJIMA, O. R. (2014). *Los recursos hídricos en el Perú: diagnóstico y retos.* Lima: Autoridad Nacional del Agua (ANA).

APHA, AWWA, WPCF. (1992). *MÉTODOS NORMALIZADOS PARA EL ANÁLISIS DE AGUAS RESIDUALES Y POTABLES.* Madrid: DIAZ DE SANTOS.

BRATBY, J. (2006). *Coagulation and Flocculation in Water and Wastewater Treatment.* Padstow, Cornwall: IWA Publishing.

COOPERACIÓN ALEMANA. (2017). *Manual para la cloración del agua en sistemas de abastecimiento de agua potable en el ambito rural.* San Isidro, Lima, Perú.

DUAN, J., & GREGORY, J. (2003). Coagulation by hydrolysing metal salts. *Advances in colloid and interface science, 100*, 475-502.

ECOFLUIDOS INGENIEROS S.A. (2012). *ESTUDIO DE LA CALIDAD DE FUENTES UTILIZADAS PARA EL CONSUMO HUMANO Y PLAN DE MITIGACION POR CONTAMINACION POR USO DOMESTICO Y AGROQUIMICOS EN CUZCO Y APURIMAC.* Lima.

EHTESHAMI, M., MAGHSOODI, S., & YAGHOOBNIA, E. (2016). Optimum turbidity removal by coagulation/flocculation methods from wastewaters of natural stone processing. *Desalination and Water treatment, 57*(44), 20749-20757.

FENDRI, I., KHANNOUS, L., TIMOUMI, A., GHARSALLAH, N., & RADHOUANE, G. (2013). Optimization of coagulation-flocculation process for printing ink industrial wastewater treatment using response surface methodology. *AFRICAN JOURNAL OF BIOTECHNOLOGY, 12*(30), 4819-4826.

FERREIRA, S. C., BRUNS, R. E., FERREIRA, H. S., MATOS, G. D., DAVID, J. M., BRANDAO, G. C., & DOS SANTOS, W. N. (2007). Box-Behnken design: an alternative for the optimization of analytical methods. *Analytica chimica acta, 597*(2), 179-186.

FOROUGHI, M., CHAVOSHI, S., BAGHERI, M., YETILMEZSOY, K., & SAMADI, M. T. (2018). Alum-based sludge (AbS) recycling for turbidity removal in drinking water treatment: an insight into statistical, technical, and health-related standpoints. *Journal of Material Cycles and Waste Management, 20*(4), 1999-2017.

GARCIA, R. A., RINER, S. A., & PIAZZA, G. J. (2014). Design of a laboratory method for rapid evaluation of experimental flocculants. *Industrial & Engineering Chemistry Research, 53*(2), 880-886.

HASAN, A., & FATEHI, P. (2019). Flocculation of kaolin particles with cationic lignin polymers. *Scientific reports, 9*(1), 1-12.

INEI. (Marzo de 2018). *INEI*. Obtenido de Perú: Formas de acceso al agua y saneamiento básico: https://www.inei.gob.pe/media/MenuRecursivo/boletines/boletin_agua_y_saneamiento.pdf

IRFAN, M., BUTT, T., IMTIAZ, N., ABBAS, N., & KHAN, R. A. (2017). The removal of COD, TSS and colour of black liquor by coagulation–flocculation process at optimized pH, settling and dosing rate. *Arabian Journal of Chemistry, 10*, 2307-2318.

KHANNOUS, L., ABID, D., GHARSALLA, N., KECHAOU, N., & BOUDHRIOUA, M. (2011). Optimization of coagulation-flocculation process for pastas industry effluent using response surface methodology. *African Journal of Biotechnology, 10*(63), 13823-13834.

KIELY, G. (1999). *INGENIERIA AMBIENTAL - Fundamentos, entornos, tecnologías y sistemas de gestión.* Madrid - España: IMPRESA.

MALIK, Q. H. (2018). Performance of alum and assorted coagulants in turbidity removal of muddy water. *Applied water science, 8*(1), 1-4.

MARÍN, R. (2013). *Procesos fisicoquimicos en depuración de aguas (Teoría, práctica y problemas resueltos)* (Segunda ed.). Madrid: Díaz de Santos, S.A.

MEOZZI, L. (2011). *Relation between turbidity and suspended material at different soils, scales and phosphorus levels.* Upsala.

SAWYER, C., McCARTY, P., & PARKIN, G. (2001). *Química para ingeniería ambiental.* Colombia: McGRAW-HILL.

YANG, Z. L., GAO, B. Y., YUE, Q. Y., & WANG, Y. (2010). Effect of pH on the coagulation performance of Al-based coagulants and residual aluminum speciation during the treatment of humic acid–kaolin synthetic water. *Journal of Hazardous Materials, 178*(1-3), 596-603.

ZAKARIA, D. B., ZHENG, H., WANG, M., LIU, S., TANG, X., KHAN, S., & FENG, L. (2018). An effective flocculation method to the kaolin wastewater treatment by a cationic polyacrylamide (CPAM): preparation, characterization, and flocculation performance. *International Journal of Polymer Science*, 12.

ANEXOS

Apéndice 1: Datos de las observaciones

NTU0	pH0	Alúmina	Absorbancia			NTUf			pHf			E (%)		
			R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3
45.6	8.03	3	0.0501	0.0531	0.0538	1.07	2.26	2.54	5.38	5.19	5.14	97.7%	95.0%	94.4%
45.6	8.03	6	0.082	0.0718	0.0848	14.7	10.12	16	4.38	4.54	4.32	67.8%	77.8%	64.9%
45.6	8.03	9	0.1017	0.0888	0.0959	24.2	17.88	21.3	4.03	4.2	4.11	47.0%	60.8%	53.3%
45.6	8.03	12	0.0902	0.1035	0.0857	18.55	25.08	16.42	4.15	3.94	4.2	59.4%	45.1%	64.0%
45.6	8.03	15	0.0879	0.1059	0.1055	17.46	26.3	26.09	4.15	3.88	3.88	61.7%	42.4%	42.8%
45.6	9	3	0.0501	0.0497	0.0492	1.04	0.89	0.68	6.76	6.52	6.45	97.7%	98.1%	98.5%
45.6	9	6	0.0663	0.0611	0.0729	7.71	5.53	10.61	4.63	4.74	4.5	83.1%	87.9%	76.8%
45.6	9	9	0.0972	0.0796	0.0914	21.94	13.63	19.16	4.1	4.35	4.16	51.9%	70.1%	58.0%
45.6	9	12	0.0825	0.0884	0.1016	14.95	17.73	24.13	4.25	4.16	3.97	67.2%	61.2%	47.1%
45.6	9	15	0.0834	0.0829	0.1071	15.35	15.12	26.93	4.2	4.22	3.87	66.4%	66.9%	41.0%
45.6	9.98	3	0.0707	0.0813	0.0753	9.64	14.4	11.69	9.08	9.53	9.26	78.9%	68.5%	74.4%
45.6	9.98	6	0.0487	0.0504	0.05	0.51	1.15	1.01	7.17	7.59	7.51	98.9%	97.5%	97.8%
45.6	9.98	9	0.0521	0.0522	0.0536	1.83	1.88	2.44	5.05	5.09	4.9	96.0%	95.9%	94.7%
45.6	9.98	12	0.0787	0.0775	0.0753	13.21	12.64	11.67	4.32	4.33	4.35	71.1%	72.3%	74.4%
45.6	9.98	15	0.1003	0.0823	0.0826	23.48	14.85	15	3.96	4.22	4.21	48.6%	67.5%	67.1%
206	8.03	3	0.0868	0.0913	0.0963	16.94	19.1	21.49	5.3	5.24	5.21	91.8%	90.7%	89.6%
206	8.03	6	0.2468	0.2238	0.2648	115.18	98.5	128.66	4.31	4.43	4.21	44.1%	52.2%	37.5%
206	8.03	9	0.2675	0.2696	0.2523	130.7	132.31	119.21	4.11	4.12	4.2	36.6%	35.8%	42.1%
206	8.03	12	0.2307	0.2533	0.286	103.43	119.94	145.08	4.27	4.15	3.94	49.8%	41.8%	29.6%
206	8.03	15	0.2582	0.2402	0.2441	123.67	110.27	113.16	4.11	4.19	4.19	40.0%	46.5%	45.1%
206	8.97	3	0.0545	0.0605	0.058	2.8	5.28	4.25	6.32	6.77	6.37	98.6%	97.4%	97.9%
206	8.97	6	0.2104	0.1421	0.1978	89.17	45.94	80.61	4.48	4.79	4.54	56.7%	77.7%	60.9%
206	8.97	9	0.2628	0.2401	0.2149	127.1	110.25	92.29	4.14	4.29	4.4	38.3%	46.5%	55.2%

206	8.97	12	0.2835	0.2382	0.2779	143.14	108.81	138.74	4	4.24	4.01	30.5%	47.2%	32.7%
206	8.97	15	0.2502	0.2384	0.2942	117.64	109	151.6	4.16	4.2	3.85	42.9%	47.1%	26.4%
206	9.96	3	0.1905	0.2218	0.2084	75.78	97.08	87.78	9	9.35	9.24	63.2%	52.9%	57.4%
206	9.96	6	0.0574	0.0655	0.0783	3.99	7.37	13	7.01	7.18	7.67	98.1%	96.4%	93.7%
206	9.96	9	0.1476	0.1415	0.0863	49.14	45.62	16.72	4.72	4.73	5.08	76.1%	77.9%	91.9%
206	9.96	12	0.253	0.261	0.2483	119.78	125.73	116.22	4.16	4.14	4.19	41.9%	39.0%	43.6%
206	9.96	15	0.2826	0.245	0.2437	142.45	113.81	112.85	3.97	4.17	4.17	30.8%	44.7%	45.2%
400.9	8.08	3	0.1518	0.1649	0.1357	51.59	59.54	42.31	5.29	5.26	5.41	87.1%	85.1%	89.4%
400.9	8.08	6	0.3898	0.3287	0.4105	232.59	179.79	251.16	4.43	4.6	4.35	42.0%	55.2%	37.4%
400.9	8.08	9	0.4252	0.4062	0.3878	264.56	247.3	230.87	4.24	4.31	4.37	34.0%	38.3%	42.4%
400.9	8.08	12	0.4751	0.4914	0.4664	310.92	326.28	302.72	3.97	3.89	4	22.4%	18.6%	24.5%
400.9	8.08	15	0.475	0.4678	0.4648	310.8	304.04	301.22	3.95	3.96	4	22.5%	24.2%	24.9%
400.9	9.02	3	0.0891	0.0836	0.0817	18.04	15.43	14.6	6.87	6.5	6.59	95.5%	96.2%	96.4%
400.9	9.02	6	0.2974	0.2774	0.3266	154.19	138.38	178.07	4.69	4.75	4.62	61.5%	65.5%	55.6%
400.9	9.02	9	0.3809	0.3707	0.3596	224.72	215.78	206.13	4.4	4.43	4.46	43.9%	46.2%	48.6%
400.9	9.02	12	0.3876	0.438	0.4362	230.64	276.3	274.68	4.32	4.13	4.16	42.5%	31.1%	31.5%
400.9	9.02	15	0.4871	0.4063	0.4715	322.17	247.42	307.46	3.86	4.21	3.96	19.6%	38.3%	23.3%
400.9	10.01	3	0.35	0.3712	0.4129	197.87	216.21	253.41	9.04	9.23	9.64	50.6%	46.1%	36.8%
400.9	10.01	6	0.0877	0.112	0.1856	17.36	29.42	72.56	7.15	7.48	8.18	95.7%	92.7%	81.9%
400.9	10.01	9	0.2268	0.1354	0.1349	100.64	42.11	41.82	4.83	5.15	5.14	74.9%	89.5%	89.6%
400.9	10.01	12	0.3818	0.3656	0.3285	225.5	211.28	179.61	4.34	4.4	4.49	43.8%	47.3%	55.2%
400.9	10.01	15	0.4351	0.4081	0.3937	273.68	249	236.1	4.11	4.22	4.26	31.7%	37.9%	41.1%

Apéndice 2. Ficha técnica del sulfato de aluminio

QUIMICOS GOICOCHEA S.A.C.
PRODUCTOS QUIMICOS

CERTIFICADO DE CALIDAD

PRODUCTO	:	SULFATO DE ALUMINIO TIPO A - ECU
LOTE	:	3422
FECHA DE PRODUCCIÓN	:	02.2018
FECHA DE VENCIMIENTO	:	No Perecible

RESULTADOS :

Parámetros	Unidad	Especificación	Resultado
Alúmina, Al_2O_3	%	17.0 min.	17.33
Basicidad, Al_2O_3	%	0.05 min.	0.50
Hierro, Fe_2O_3	%	0.01 máx.	0.006
Insolubles en agua	%	0.5 máx.	0.50

Granulometría:

Malla # 10	%	90.0 min.	90.00

** Certificamos que los datos corresponden al certificado analítico recibido de nuestro proveedor.*
** Esta información no libera al cliente de hacer su propio control una vez recibida la mercadería.*

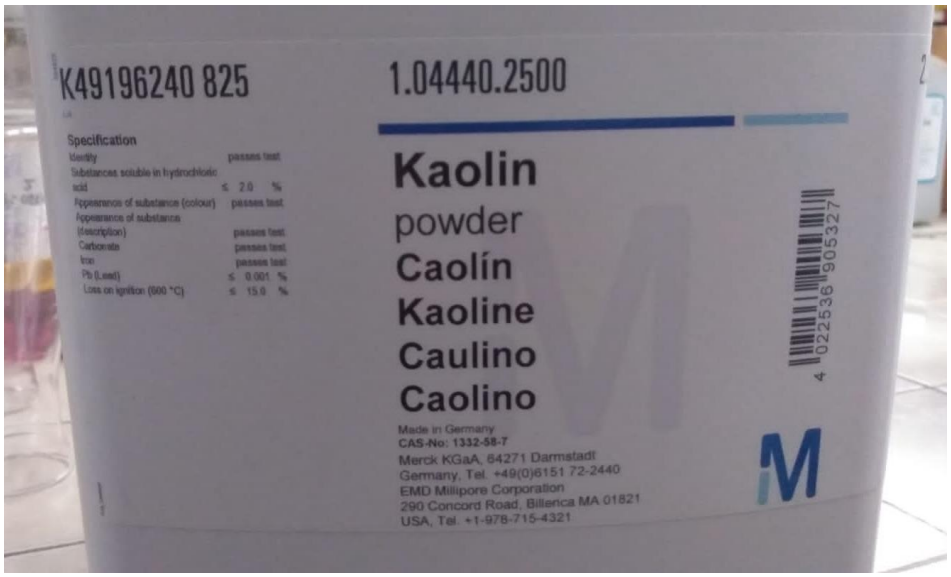
QUIMICOS GOICOCHEA S.A.C.
ANALISTA DE LABORATORIO

PQ001090 OC 3857

Fecha: 22/02/2018

Oficina Principal: Av. Coronel Néstor Gambetta N° 150 Urb. Industrial La Chalaca - Callao - Prov. Const. del Callao
Sucursales: Calle Victor F. Lira N° 107 Parque Industrial Arequipa - Arequipa - Arequipa
Lote C13 Remanso de Valdivia - Huanchaco - Trujillo - La Libertad
Central de Ventas 01-614 4400 RPC: 986 631 242
E-mail: qgventas@quimicosgoicochea.com
CALLAO - PERÚ
WEB SITE: www.quimicosgoicochea.com

Apéndice 3. Reactivo caolín



Apéndice 4: Equipos utilizados en el estudio

Figura 22. Conductímetro

Figura 23. Medidor de solidos disueltos totales y termómetro

Figura 24. Turbidímetro utilizado en el estudio

Figura 25. pH – metro utilizado en el estudio

Apéndice 5: Muestra de agua turbia para consumo humano de la UNAS

Figura 26. Muestra de agua recogida de un internado de la UNAS