



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL ALTIPLANO
FACULTAD DE INGENIERÍA QUÍMICA
ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA QUÍMICA



**REMOCIÓN DE NITRÓGENO ORGÁNICO AMONIACAL NH_4^+
POR AIREACIÓN, OXIDACIÓN QUÍMICA Y FLOCULACIÓN-
SEDIMENTACIÓN CON ALUMBRE ANDINO KOLLPA Y CAL
ARTESANAL EN AGUAS DEL RÍO COATA - SECTOR - JULIACA
SAN ROMAN - COATA PUNO.**

TESIS

PRESENTADA POR:

Bach: LUIS ALBERTO VENEGAS GARNICA

PARA OPTAR EL TÍTULO PROFESIONAL DE:

INGENIERO QUÍMICO

PUNO – PERÚ

2022



DEDICATORIA

Al señor Dios celestial: Por ser la guía principal en mi vida y obsequiarme los conocimientos necesarios para orientar mi horizonte hacia el logro de mis objetivos.

A mis padres que siempre me alentaron para terminar con éxito este proyecto de vida , su amor y sus enseñanzas y ejemplo fueron muy importantes en mi vida, de manera muy especial les dedico esta tesis.

A mi esposa Lucila y a mi hija Luzy Lúiz por el apoyo y comprensión que siempre tuvieron y por el amor que me brindan continuamente son mis razones para seguir adelante.

Luis Venegas.



AGRADECIMIENTOS

Agradezco infinitamente a Dios por guiarme de la mano y permitirme conocerle y disfrutar de sus abundantes bendiciones. Agradezco que me haya iluminado, sin lo cual no hubiera podido llevar a feliz término este objetivo, como es lograr el título profesional.

Agradezco de manera especial a mis padres Julián y Fortunata , a mi esposa Lucila a mi hija Luzy Lúiz, por impulsarme siempre a seguir adelante y darme su apoyo en cada momento.

A la Universidad Nacional Del Altiplano de Puno centro de estudios en el que nos hemos formado académicamente para llegar a ser profesionales y aportar conocimientos que contribuyan al desarrollo de nuestra sociedad peruana.

Al D. Sc. Norberto Sixto Miranda Zea por su valiosa contribución, orientación y apoyo para la realización del presente trabajo de investigación.

A todos los catedráticos de la facultad de Ingeniería Química, por ser quienes nos transmitieron sus conocimientos y experiencias, especial mención a los miembros del jurado quienes evaluaron el presente trabajo.

Luis Venegas.



ÍNDICE GENERAL

DEDICATORIA

AGRADECIMIENTOS

ÍNDICE GENERAL

ÍNDICE DE FIGURAS

ÍNDICE DE TABLAS

ÍNDICE DE ACRÓNIMOS

RESUMEN 16

ABSTRACT..... 17

CAPÍTULO I

INTRODUCCIÓN

1.1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA 18

1.2. FORMULACIÓN DEL PROBLEMA..... 20

1.2.1. Formulación del problema general. 21

1.2.2. Formulación de problemas específicos..... 21

1.3. HIPÓTESIS DE LA INVESTIGACIÓN..... 22

1.3.1. Hipótesis general 22

1.3.2. Hipótesis específicas..... 22

1.4. JUSTIFICACIÓN DEL ESTUDIO..... 23

1.5. OBJETIVOS DE LA INVESTIGACIÓN..... 25

1.5.1. Objetivo general 25

1.5.2. Objetivos específicos 25

CAPÍTULO II

REVISIÓN DE LITERATURA

2.1. MARCO TEÓRICO 26

2.1.1. Aguas residuales. 26



2.1.2. Nitrógeno orgánico amoniacal.....	28
2.1.3. Contaminación del agua por el nitrógeno orgánico amoniacal (NH ₄ ⁺).	29
2.1.4. La contaminación del agua por la urea	31
2.1.5. Eliminación del nitrógeno en las aguas residuales	32
2.1.6. Proceso de aireación del agua.....	33
2.1.7. Oxidación del agua con peróxido de hidrógeno (H ₂ O ₂).	35
2.1.8. Coagulación y floculación.	37
2.1.9. Proceso de adsorción en solución.	48
2.1.10. Equilibrio e isothermas de adsorción.....	50
2.1.11. Cinética de adsorción.....	51
2.1.12. Aireación del agua.	56
2.2. MARCO CONCEPTUAL.....	58
2.2.1. El nitrógeno (N) en aguas residuales.	58
2.3. ANTECEDENTES DE ESTUDIO	60
CAPÍTULO III	
MATERIALES Y MÉTODOS	
3.1. UBICACIÓN GEOGRÁFICA DEL ESTUDIO.	68
3.2. PERIODO DE DURACIÓN DEL ESTUDIO	69
3.3. PROCEDENCIA DEL MATERIAL UTILIZADO.....	69
3.4. POBLACIÓN Y MUESTRA DEL ESTUDIO.	70
3.5. DISEÑO ESTADÍSTICO.....	71
3.6. PROCEDIMIENTO	72
3.6.1. Tipo de investigación.....	72
3.6.2. Materiales, equipos y reactivos.....	72
3.6.3. Método experimental	74
3.7. VARIABLES.	74
3.8. ANÁLISIS DE LOS RESULTADOS.....	77



3.8.1. Análisis de resultados de la primera etapa (aireación - oxidación química - pH).	77
3.8.2. Análisis de los resultados segunda etapa (Floculación).	80

CAPÍTULO IV

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. RESULTADOS	83
4.1.1. Caracterización de floculantes naturales alumbre andino kollpa y cal artesanal.	83
4.1.2. Caracterización de las muestras de agua del río Coata.	85
4.1.3. Evaluación de las dosis óptimas para el proceso de remoción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+).	87
4.1.4. Cinética de adsorción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+) por floculación.	98
4.2. DISCUSIÓN DE RESULTADOS	108
4.2.1. Diseño experimental para la remoción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+).	108
4.2.2. Diseño unifactorial completamente al azar con 4 niveles y 2 repeticiones.	111
V. CONCLUSIONES	127
VI. RECOMENDACIONES	129
VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	130
ANEXOS	136

Área : Tecnologías ambientales y recursos naturales.

Tema : Tratamiento de aguas residuales.

FECHA DE SUSTENTACIÓN : 13 de mayo del 2022



ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.	Anulación de cargas eléctricas	40
Figura 2.	Primera y segunda fase de la coagulación.	41
Figura 3.	Tercera y cuarta fase de la coagulación.	41
Figura 4.	Coagulación por adsorción.	42
Figura 5.	Esquema de una floculación.	43
Figura 6.	Etapas de la cinética de adsorción.	52
Figura 7.	Mapa de ubicación de los puntos de muestreo	68
Figura 8.	Aireación óptima del agua para la remoción de nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+).	90
Figura 9.	Volumen óptimo del peróxido de hidrógeno (H_2O_2) para la remoción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+)	92
Figura 10.	pH óptimo para la remoción de nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+). ...	94
Figura 11.	Floculación óptima para la remoción del nitrógeno orgánico	96
Figura 12.	Floculación óptima para la remoción de turbiedad (NTU).	98
Figura 13.	Evaluación del modelo cinético de pseudo primer orden.	101
Figura 14.	Evaluación del modelo cinético de pseudo segundo orden.	103
Figura 15.	Evaluación del modelo cinético de Elovich	105
Figura 16.	Evaluación del Modelo de difusión intrapartícula.	106
Figura 17.	Tabla ANOVA para el proceso de aireación.	113
Figura 18.	En 3D. Evaluación del parámetro tiempo para el proceso de aireación en la remoción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+)	113
Figura 19.	En 3D. Evaluación del parámetro volumen óptimo de peróxido de hidrogeno (H_2O_2) para el proceso de remoción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+).	115



Figura 20.	Evaluación del parámetro pH, para el proceso de remoción del nitrógeno orgánico amoniacal. (NH_4^+).	118
Figura 21.	En 3D. Evaluación del parámetro pH, para el proceso de remoción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+).	118
Figura 22.	Remoción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+) por floculación con floculante alumbre andino kollpa.	121
Figura 23.	En 3D. Evaluación del proceso de floculación con floculante kollpa para la remoción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+).	122
Figura 24.	En 3D. Resumen del proceso de remoción de nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+) y Evaluación de los procesos de floculación con floculante kollpa para la remoción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+).	123
Figura 25.	Floculación óptima con floculante kollpa para remoción de turbiedad (NTU)	125
Figura 26.	En 3D. Floculación óptima con floculante kollpa para remoción de turbiedad (NTU).	126



ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1.	Valores de concentración de saturación de oxígeno en agua limpia a (01) una atmósfera de presión (760 mm Hg)	34
Tabla 2.	Escala potencial de oxidación	35
Tabla 3.	Tiempos de decantación de partículas.	38
Tabla 4.	Niveles de pH para floculación con sales de aluminio y de hierro.	46
Tabla 5.	Dosis óptimas de coagulantes de aluminio y de hierro.	47
Tabla 6.	Tamaño recomendado para flujo de aire difuso en tuberías	57
Tabla 7.	Dosis de floculantes	76
Tabla 8.	Tiempo óptimo (t) de aireación para la remoción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+).....	78
Tabla 9.	Volumen óptimo de peróxido de hidrógeno (H_2O_2) para la remoción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+).....	79
Tabla 10.	pH óptimo para remoción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+)	80
Tabla 11.	Dosis óptima del floculante alumbre kollpa para la remoción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+) y turbiedad (NTU) por floculación.....	82
Tabla 12.	Caracterización físico-química del floculante alumbre andino kollpa	83
Tabla 13.	Caracterización físico-química del floculante de ayuda cal artesanal	84
Tabla 14.	Características físico-químicas de aguas del río Coata antes de la confluencia con aguas del río Torococha en el punto de muestreo (M1).....	86
Tabla 15.	Características físico-químicas de las aguas residuales del río Torococha en el punto de muestreo (M2).....	86
Tabla 16.	Características físico-químicas de agua del río Coata después de la mezcla con aguas del río Torococha en el punto de muestreo (M3).....	87
Tabla 17.	Nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+) en aguas sin tratamiento.....	88



Tabla 18. Aireación óptima del agua para la remoción del nitrógeno orgánico amoniacal. (NH ₄ ⁺).....	89
Tabla 19. Volumen óptimo de peróxido de hidrógeno (H ₂ O ₂) para la remoción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH ₄ ⁺).....	92
Tabla 20. pH óptimo para la remoción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH ₄ ⁺).....	94
Tabla 21. Floculación óptima para la remoción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH ₄ ⁺)	96
Tabla 22. Floculación óptima para la remoción de la turbiedad (NTU)	97
Tabla 23. Remoción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH ₄ ⁺) por floculación.....	100
Tabla 24. Evaluación del modelo cinetico de pseudo primer orden	101
Tabla 25. Evaluación del modelo cinético de pseudo segundo orden.	103
Tabla 26. Evaluación del modelo cinético de Elovich.....	104
Tabla 27. Evaluación del modelo de difusión intrapartícula	106
Tabla 28. Aireación óptima del agua para la remoción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH ₄ ⁺)	111
Tabla 29. ANOVA para la remocion del nitrógeno orgánico amoniacal (NH ₄ ⁺) por aireación.....	111
Tabla 30. Comparación de medias	112
Tabla 31. Volumen óptimo de peróxido de hidrógeno (H ₂ O ₂) para la remoción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH ₄ ⁺).....	114
Tabla 32. ANOVA para el proceso de remoción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH ₄ ⁺) por oxidacion con peróxido de hidrógeno (H ₂ O ₂).....	115
Tabla 33. pH óptimo para remoción de nitrógeno orgánico amoniacal (NH ₄ ⁺).....	116
Tabla 34. ANOVA para la remoción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH ₄ ⁺) por cambio del parámetro pH.....	116



Tabla 35. Flocculación óptima con flocculante alumbre Kollpa, para la remoción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+).....	119
Tabla 36. ANOVA para la remoción del nitrógeno organico amoniacal (NH_4^+) por flocculación con el flocculante alumbre kollpa.....	120
Tabla 37. Flocculación óptima para remoción de la turbiedad (NTU).....	124
Tabla 38. ANOVA para remoción de la turbiedad (NTU) por flocculación	124



ÍNDICE DE ACRÓNIMOS

AR	:	Aguas Residuales.
PTAR	:	Planta de Tratamiento de Aguas Residuales.
MINAM	:	Ministerio del Ambiente
ANA	:	Autoridad Nacional del Agua
EPA	:	United States Environmental Protection Agency (Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos) .
FAO	:	Food and Agriculture Organization of the United Nations (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura).
UTM	:	Universal Transverse Mercator. (Sistema de Proyección Universal Transversal de Mercator)
WGS84	:	World Geodetic System 1984. (sistema de referencia de coordenadas geográficas mundial que permite localizar cualquier punto de la Tierra; fue creado en 1984).
V-UV	:	Visible–Ultravioleta.
DRX - 2θ	:	Barrido angular del análisis por difracción de rayos x DRX de 8° a 46° (2θ)
N	:	Normalidad.
M	:	Molaridad.
ECA	:	Estándares de Calidad Ambiental
VMA	:	Valor Máximo Admisible.
LMP	:	Límite Máximo Permisible
TRH	:	Tiempo de Retención Hidráulica.
DBO	:	Demanda Bioquímica de Oxígeno



DQO	:	Demanda Química de Oxígeno.
OD	:	Oxígeno Disuelto
SST	:	Sólidos Suspendidos totales.
TOC	:	Total Organic Carbon. (Carbono Orgánico Total)
NTK	:	Nitrógeno Total Kjeldahl.
NTU	:	Nephelometric Turbidity Unit. (Unidad nefelométrica de turbidez) (Unidad en la que se mide la turbidez de un fluido o la presencia de partículas en suspensión en el agua).
W	:	Flujo masico de aire ($\text{Kg} \cdot \text{min}^{-1}$)
Q	:	Flujo volumétrico de aire ($\text{m}^3 \cdot \text{min}^{-1}$).
d	:	Densidad ($\text{Kg} \cdot \text{m}^{-3}$)
% p/v	:	Porcentaje de peso volumen.
% R	:	Porcentaje de remoción.
C_e	:	Concentración en equilibrio ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)
C_0	:	Concentración inicial ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)
C_f	:	Concentración final. ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)
q_t	:	Capacidad de adsorción en el tiempo ($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$)
q_e	:	Capacidad de adsorción en el equilibrio ($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$)
K_1	:	Constante cinética de pseudo primer orden ($\text{g} \cdot \text{mg}^{-1} \cdot \text{min}^{-1}$)
K_2	:	Constante cinética de pseudo segundo orden ($\text{g} \cdot \text{mg}^{-1} \cdot \text{min}^{-1}$)
K_{id}	:	Constante de cinética de difusión intrapartícula ($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{min}^{-1/2}$)
α, β	:	Constantes de Elovich. ($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{min}^{-1}$)
R^2	:	Coefficiente de correlación lineal
H	:	Presión atmosférica.
pH	:	Potencial de Hidrógeno.



NH_3	:	Amoníaco.
NH_4^+	:	Ión Amonio
NO_2^-	:	Ión Nitrito.
NO_3^-	:	Ión Nitrato.
N	:	Nitrógeno.
P	:	Fósforo.
H_2O_2	:	Peróxido de hidrogeno.
$\text{CO}(\text{NH}_2)_2$:	Urea.
CO_2	:	Gas Anhídrido Carbónico.
H_2S	:	Gas Ácido Sulfhídrico
CH_4	:	Gas Metano.
Cl_2	:	Gas Cloro.
FeCl_3	:	Cloruro Férrico.
Mn	:	Manganeso.
O_2	:	Gas Oxígeno.
OH^-	:	Ión Oxhidrilo.
OH^\bullet	:	Radical Oxhidrilo
Fe_2^+	:	Ión Ferroso.
Fe_3^+	:	Ión Férrico.
mg.L^{-1}	:	Miligramos por litro.
mL.L^{-1}	:	Mililitros por litro.
Kg.m^{-3}	:	kilogramos por metro cúbico.
mm.Hg	:	Milímetros de mercurio.
$\text{m}^3.\text{min}^{-1}$:	Metros cúbicos por minuto.
$\mu\text{S.cm}^{-1}$:	Microsiemens por centimetro.



- atm : Atmosfera (Unidad de presión atmosférica).
- ANAMMOX : Acrónimo de oxidación anaerobia del ion amonio (ANaerobic AMMonium OXidation).
- ANITA™ MOX : Proceso de eliminación del amoniaco (des amonificación) en una sola etapa, que ha demostrado ser adecuada para tratar efluentes ricos en amonio.
- MIOX : Tecnología que combina sal, agua y energía para generar químicos oxidantes para la desinfección de agua.



RESUMEN

El río Coata del sector Juliaca, es contaminado por río Torococha, efluentes de la laguna de estabilización Juliaca, que confluye con el río Coata, el objetivo es evaluar la remoción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+), por aireación, oxidación química con H_2O_2 y por floculación-sedimentación no convencional con alumbre Kollpa y ayuda cal artesanal, en la confluencia del río Coata y Torococha. La metodología; es para evaluar la remoción de (NH_4^+), se utilizaron equipos para peso, volumen, temperatura, agitadores, espectrofotómetro V-UV para (NH_4^+), colorímetro y equipo de jarras para floculación. Caracterización de alumbre kollpa por difracción $\text{DRX}^\circ 2\theta$; alumbre natural Kollpa, contiene 61,23% de sulfato de aluminio hidratado; 38,77% de sulfato de aluminio y hierro hidratado, el (Al^{+3}), (Fe^{+2}) caracterizan la alta tasa de floculación; la cal contiene 98,59% $\text{Ca}(\text{OH})_2$; 1% CaCO_3 para floculación. Muestreos en : (M1) río Coata; (M2) río Torococha; (M3) confluencia río Coata - Torococha. Evaluación según normas nacionales, de turbiedad (NTU: 5) y (NH_4^+ : 1,5 mg. L^{-1}), resultados en aguas sin tratamiento: (M1) 41 y 1,73; (M2) 128 y 2,58; (M3) 83 y 2,06 de NTU y NH_4^+ , mg.L^{-1} indicando aguas contaminadas. En muestras (M3), se evaluó la remoción optima de (NH_4^+), aireación con $5,25 \text{ m}^3 \cdot \text{min}^{-1}$ de aire, por 30 minutos; oxidación con $1,5 \text{ mL.L}^{-1}$ (H_2O_2), agitados 30 minutos a 200 rpm; pH 7,5; obteniéndose 97,79% remoción de (NH_4^+); seguido por floculación con 5 mL.L^{-1} , de alumbre kollpa y cal artesanal ayuda al 1%, obteniéndose 98,23% remoción de (NH_4^+). La cinética de adsorción y floculación del (NH_4^+), es explicado por el modelo cinético de pseudo segundo orden, con capacidad de adsorción en equilibrio de $40,32 \text{ mg } (\text{NH}_4^+) \cdot \text{g}^{-1}$ de kollpa, con correlación cinética de ($R^2=0,999$).

Palabras clave. Aireación, Floculación-sedimentación, Nitrógeno-orgánico-amoniacal, Oxidación química, Remoción



ABSTRACT

The Coata river in the Juliaca sector is contaminated by the Torococha river and effluents from the Juliaca certainty lagoon, which flows into the Coata river, the objective is to evaluate the removal of organic ammoniacal nitrogen (NH_4^+), by aeration, chemical oxidation with H_2O_2 and by unconventional flocculation-sedimentation with Kollpa alum and the help of artisanal lime, at the confluence of the Coata and Torococha rivers. The methodology; in the field, water conditioned with preservatives and safety protocol was sampled; to assess removal of (NH_4^+), equipment for weight, volume, temperature, programmable stirrers were used; V-UV spectrophotometer for (NH_4^+), colorimeter for turbidity and jar equipment for flocculation. Characterization of kollpa alum by XRD $^\circ 2\theta$ diffraction; Kollpa natural alum, contains 61,23% hydrated aluminum sulfate; 38,77% of aluminum sulfate and hydrated iron, the (Al^{+3}), (Fe^{+2}) characterize the high rate of flocculation; lime contains 98.59% $\text{Ca}(\text{OH})_2$; 1% CaCO_3 for flocculation. Samplings in: (S1) Coata River; (S2) Torococha River; (S3) River Coata - Torococha confluence. Evaluation according to national standards, of turbidity (NTU: 5) and (NH_4^+ :1,5 mg. L $^{-1}$), results in untreated water: (S1) 41 y 1,73; (S2) 128 y 2,58; (S3) 83 y 2,06 de NTU y NH_4^+ , mg.L $^{-1}$ indicating polluted water. In samples (M3), the optimal removal of (NH_4^+), aeration with 5,25 m 3 .min $^{-1}$ of air for 30 minutes; oxidation with 1,5 mL.L $^{-1}$ (H_2O_2), agitated 30 minutes at 200 rpm; pH 7.5; obtaining 97.79% removal of (NH_4^+); followed by flocculation with 5 mL.L $^{-1}$, of kollpa alum and artisanal lime helps 1%, obtaining 98,23% removal of (NH_4^+). The adsorption and flocculation kinetics of (NH_4^+) is explained by the pseudo second order kinetic model, with equilibrium adsorption capacity of 40,32 mg (NH_4^+)·g $^{-1}$ of kollpa, with kinetic correlation of ($R^2= 0,999$).

Keywords: Aeration, Chemical oxidation, Flocculation-sedimentation, Nitrogen-organic-ammonia, Removal .



CAPÍTULO I

INTRODUCCIÓN

El río Coata en el sector de la ciudad de Juliaca es contaminado por descargas de aguas del río Torococha, receptor de efluentes de aguas residuales de las lagunas de estabilización de la ciudad de Juliaca, reactores que colapsaron debido a la vida media de duración en el tratamiento de aguas residuales, consecuentemente generan la contaminación con desechos domésticos e industriales aguas abajo del río Coata. Estudios del río Torococha, indican que contienen contaminantes cuyas concentraciones sobrepasan los estándares de calidad ambiental (ECA) para Agua, D.S. N° 015–2015–MINAM. (Autoridad Nacional del Agua, ANA-Puno Perú. 2017), riesgo que afecta al medio ambiente y a la salud de las personas que habitan en las riberas del río Coata.

El tratamiento de aguas residuales, para preservar el medio ambiente y la salud pública, tradicionalmente se centraron en la remoción de sólidos disueltos, patógenos y materia orgánica; hoy en día se ha puesto especial interés en la remoción de nutrientes de nitrógeno y fósforo, en especial del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+), cuya presencia en el recurso hídrico trae cambios en los parámetros físico-químicos del agua así tenemos el incremento de la acidez, de toxicidad y de eutrofización del ecosistema acuático, que perturban la sobrevivencia, crecimiento y la capacidad reproductiva de animales del medio acuático, así mismo tenemos los riesgos para la salud humana debido a su ingesta o por relación con toxinas liberadas por las cianobacterias en ambientes eutrofizados (Cárdenas, 2013).

1.1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

En el efluente de aguas servidas o residuales urbanas, el nitrógeno se presenta como nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+), como urea [$\text{CO}(\text{NH}_2)_2$] y en proporciones menores como nitritos (NO_2^-) y como nitratos (NO_3^-); para la eliminación del nitrógeno



esta debe estar reducido en forma de nitrito (NO_2^-) (nitrificación) y posteriormente en presencia de oxígeno se produce el nitrato (NO_3^-) y en un medio anaerobia (desnitrificación), el oxígeno (O_2) es toma de las moléculas de los nitratos (NO_3^-) y posteriormente se produce el nitrógeno gaseoso (N_2), que es eliminado al medio ambiente y por sedimentación contenido con alta proporción en la materia orgánica oxidada. Para descomposición de la urea [$\text{CO}(\text{NH}_2)_2$] se emplean sustancias oxidantes y mediante saturación del medio con oxígeno disuelto (OD), con el fin de aumentar su capacidad oxidante y de forma indirecta se provoca la descomposición de nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+) a nitrato (NO_3^-), debido a la saturación con oxígeno disuelto (OD) en el líquido ensayado, la aireación para disolver el oxígeno en el agua se realiza por borboteo de aire. Los resultados son favorables para la eliminación del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+) el que se forma por degradación de la urea [$\text{CO}(\text{NH}_2)_2$]; el nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+) reducido en el agua es un contaminante tóxico y se mantiene estable a un pH de 7, a la temperatura de 25°C . (Peña, et al. 2005).

En el agua la forma ionizada del amoníaco (NH_3) es el nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+) altamente tóxico para los organismos acuáticos así tenemos que las membranas branquiales de los peces son relativamente permeables al amoníaco (NH_3), más no al nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+) y por su elevada solubilidad en lípidos, se transporta a través de las membranas biológicas causando daños en las superficies respiratorias. (Alonso, 2006).

Los niños menores de cuatro meses que consuman agua con altas concentraciones en nitratos (NO_3^-) estas pueden llegar a contraer la enfermedad de metahemoglobinemia, manifestación de síntomas de cianosis, taquicardia, convulsiones, asfixia y por último llegando a la muerte. Testimonios científicos certifican que la ingestión prolongada de nitratos (NO_3^-) y nitritos (NO_2^-) alcanzarían a contribuir al desarrollo de linfomas y



cánceres, enfermedades coronarias, infecciones del tracto respiratorio y malformaciones en los recién nacidos. Estudios demuestran que el cáncer gástrico se da por la formación de nitrosaminas $[R_1N(-R_2)-N=O]$ producción por presencia de nitrito de sodio ($NaNO_2$) y favorecida por el bajo pH del estómago, teniéndose que las neoplasias malignas están asociadas a dietas preparadas con aguas con altas concentraciones en nitritos (NO_2^-) y nitratos (NO_3^-) así mismo las altas concentraciones de nitratos (NO_3^-) en la ingesta de agua potable se han relacionado a abortos espontáneos, nacimientos prematuros y retardo en el crecimiento intrauterino. (Vieira, et al. 2012).

El nitrógeno (N) presente en las aguas residuales debe ser removidos por las razones de: reduce el oxígeno disuelto de las aguas superficiales, es tóxico para el ecosistema acuático, es un riesgo para la salud pública y junto al fósforo (P), son nutrientes responsables del crecimiento desmedido de organismos fotosintéticos (eutrofización). Estos factores hacen que la legislación de un país sea cada vez más restrictiva en cuanto a los límites máximos permitidos para este parámetro del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+). <http://Smartwatermagazine.com>

1.2. FORMULACIÓN DEL PROBLEMA.

El nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+) de las aguas residuales, por aireación se disgregan en nitratos (NO_3^-) y estas aguas residuales al ser evacuadas a fuentes receptoras naturales son reutilizadas para diferentes fines, en la que no deben superar el valor máximo admisible (VMA) de 45 mg.L^{-1} como nitrato (NO_3^-) y no mayor a 84 mg.L^{-1} como nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+), según normas del D.S. N° 021-2009-VIVIENDA-República Del Perú.

Intención que persigue el presente trabajo de investigación; manifestándose en la siguiente interrogante.



1.2.1. Formulación del problema general.

- ¿En qué medida los tratamientos por aireación, oxidación química con peróxido de hidrogeno (H_2O_2) y por floculación-sedimentación no convencional con alumbre andino kollpa y con floculante ayuda de cal artesanal; en aguas del río Coata, sector Juliaca San Román y Coata Puno, acrecentaran la remoción de nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+) para verter a fuentes naturales; con posibilidad de ser reutilizadas en diversos usos?

1.2.2. Formulación de problemas específicos.

- La caracterización de los floculantes naturales alumbre andino kollpa, cal artesanal y de las aguas del río Coata, antes y después de la confluencia con aguas del río Torococha; ¿Influirán en los procesos de aireación, oxidación química con peróxido de hidrogeno (H_2O_2) y en la floculación-sedimentación no convencional con alumbre andino kollpa y floculante ayuda de cal artesanal, para la remoción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+)?
- ¿Cuáles serán los valores óptimos de: tiempo de aireación, volumen del oxidante peróxido de hidrogeno (H_2O_2), pH y la dosis del floculante alumbre andino kollpa y cal artesanal de floculante ayuda, para la remoción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+), en muestras de agua del río Coata antes y después de la confluencia con aguas del río Torococha?
- ¿En qué medida la aplicación de la cinética del mejor ajuste de la remoción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+), de las aguas del río Coata antes y después de la confluencia con aguas del río Torococha, mejorarán los procesos de tratamiento por aireación, oxidación química con peróxido de hidrogeno (H_2O_2) y por floculación-sedimentación no convencional con alumbre andino kollpa y ayuda de cal artesanal?



1.3. HIPÓTESIS DE LA INVESTIGACIÓN

1.3.1. Hipótesis general

- La concentración del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+), en aguas del río Coata, sector Juliaca San Román y Coata Puno, desciende por tratamientos de aireación, oxidación química con peróxido de hidrogeno (H_2O_2) y por floculación-sedimentación no convencional con alumbre andino kollpa y ayuda de cal artesanal.

1.3.2. Hipótesis específicas

- La caracterización de los floculantes naturales alumbre kollpa, cal artesanal y las aguas del río Coata antes y después de la confluencia o mezcla con aguas del río Torococha; permiten ser utilizados en la floculación-sedimentación no convencional, para remoción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+) en aguas del río Coata, en el sector Juliaca San Román y Coata Puno.
- La determinación óptima del tiempo de aireación, volumen del oxidante peróxido de hidrogeno (H_2O_2), pH y la dosis del floculante alumbre kollpa y de ayuda cal artesanal; mejoran la remoción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+), en muestras de agua del río Coata antes y después de la confluencia o mezcla con aguas del río Torococha.
- La aplicación de la cinética de mejor ajuste de la remoción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+); optimiza el uso de los valores de tiempo de aireación, volumen del oxidante peróxido de hidrogeno (H_2O_2), pH y dosis del floculante alumbre kollpa y floculante ayuda de cal artesanal; para la remoción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+), en aguas del río Coata antes y después de la confluencia o mezcla con aguas del río Torococha.



1.4. JUSTIFICACIÓN DEL ESTUDIO

El río Torococha, es receptor de efluentes de aguas residuales (AR) de las lagunas de estabilización de la ciudad de Juliaca, reactores que colapsaron en el tratamiento de (AR); sus efluentes se mezclan con el caudal del río Coata, que es contaminado con desechos domésticos e industriales. La Autoridad Nacional del Agua, ANA-Puno Perú. (2017), indica que el río Torococha contiene altas cargas contaminantes de demanda bioquímica de oxígeno (DBO), demanda química de oxígeno (DQO), arsénico, nutrientes: fósforo y nitrógeno, coliformes termo tolerantes, entre otros; cuyas concentraciones sobrepasan los estándares de calidad ambiental ECA para Agua, D.S. N° 015-2015- MINAM.

Se tiene que la ionización del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+), a partir del amoniaco (NH_3) del agua, es altamente tóxica para los organismos acuáticos, ejemplo, las membranas branquiales de los peces que son relativamente permeables al amoniaco (NH_3), más no al nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+) por tener elevada solubilidad en lípidos que facilita su paso a través de las membranas biológicas causando daños en las superficies respiratorias. (Alonso, 2006).

Diversos niños menores de cuatro meses que consumen agua con alta concentración en nitratos contraen la enfermedad de metahemoglobinemia, manifestando cianosis, taquicardia, convulsiones, asfixia y por último la muerte. Evidencias científicas indican que la ingestión de nitratos (NO_3^-) y nitritos (NO_2^-), contribuye al desarrollo de linfomas y cánceres, enfermedades coronarias, infecciones del tracto respiratorio y malformaciones en recién nacidos. Así mismo se tiene que el cáncer gástrico se da por la formación de nitrosaminas [$\text{R}_1\text{N}(-\text{R}_2)-\text{N}=\text{O}$] y por presencia de nitrito de sodio (NaNO_2) en el agua, que es favorecido por el bajo pH del estómago, atribuyéndose la dilatación y adelgazamiento de los vasos coronarios intramusculares; las neoplasias malignas que



están asociadas a aguas ricas en nitratos (NO_3^-) y nitritos (NO_2^-). La ingesta con alta concentración de nitratos (NO_3^-) en el agua potable se ha relacionado a abortos espontáneos, nacimientos prematuros y retardo en el crecimiento intrauterino. (Vieira, et al. 2012).

Para la descomposición de la urea [$\text{CO}(\text{NH}_2)_2$] en el agua se debe oxidar y saturar el medio con oxígeno disuelto (OD) que es captado del aire, proceso que se debe desarrollar con el fin de aumentar su capacidad oxidante e indirectamente provocar la descomposición del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+) a nitrato (NO_3^-). Los resultados son favorables, debido a que se elimina el nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+) producto de la degradación de la urea [$\text{CO}(\text{NH}_2)_2$]. El nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+) reducido es tóxico y se mantiene estable a pH 7 y a la temperatura de 25°C . (Peña, et al. 2005).

Las aguas residuales tratadas, para ser evacuadas a fuentes receptoras naturales para su reutilización con diferentes fines; sus concentraciones no deben superar al valor máximo admisible (VMA) de 45 mg.L^{-1} como nitrato (NO_3^-) y a 84 mg.L^{-1} como nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+), según normas del D.S. N° 021-2009-VIVIENDA. El trabajo de investigación se proyecta a las justificaciones de:

- Justificación Ambiental. - Con la remoción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+) de las aguas residuales se logra que las aguas tratadas sean aptas y reutilizables para diferentes fines, dentro del marco de la norma del D.S. N° 021-2009-VIVIENDA.
- Justificación Social. - Con la remoción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+) de las aguas residuales, se previene, dentro del cuidado de la salud, el desarrollo de linfomas, neoplasias malignas (cánceres), enfermedades coronarias, infecciones del tracto respiratorio y malformaciones congénitas en recién nacidos.



- Justificación tecnológica. - Con el uso tecnológico no convencional por aireación, oxidación química con peróxido de hidrogeno (H_2O_2) y por floculación-sedimentación no convencional con alumbre andino kollpa y floculante ayuda de cal artesanal; se propone la remoción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+) del agua.

Bajo estas premisas, el presente estudio pretende dar una alternativa al tratamiento a las aguas del rio Coata para la remoción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+).

1.5. OBJETIVOS DE LA INVESTIGACIÓN

1.5.1. Objetivo general .

Evaluar la remoción de nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+), por aireación, oxidación química con peróxido de hidrógeno (H_2O_2) y por floculación-sedimentación no convencional con alumbre andino kollpa y con floculante ayuda de cal artesanal; en aguas del rio Coata, sector Juliaca-San Román y Coata-Puno.

1.5.2. Objetivos específicos

- Caracterizar los floculantes naturales alumbre andino kollpa y cal artesanal y las aguas del rio Coata antes y después de la confluencia con aguas del rio Torococha.
- Determinar los parámetros óptimos de tiempo de aireación, volumen del oxidante químico peróxido de hidrogeno (H_2O_2), pH y dosis del floculante alumbre andino kollpa y del floculante de ayuda cal artesanal, para la remoción de nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+), en aguas del rio Coata, después de la confluencia con aguas del rio Torococha.
- Evaluar la Cinética de mejor ajuste de la remoción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+), en aguas del rio Coata, después de la confluencia con aguas del rio Torococha.



CAPÍTULO II

REVISIÓN DE LITERATURA

2.1. MARCO TEÓRICO

2.1.1. Aguas residuales.

Las aguas residuales son las aguas en la que su calidad se vio afectada negativamente por actividades antropogénicas. Las aguas residuales son las aguas utilizadas en cualquiera de sus formas: domésticas, urbanas, comerciales, agrícolas, pecuarias, efluentes líquidos industriales, efluentes mineros metalúrgicos o las aguas que se mezclaron con aguas pluviales o naturales. Su importancia es que requiere sistemas de tratamiento para evitar la generación de problemas de contaminación ambiental.

La FAO explica que las aguas residuales son aguas que no tiene una calidad de valor inmediato para el fin que se utilizó, debido a que su calidad y cantidad no son saludables al momento en que se dispone de ella. Se aprecia que, las aguas residuales de un usuario pueden servir de suministro para otro usuario en otro espacio o lugar y así mismo las aguas de refrigeración no se consideran aguas residuales.

Las aguas residuales urbanas generalmente se conducen por sistemas de alcantarillado hacia plantas de tratamiento de aguas residuales para su depuración antes de su vertido, aunque no siempre es así, si no que son evacuadas y descargadas directamente a las fuentes receptoras naturales.

Las aguas servidas o residuales, generalmente están formadas aproximadamente por un 99 % de agua y quizás un 1 % formado por sólidos en suspensión y solución. Que se pueden clasificarse en orgánicos e inorgánicos.

- Los sólidos inorgánicos están integrados importantemente por sustancias de: nitrógeno (N), fósforo (P), bicarbonato (HCO_3^-), carbonato (CO_3^-), sulfato (SO_4^{2-}),



cloruro (Cl^-), y por otras sustancias dañinas a la ingesta como: el arsénico (As), cianuro (CN^-), cadmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), mercurio (Hg), plomo (Pb) y zinc (Zn).

- Los sólidos orgánicos presentes en el agua se pueden catalogar en: nitrogenados y no nitrogenados. Entre los nitrogenados, tenemos las: proteínas, ureas, aminas y aminoácidos y entre los no nitrogenados tenemos la: celulosa, grasas y jabones. La concentración de materia orgánica en el agua se determina a través de la DBO_5 , la cual mide el material orgánico carbonáceo, mientras que la DBO_{20} mide material orgánico carbonáceo y nitrogenado.
- Asimismo, se encuentran: aniones, cationes inorgánicos y compuestos orgánicos.

Principales parámetros de control en el agua residual: Tenemos los parámetros característicos, de:

- Temperatura.
- pH.
- Sólidos en suspensión totales. (SST)
- Materia orgánica valorada como (DQO) y (DBO), (a veces TOC)
- Nitrógeno total Kjeldahl. (NTK)
- Nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+), nitratos (NO_3^-) y nitritos (NO_2^-).
- Fósforo total (P), sulfuros(S^{-2}) y sólidos disueltos.

Influencias del vertido de aguas residuales en el medio receptor, la (FAO), define la contaminación del agua según el Reglamento del Dominio público hidráulico, se entiende por contaminación, a los efectos negativos que la Ley de aguas pruebe, así tenemos la acción y el efecto de introducir materias o formas de energía que al inducir al agua de modo directo o indirecto, impliquen una alteración perjudicial de su calidad relacionados con los usos posteriores o con su función ecológica.



1. El vertido de sustancias orgánicas degradables, producen una disminución del oxígeno disuelto (OD), debido a que los microorganismos que degradan la materia orgánica consumen oxígeno para su oxidación. Si la demanda de oxígeno es superior a la aireación por disolución del oxígeno atmosférico, se puede llegar a un ciclo anaerobio. En el ciclo anaerobio el oxígeno que se consume proviene de los nitratos, creándose un ambiente reductor, con la aparición del nitrógeno (N_2) gaseoso que es desprendido al medio ambiente conocido como proceso de desnitrificación, acompañado de la producción de ácido sulfhídrico (H_2S), y la reducción de sulfatos (SO_4^{2-}) a sulfuros (S^{2-}) responsables de que el agua se torne oscura, de olor desagradable y con gérmenes patógenos.
2. La incorporación de compuestos tóxicos al agua, tanto orgánicos como inorgánicos, eliminan a los organismos depuradores, inhibiendo en su desarrollo e impidiendo reacciones enzimáticas con intoxicación a varios niveles de la cadena trófica, desde los microorganismos hasta a los animales superiores.
3. La incorporación de materia en suspensión, reduce la penetración de luz a interiores de la masa acuática con ausencia de fotosíntesis, con obstrucción a los órganos respiratorios de muchos seres vivos acuáticos.
4. Se produce la alteración del pH y del equilibrio salino (balance en sodio, calcio, etc.) en el agua. (<https://Wikipedia.org.Aguas Residuales>)

2.1.2. Nitrógeno orgánico amoniacal.

El nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+) es un componente transitorio en el agua debido al comportamiento del ciclo del nitrógeno e influido por la actividad biológica. El (NH_4^+) es el producto natural de la descomposición de los compuestos orgánicos nitrogenados. En el agua puede se presenta en forma molecular como amoniaco (NH_3) o como nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+), dependiendo del pH.



Las aguas superficiales no deben contener normalmente amoníaco (NH_3), la presencia de amoníaco libre (NH_3) o nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+) es considerado como una prueba química de una reciente contaminación peligrosa. Si el medio es aerobio, el nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+) se transforma en nitratos (NO_3^-).

El origen del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+) se tiene en:

- Aguas residuales industriales (fábricas, etc.)
- Aguas de lluvia, tras un periodo de sequía, en zonas industriales.
- Aguas residuales agrícolas y pecuarias (excrementos de animales, desechos agrícolas, residuos de fertilizantes).
- En ciertas aguas con hierro que pueden reducir los iones nitrato (NO_3^-).
- Descomposición de productos nitrogenados orgánicos en el suelo.
- Putrefacción de plantas.

Efectos del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+)

- Sabor desagradable en el agua.
- Dificulta a la desinfección por cloración.
- Proporciona colores extraños al agua por formación de complejos orgánicos.

(roble.pntic.mec.es/-mbedmar/iesao/química/nitrogen.html)

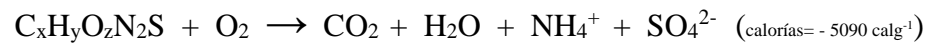
2.1.3. Contaminación del agua por el nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+).

La principal fuente de contaminación en las aguas residuales es el amoníaco (NH_3); niveles superiores de amoníaco (NH_3), son indicativos de una contaminación reciente. En las aguas residuales, el amoníaco (NH_3) procede de la descomposición de la urea [$\text{CO}(\text{NH}_2)_2$], producto de las bacterias ureasas.

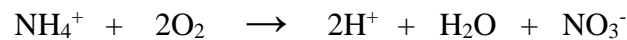
El agua de lluvia, debido a la disolución del nitrógeno de la atmósfera, puede presentar algunas trazas de aporte a la contaminación del agua.



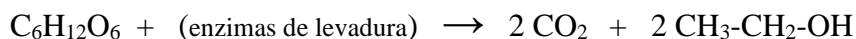
La descomposición aeróbica de las proteínas que contienen nitrógeno (N) y azufre (S), representados por la fórmula general ($C_xH_yO_zN_2S$) puede ser representado mediante la reacción química no balanceada:



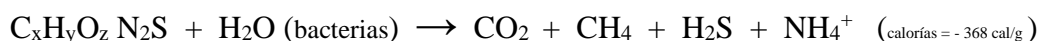
Cuando la materia orgánica que contamina al agua se debe a que se ha agotado la acción bacteriana con desoxigenación de las aguas en la que se oxida el nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+), proceso denominado nitrificación, el que se puede representar mediante la ecuación química:



A los procesos de descomposición bacteriana anaeróbica (en ausencia de oxígeno) de la materia orgánica es un proceso llamado anaerobiosis. A la descomposición anaeróbica (por enzimas producidas por levaduras) de los carbohidratos o azúcares se le llama fermentación y a la descomposición bacteriana anaeróbica de las proteínas se le llama putrefacción. La fermentación de un azúcar por enzimas de levaduras, por ejemplo, de la glucosa, se puede representar en términos generales, mediante la ecuación química:



La putrefacción de las proteínas se puede representar mediante la ecuación química no balanceada:



En esta reacción se puede observar que se libera mayor cantidad de energía en la aerobiosis que en la putrefacción. En el proceso de putrefacción, se produce gas metano (CH_4) insoluble en el agua que es liberado en forma de gas, el sulfuro de hidrógeno (H_2S)



es un gas incoloro, de mal olor (a huevo podrido) y muy tóxico, en concentraciones del 5 % es nocivo para la vida, por lo que la putrefacción desprende olor fétido, los peces y otros animales que requieren del oxígeno no pueden vivir en aguas contaminadas donde ocurra la putrefacción, que es considerado como la peor forma de contaminación bacteriana del agua.

http://www.xtec.cat/gjimene2/llicencia/students/07_aguas.html.

2.1.4. La contaminación del agua por la urea

La urea [$\text{CO}(\text{NH}_2)_2$] es un compuesto químico cristalino e incoloro, producto del almacenaje en la orina, en el sudor y en la materia fecal. Es considerado producto terminal del metabolismo de las proteínas en el humano y en los demás mamíferos.

Las características físico químicas de la urea son:

- Fórmula : $\text{CH}_4\text{N}_2\text{O}$
- Masa molar : $60,06 \text{ g}\cdot\text{mol}^{-1}$
- Estructura cristalina : sistema cristalino tetragonal
- Fórmula semidesarrollada : $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$
- Apariencia : blanco

Es conocido por otros nombres: urea, carbamida, aminometanamida, diaminometanona

El origen del nitrógeno (N) en las aguas residuales tiene diversas formas, principalmente el que proviene de la mineralización de la materia orgánica a amoníaco (NH_3) o amonio (NH_4^+) tal como se expone en el siguiente proceso:

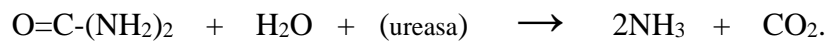


(a pH básico, la reacción se desplaza a la derecha).





Se tiene que a través de la enzima ureasa, la urea $[\text{CO}(\text{NH}_2)_2]$ se puede degradar en amoníaco (NH_3) y dióxido de carbono (CO_2):



2.1.5. Eliminación del nitrógeno en las aguas residuales

El nitrógeno (N) contaminante presente en el agua residual, se puede presentar en diferentes formas, y son viables a transformaciones por diferentes procesos de tratamiento. Estas transformaciones permiten convertir el nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+) en productos de fácil separación del agua residual, mediante un proceso de nitrificación y desnitrificación, con la eliminación del nitrógeno proceso desarrollado en dos etapas:

- Primera etapa; la nitrificación; es la reducción por el requerimiento de oxígeno para que el amoníaco (NH_3), tenga su conversión a nitrato (NO_3^-). Notándose en el proceso, en el que el nitrógeno básicamente ha cambiado de valencia química y no se ha eliminado.
 - Segunda etapa; la desnitrificación; en este proceso anaeróbico el nitrato (NO_3^-) pierde sus oxígenos y se convierte en nitrógeno (N_2) gaseoso que es eliminado al medio ambiente. Este proceso de eliminación del nitrógeno (N) en las aguas residuales constituye el método biológico más adecuado por ser eficiente.
- La nitrificación; es el primer paso en la eliminación del nitrógeno (N) en las aguas residuales. Este proceso se puede llevar a cabo gracias a dos géneros de bacterias, nitrosomonas y nitrobacter. Las bacterias nitrificantes son extremadamente sensibles y que son afectados por factores de: temperatura, oxígeno disuelto, pH, alcalinidad, etc.
 - Los nitrosomonas oxidan el amoníaco (NH_3) a nitrito (NO_2^-), siendo éste un proceso intermedio.



- Las nitrobacter transforman el nitrito (NO_2^-) a nitrato (NO_3^-).
- La desnitrificación; es la segunda etapa de la remoción del nitrógeno (N) de las aguas residuales, se produce en condiciones anaeróbicas, donde el nitrato (NO_3^-) es reducido a nitrito (NO_2^-) y posteriormente a nitrógeno gaseoso (N_2), por acción de las bacterias heterótrofas facultativas, estas bacterias utilizan el carbono (C) de la materia orgánica como fuente de energía, para la síntesis celular en ausencia de oxígeno (O_2) en donde el nitrato (NO_3^-) es aceptor de electrones para producir la desnitrificación, proceso que puede ser afectada por factores de: la temperatura (T°), oxígeno disuelto (OD), pH, la cantidad de materia orgánica degradable y la concentración de nitrato (NO_3^-).

(<http://aguas industriales.es/eliminacion-del-nitrogeno-en-las-aguas-residuales/>)

2.1.6. Proceso de aireación del agua.

- Teoría de la aireación

El proceso de aireación en el tratamiento de aguas residuales; consiste en poner el agua en contacto profundo con el aire. Este proceso de tratamiento tiene el objetivo de proporcionarle a los microorganismos el oxígeno (O_2) necesario para degradar la materia orgánica contaminante; con la aireación se logra:

- Transferir oxígeno disuelto (OD) al agua.
- Remover sustancias volátiles.
- Eliminar el anhídrido carbónico (CO_2).
- Remover el gas de ácido sulfhídrico (H_2S), gas metano (CH_4), gas cloro (Cl_2) y los iones amonio (NH_4^+)
- Remover el hierro (Fe) y manganeso (Mn) por sedimentación.

Los procesos de tratamiento biológico de las aguas residuales requieren oxígeno disuelto (OD) entre 0,2 y 2,0 mg.L^{-1} ; las operaciones de la mezcla de la materia orgánica

del agua residual con OD, son parámetros que determinan la potencia requerida por los equipos de aireación empleados.

- Teoría de la doble capa en aireación

En la interfase entre el líquido (agua residual) y el gas (aire u oxígeno) se forma una película a través de la cual se transfiere el gas hacia el líquido por difusión molecular. La cantidad de aire transferido a través de cada película, por unidad de tiempo (coeficiente de transferencia) es un valor constante que depende del valor de saturación (C_s) del oxígeno en el agua residual y del tipo de aireador.

Los valores de concentración saturación de oxígeno en agua limpia a diferentes temperaturas se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1. Valores de concentración de saturación (C_s) del oxígeno en agua limpia a una (01) atmósfera de presión (760 mm Hg).

Temperatura (°C) “ C_s ”	Oxígeno Disuelto (mg.L ⁻¹)	Temperatura(°C) “ C_s ”	Oxígeno Disuelto (mg.L ⁻¹)
0	14,62	18	9,54
5	12,80	19	9,35
7	12,17	20	9,17
8	11,87	21	8,99
9	11,59	22	8,83
10	11,33	23	8,68
11	11,08	24	8,53
12	10,83	25	8,38
13	10,60	26	8,22
14	10,37	27	8,07
15	10,15	28	7,92
16	9,95	29	7,77
17	9,74	30	7,63

Fuente: (Fernández et al.,2007).

2.1.7. Oxidación del agua con peróxido de hidrógeno (H_2O_2).

El peróxido de hidrógeno (H_2O_2), es ampliamente utilizado como un oxidante seguro, de gran alcance y versátil.

El potencial de oxidación del peróxido de hidrógeno (H_2O_2) tiene mayor alcance que el cloro (Cl) y el dióxido de cloro (ClO_2) y con el uso de catálisis, el peróxido de hidrógeno, se convierte en radicales oxhidrilo ($\bullet OH$) que es el segundo oxidante más fuerte después del flúor.

El peróxido de hidrogeno se utiliza ampliamente, por ejemplo, en el control del olor, de la corrosión, en la remoción de DBO/DQO, en la oxidación orgánica, oxidación de metales y en la desinfección; la escala potencial de oxidación se presenta en la tabla 2.

Tabla 2. Escala potencial de oxidación

Oxidante		Potencial de oxidación, (V)
Flúor	(F)	3,0
Radical del oxhidrilo	($\bullet OH$)	2,8
Ozono	(O_3)	2,1
Peróxido de hidrógeno	(H_2O_2)	1,8
Permanganato de potasio	($KMnO_4$)	1,7
Dióxido de cloro	(ClO_2)	1,5
Cloro	(Cl)	1,4

Fuente: (Fernández, et al. 2007).

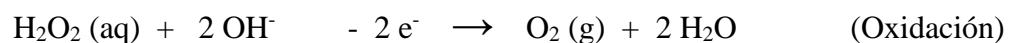
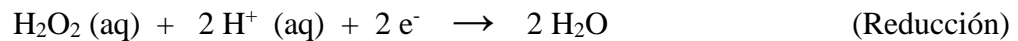
El peróxido de hidrógeno (H_2O_2) puede ser combinado en diversos procesos para mejorar, la floculación-precipitación y biotratamiento. El peróxido de hidrogeno puede ser utilizado con el uso de catalizadores, tales como hierro (Fe), cobre (Cu), manganeso



(Mn) y otros metales de transición. El catalizador de uso común es el hierro (Fe), al ser utilizados con peróxido de hidrogeno, se llama la reacción de Fenton.

<https://www.lenntech.es/peroxido-de-hidrogeno.htm#ixzz6I1ORE2ax>).

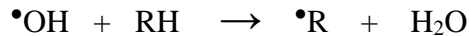
El peróxido de hidrógeno (H₂O₂) es capaz de actuar ya sea como agente oxidante o como agente reductor.



La oxidación se realiza en medio ácido y las reducciones se realizan en medio básico. La reacción catalítica con el hierro es:



La reacción con compuestos orgánicos alquílicos es el siguiente:



Donde RH es la materia orgánica carbonada o nitrogenada componente del nitrógeno orgánico amoniacal (NH₄⁺), obteniéndose como producto final de la oxidación el dióxido de carbono (CO₂) y agua (H₂O).

(https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/oxidacion_con_peroxido_de_hidrogeno.pdf).

- Oxidación química en aguas residuales.

Las aguas residuales industriales y las aguas subterráneas generalmente contienen sustancias orgánicas no biodegradables. Estas sustancias se pueden oxidar químicamente, para obtener su eliminación. En el proceso de oxidación se tiene dos componentes: la sustancia a oxidar y el oxidante. El oxidante capta electrones reduciéndose, mientras que la sustancia a oxidar cede los electrones. La oxidación de sustancias orgánicas se realiza



por etapas y en el caso de una oxidación completa éstas se transforman en productos finales, agua (H₂O) y dióxido de carbono (CO₂).

- Procesos de oxidación avanzada.

La oxidación avanzada se produce cuando se utilizan como oxidante, los radicales hidroxilo ($\bullet\text{OH}$), que la caracteriza fundamental la existencia de un electrón libre único en lugar de una pareja de electrones. Esto se expresa mediante un punto en la fórmula ($\bullet\text{OH}$), en la que el electrón confiere al radical hidroxilo ($\bullet\text{OH}$) su gran reactividad, como agentes oxidante es de alta energía capaces de oxidar fácilmente las sustancias orgánicas.

2.1.8. Coagulación y floculación.

Procesos que producen la sedimentación química:

- Las partículas en suspensión en aguas superficiales, provienen generalmente de la erosión de suelos y de la descomposición de sustancias orgánicas, así tenemos las descargas de efluentes domésticos, industriales y agrícolas; que producen la turbiedad del agua (solubilidad de arcillas y partículas de lodo); el color en el agua se debe a la solubilidad de partículas de la materia orgánica y a los hidróxidos de metales.
- Tamaño de partículas en suspensión. Las partículas con diámetro inferior a 1 micrómetro (μm) ($1 \mu\text{m} = 1 \times 10^{-6} \text{ m}$). generalmente corresponden a partículas de materias orgánicas o inorgánicas, que se depositan muy lentamente.

En la tabla 3, se señalan los tiempos de sedimentación de diferentes partículas teniendo en cuenta sus dimensiones y densidad.

Tabla 3. Tiempos de decantación de partículas.

Clase de partículas	Diámetro (mm)	Tiempo sedimentación	
		Densidad 2,6	Densidad 1,2
Grava	10,00	0,01 a 0,03 (s)	0,5 (s)
Arena gruesa	1,00	1,50 a 2,50 (s)	15 a 20 (s)
Arena fina	0,10	60 a 100 (s)	3 a 5 (m)
Lodo fino	0,01	3 a 3,5 (h)	4,0 a 46,0 (h)
Coloides	0,001	1 a 2 (a)	60 a 80 (d)

Fuente: (Miranda, 2018).

Las partículas más pequeñas requieren un mayor tiempo de duración para su sedimentación, las que se pueden adelantar y acelerar con la adición de un floculante externo.

- Partículas coloidales. Poseen suspensiones muy estables, que impiden su sedimentación natural, a estas sustancias se debe la turbiedad y el color del agua, debido a que los coloides presentan grandes superficies de contacto entre la fase sólida y la fase líquida.

La materia coloidal generalmente está constituida por la materia orgánica, de gran afinidad por el agua, por ser hidrofílicas, se dispersan espontáneamente y son rodeados de moléculas de agua; contrariamente las partículas hidrofóbicas rechazan al agua, constituidas por materia inorgánica y su dispersión en el agua no es espontáneo y requiere la adición de medios químicos y físicos para su sedimentación.

- Zeolitas naturales

Las zeolitas son minerales de aluminio-silicatos hidratados, de sodio (Na), calcio (Ca), magnesio (Mg), potasio (K) y otros metales alcalinos y alcalinos térreos que se encuentran en forma natural en la superficie de la tierra; poseen una estructura cristalina eléctricamente cargada el que se puede utilizar para retener cationes y aniones.



En procesos de reacción en la superficie de las zeolitas algunos de los compuestos de aluminio son reemplazados por silicatos, cada una de estas sustituciones crea una carga negativa en la superficie de la zeolita, que atraerá un catión (ión cargado positivamente) para balancear las cargas y formar partículas de Flock que sedimentan.

Existen diferentes tipos de zeolitas naturales diferenciados por su composición mineralógica, las más en abundancia tenemos la Clinoptilolita, Chabatiza, Heulandita, Modernita, Filipsita, Silicalita y Heroinita entre otras. (Hanson, 2000).

- Cal artesanal.

La cal artesanal es una sustancia química, obtenido al calcinar la piedra caliza, La cal artesanal se obtiene por cocción a temperaturas de 250 a 400 °C, obteniéndose cal viva impura, caracterizado por la conformación del 96% a 98 % de Hidróxido de calcio $[Ca(OH)_2]$ y con contenido del 1,40 % a 2,50 % de Carbonato de Calcio ($CaCO_3$); ambas moléculas integrados por átomos de calcio (Ca^{2+}) componente que le da la característica de floculante en menor proporción llamado ayuda de floculación.

- Coagulación y floculación

Los procesos versátiles de clarificación del agua son por procesos de coagulación y floculación, que remocionan la turbiedad orgánica e inorgánica, el color aparente y verdadero, así mismo remociona la DQO y eliminan las bacterias, virus y plancton en general; la coagulación y floculación, son dos procesos diferentes que se llevan a cabo de forma simultánea y continua para la formación de flóculos que sedimentan. (Aguilar, 2002).

- Coagulación.

La coagulación es un proceso físico-químico en el cual se produce una desestabilización de las cargas de las partículas coloidales por la adición de sustancias químicas (coagulantes), que rompen las fuerzas electrostáticas de los coloides que las

mantenían separadas, para aglomerar dichas partículas y formar los flóculos, que sedimenten fácilmente. (Aguilar, 2002).

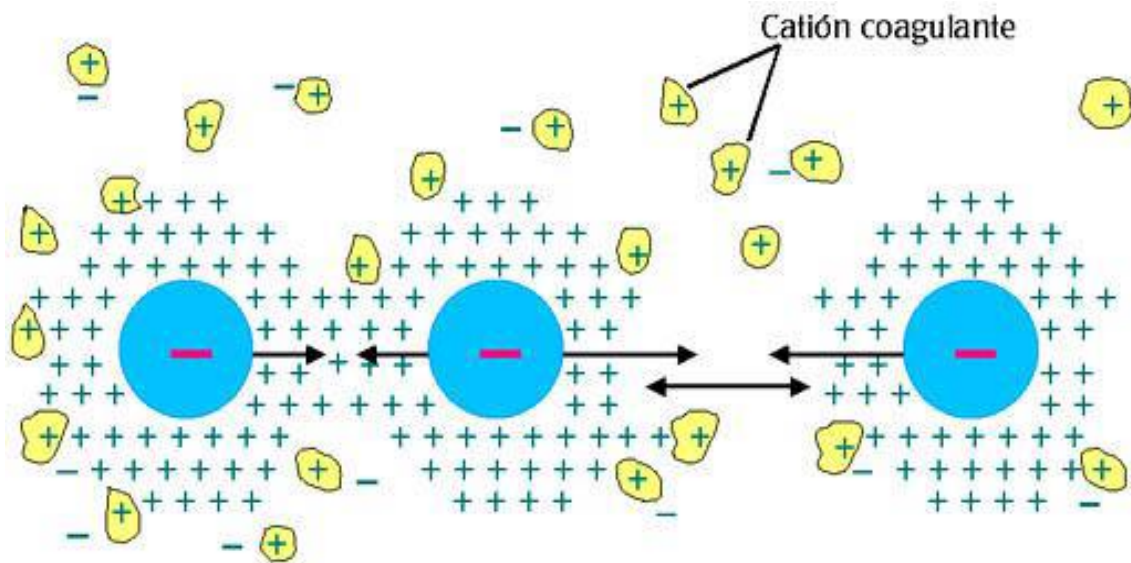


Figura 1. Anulación de cargas eléctricas

Fuente. Water research (2002).

La figura 1, muestra que a un inicio las cargas eléctricas están desestabilizadas en la superficie del coloide y con la adición de un coagulante las cargas se neutralizan, produciendo la “nubosidad de iones” que rodean a los coloides, y por este efecto pueden aglomerarse, proceso llamado floculación. Water research (2002).

- Fases de la coagulación

El proceso de coagulación se desarrolla en un tiempo muy corto (casi instantáneo), en la que se desestabilizan las cargas de los coloides, este proceso se presentan las siguientes etapas:

- Hidrólisis de los coagulantes y desestabilización de las partículas en suspensión.
- Formación de compuestos químicos poliméricos.
- Adsorción mutua de coloides.
- Acción de barrido, que se muestran en las figuras 2 y 3.

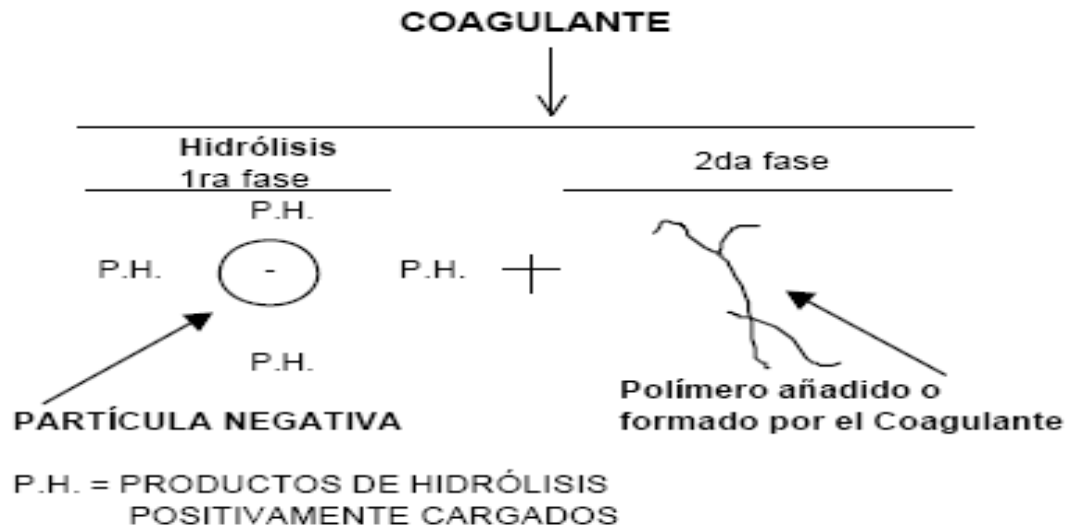


Figura 2. Primera y segunda fase de la coagulación.

Fuente. Lavin (2002)

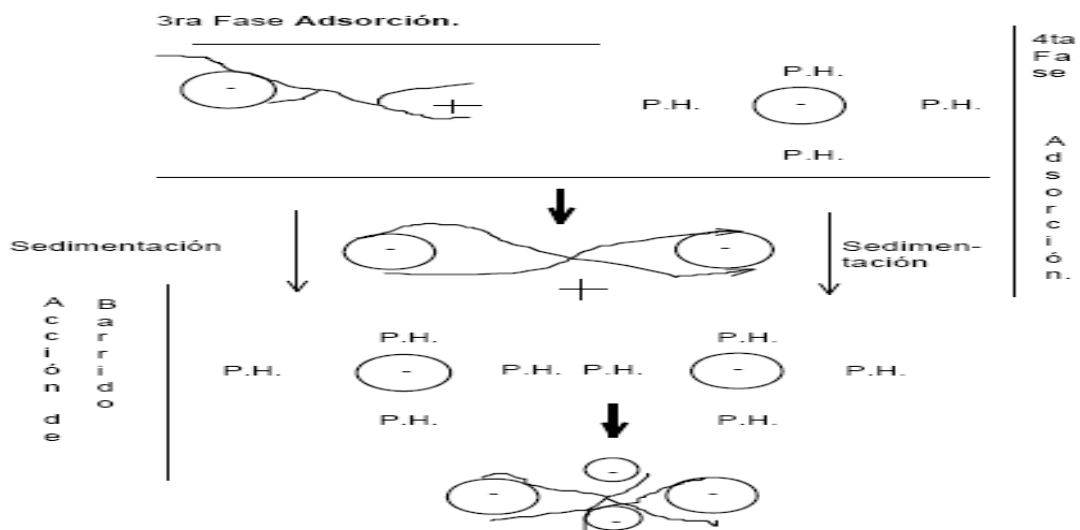


Figura 3. Tercera y cuarta fase de la coagulación.

Fuente. Lavin (2002)

- Tipos de coagulación

Se presentan dos tipos fundamentales de coagulación: Por adsorción y por barrido.

1. Coagulación por adsorción: Se presenta cuando en el agua se tiene alta concentración de partículas coloidales (turbiedad). Cuando el coagulante se adiciona al agua turbia, por diferencia de cargas eléctricas el coagulante son adsorbidos por los coloides formando flóculos en forma instantánea.

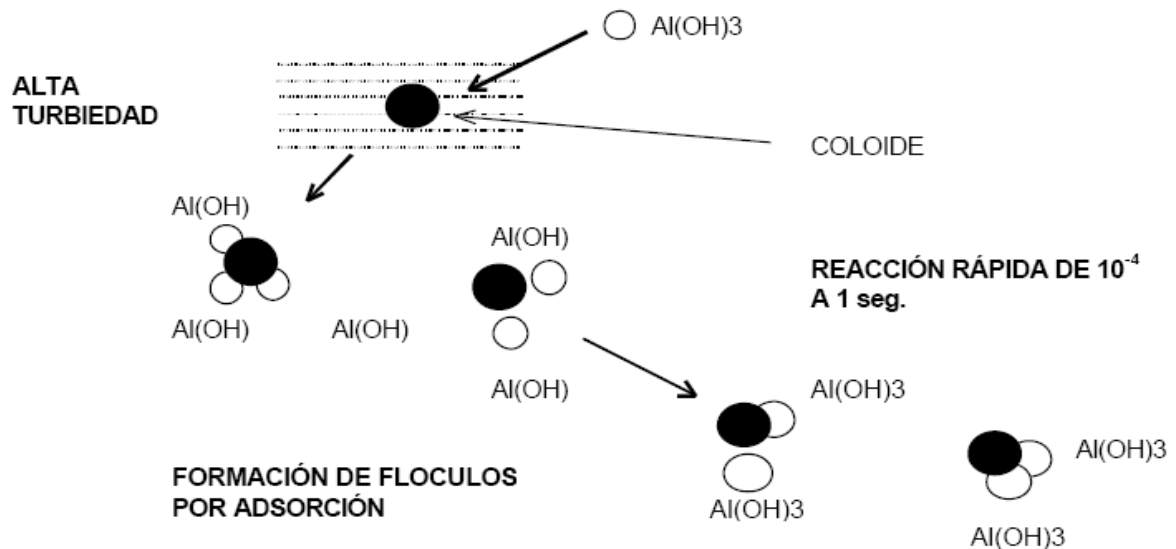


Figura 4. Coagulación por adsorción.

Fuente. Water research (2002)

2. Coagulación por barrido: Este tipo de coagulación se presenta cuando el agua es casi clara (de baja turbiedad) y de pequeña cantidades de partículas coloidales; en este proceso las partículas coloidales son atrapadas produciéndose una sobresaturación de precipitado por el coagulante, así podemos tener el sulfato de aluminio $[Al_2(SO_4)_3]$ o cloruro férrico ($FeCl_3$). Water research (2002).

- Coagulantes.

Generalmente los coagulantes, son sustancias químicas de hierro (Fe^{3+}) o aluminio (Al^{3+}) u otros elementos de carga (+3), que desarrollan el proceso de coagulación al agregarse al agua residual, con la formación de flóculos más pesados y de mayor velocidad de sedimentación; también se tienen los coadyuvantes o ayudantes de coagulación, estas al actuar en el agua producen poco o ningún floc, pero mejoran los resultados de la coagulación. Entre los ayudantes de coagulación tenemos el cloruro de magnesio ($MgCl_2$), el aluminato de sodio ($NaAlO_2$), la sílice activada, el almidón, la cal hidratada y electrolitos de elevada masa molecular.

Water research (2002).

- Floculación.

Una vez ejecutada la fase de coagulación, le prosigue la segunda fase denominada floculación, cuyo proceso es agregar al agua residual, polímeros floculantes los que se adhieren a los flocs obtenidos durante la primera fase de coagulación; y de esta manera se genera una serie sucesiva de colisiones que dan la formación de flóculos de mayor tamaño y que son fácilmente sedimentables. La velocidad de la sedimentación de los flóculos depende del tamaño, concentración de los coloides desestabilizados y de la velocidad de agitación de la muestra en el agua. (Aguilar, 2002).

- Objetivos de la floculación:

En esta segunda etapa de floculación, la mezcla debe ser lenta, cuyo objetivo es buscar y tener mayor contacto para crear aglomeración y la unidad de los flóculos dentro del agua, de tamaños moderados. Los flóculos al juntarse se aglomeran y sedimentan y algunos residuos no sedimentados pueden traer problemas en la filtración. Lavín, (2002).

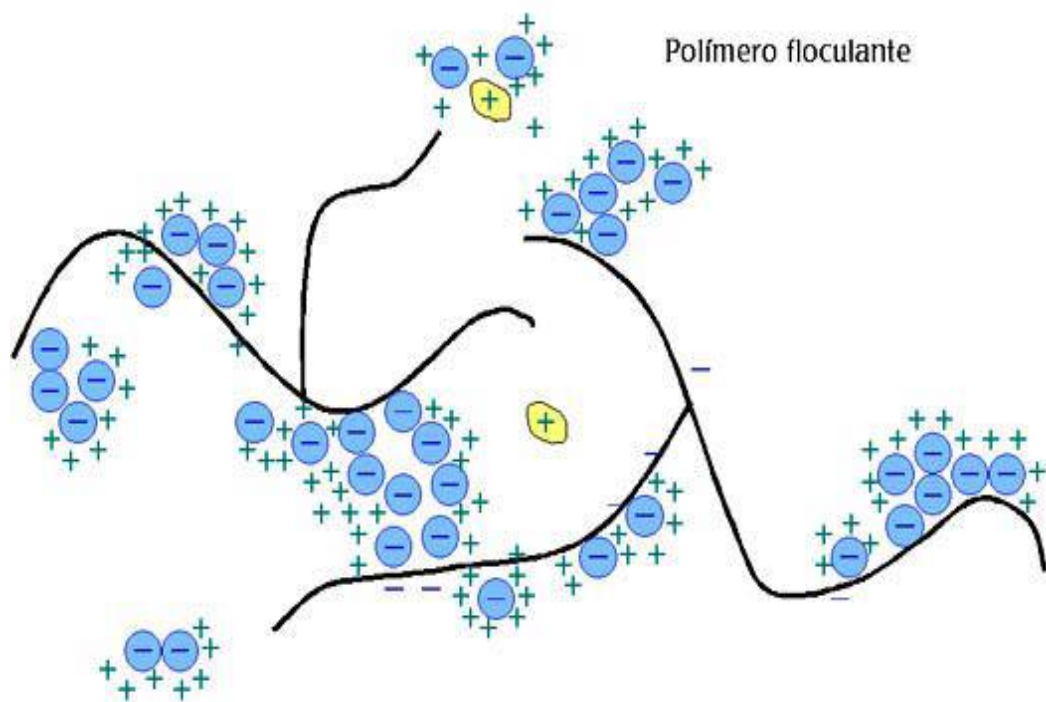


Figura 5. Esquema de una floculación.

Fuente. Lavín (2002).



1. Floculantes

Los floculantes son sustancias orgánicas o inorgánicas poli electrolitos de pesos moleculares muy elevados, solubles en el agua que forman bloques denominados monómeros en cadenas largas; los floculantes pueden ser de naturaleza: mineral, orgánico natural y orgánico sintético. (Lavín, 2002).

Entre los floculantes tenemos:

a. Floculantes minerales. Dentro de estas se encuentra la sílice activada, que es el primer floculante empleado, su preparación es delicada por presentar riesgos de la gelatinización. También se tiene las sales naturales de aluminio (Al III) y los de hierro (Fe III).

b. Floculantes orgánicos naturales. Son polímeros naturales extraídos de sustancias animales o vegetales, dentro de estos tenemos los alginatos, cuya estructura polimérica están integrados por:

- Los ácidos manuránicos
- Los ácidos glucónicos.

c. Floculantes orgánicos de síntesis, son productos procesados de una gran cadena de macromoléculas por la asociación de monómeros sintéticos de gran masa molecular de 10^6 g.mol^{-1} a 10^7 g.mol^{-1} ; ellos se clasifican de acuerdo a la formación de sus iones de los polímeros:

- Aniónicos (generalmente co-polímeros de la acrilamida y del ácido acrílico).
- Neutros o no iónicos (poli-acrilamidas).
- Catiónicos (co-polímero de acrilamidas más un monómero catiónico).

Para el uso de estos productos en el proceso de floculación del agua residual, es necesario operar mediante agitación mecánica o agitación con aire, principalmente para remover la turbiedad y para eliminar los sólidos en suspensión.



- Parámetros que influyen en la coagulación y floculación.

El Department of Chemical Engineering, University of Murcia. (2002). Indica que es necesario informarse de los siguientes factores para optimizar el proceso de precipitación por floculación:

- pH.
- Turbiedad.
- Sales disueltas.
- Temperatura del agua.
- Dosis de coagulante utilizado.
- Grado de agitación o de mezcla.

El control de estos parámetros previamente determinados en laboratorio deben trabajarse con valores óptimos ensayados para cada uno de ellos y permiten definir las cantidades de los floculantes a adicionar al agua.

1. Influencia del pH.

Es la variable más importante, cuyo control de pH se debe controlar al momento de la coagulación, cada clase de agua a tratar tiene un rango de pH óptimo para la coagulación dando lugar a un buen rendimiento en el tratamiento, que depende de la naturaleza de los iones y de la alcalinidad del agua. El control del pH es función del tipo de coagulante a ser utilizado y de la naturaleza del agua a tratar; si la coagulación se realiza fuera del rango del pH óptimo, entonces gasta mayor cantidad del coagulante; que requiere una dosis de mayor concentración. Así tenemos para la coagulación con sales de aluminio un rango de pH de 6,5 a 8,0 y para las sales de hierro, el rango de pH óptimo de 5,5 a 8,5 unidades lo que podemos exponer en la tabla 4.



Tabla 4. Niveles de pH para floculación con sales de aluminio y de hierro.

Catión	Valor óptimo del pH para coagulación - Floculación
Al^{+3}	6,5 - 8,0
Fe^{+3}	5,5 - 8,5

Fuente: Lavin, (2002).

2. Influencia de la turbiedad.

En el agua superficial la turbiedad en gran parte es debido a las partículas de los lodos de arcillas. La eliminación de estas partículas por coagulación es eficiente cuando el pH se mantiene dentro del rango óptimo.

Cada turbiedad requiere una cantidad optima de coagulante, para obtener la más baja turbiedad residual. Cuando la turbiedad es muy alta, conviene realizar una previa sedimentación; natural o forzada. Es más fácil coagular las aguas de baja turbiedad que aquellas aguas residuales contaminadas por efluentes domésticos e industriales, ya que estos requieren mayor cantidad de coagulante que los no contaminados.

3. Influencia de sales disueltas.

Las diferentes sales disueltas que contiene el agua a tratar por proceso de la coagulación y floculación tienen influencia en el pH y en la dosis del floculante y porque modifican el rango de pH óptimo y el tiempo requerido para la floculación.

4. Influencia de la temperatura.

En el proceso de la floculación, el cambio en $1^{\circ}C$ de la temperatura del agua conduce a la formación de flujos de densidad de diferentes valores (variación de la densidad del agua) que afectan la coagulación debido a que la energía cinética de las partículas en suspensión a bajas temperaturas se hace más lentas y a temperaturas elevadas también desfavorecen a la coagulación. La disminución de la temperatura del

agua en una unidad implica un aumento de su viscosidad; fenómeno que explica las dificultades de la sedimentación de un floculo.

5. Influencia de la dosis del coagulante utilizado.

La cantidad del coagulante a utilizar tiene influencia directa en la eficiencia de la coagulación, así:

- Una dosis del coagulante menor que la óptima, no neutraliza totalmente las cargas de la partícula y la formación de los micro flóculos es limitado, por lo tanto, la turbiedad residual es elevada.
- Una alta cantidad de coagulante produce la inversión de la carga de la partícula, con formación de gran cantidad de micro flóculos de tamaños muy pequeños con velocidades de sedimentación muy bajas, por lo tanto, la turbiedad residual queda igualmente elevada.
- La selección del coagulante y la cantidad óptima de aplicación; se determina mediante los ensayos de pruebas de jarra.

Los valores teóricos de dosis de coagulantes varían para diferentes valores de pH y alcalinidad del agua. En la tabla 5, mostramos algunos ejemplos.

Tabla 5. Dosis óptimas de coagulantes de aluminio y de hierro.

Alcalinidad (mg.L ⁻¹)	pH (Unidad)	Dosis óptima solución (1%)	
		FeCl ₃ (mL.L ⁻¹)	Al ₂ (SO ₄) ₃ (H ₂ O) ₁₄ (mL.L ⁻¹)
150	7,50	2,5	2,0
105	7,30	2,0	1,5
96	7,20	1,5	1,2

Fuente: Miranda, (2018).



6. Influencia de la mezcla o agitación.

El grado de agitación para mezclar la masa del agua durante con la adición del coagulante, determina si el grado de coagulación es completa o incompleta, cuando en el agua se tiene turbulencias desiguales se debe a la agitación de mezcla del agua de forma des uniforme; por lo tanto, esta operación debe ser uniforme e intensa en toda la masa del agua.

En el proceso de la coagulación y floculación, se ejecuta la mezcla de sustancias químicas en dos etapas: En la primera etapa de coagulación la mezcla es enérgica y de corta duración (60 segundos máx.); mezcla que tiene por objeto dispersar la totalidad del coagulante dentro del volumen del agua a tratar y desestabilizar las cargas eléctricas de los coloides y en la segunda etapa de floculación, la mezcla es lenta y su objetivo es desarrollar los micro flóculos a flóculos de tamaños considerables.

2.1.9. Proceso de adsorción en solución.

El proceso de adsorción en el seno de una solución líquida es la acumulación de sustancias en una superficie o interface del adsorbente, proceso que se aplica para la separación de ciertos componentes de la solución líquido-sólido, mediante la afluencia en la interfase conformado por las dos fases líquido-sólido. El material que se concentra en la superficie dentro de una interfase, es adsorbido llamado adsorbato y el material que adsorbe se llama adsorbente. La adsorción es un método eficaz para adsorber iones catiónicos de bajos niveles de concentración.

El adsorbente se caracteriza por tener alta superficie de contacto debido a su porosidad, que da lugar a que la superficie interna del adsorbente, sea mucho mayor que la externa de diferencias que unas moléculas sean retenidas con más capacidad de energía que otras. Villaescusa, et al. (2004).



Hay que caracterizar los procesos de adsorción y absorción. La absorción es un proceso por el cual un material absorbato, es retenido por otro material absorbente; se puede tener una disolución de gas o de líquido, en un líquido o sólido; o una retención mediante fuerzas físicas de las moléculas de un líquido o de un gas, o de una sustancia disuelta en agua.

El enlace entre átomos de una sustancia con menor grado de ordenación respecto a otro de mayor grado de ordenación, depende de ambos materiales, que pueden generar dos tipos de adsorción: fisisorción o quimisorción.

La fisisorción es una adsorción física, mediante interacciones denominadas fuerzas de Van der Waals o fuerzas de dispersión de London, que da lugar a una atracción débil entre el adsorbato y el adsorbente. Mientras que en la quimisorción su atracción es mediante enlaces químicos, dando lugar a fuerzas de mayor interacción.

La adsorción principal se puede aplicar los procesos de:

- Purificación de aguas residuales
- Descontaminación de gases
- Eliminación de olores, sabores o colores no deseados, ejemplo en aceites.
- Deshumidificación de gasolinás
- Secado de aire
- Ciencia forense (revelado de huellas dactilares).

<https://incar.blogia.com/2011/060901-procesos-de-adsorci-n.php>

A. Adsorción física

La adsorción física es un fenómeno fácilmente reversible debido a que la unión entre adsorbente y adsorbato es causada por la interacción intramolecular de las fuerzas electrostáticas de Van der Waals. La adsorción física es la más usual y predomina la



adhesión de las partículas del adsorbato y se realice en varias capas (multicapas) o en una sola capa (monocapa). (Treybal, 1980).

B. Adsorción química.

La adsorción química o quimisorción, se produce cuando el adsorbente y el adsorbato se unen mediante enlaces químicos para formar un nuevo compuesto; la energía (calorífica) liberado durante la quimisorción es similar a la energía (calorífica) de la reacción química, así mismo, el proceso es más selectivo cuando se tiene la formación de enlaces covalentes durante la adsorción química y esta depende de la naturaleza de las sustancias involucradas. Treybal, (1980).

2.1.10. Equilibrio e isothermas de adsorción.

- Isotherma de adsorción.

El equilibrio del proceso de adsorción, corresponde a la transferencia parcial de masa entre fases; evaluación que se emplea para determinar la distribución del ión entre las fases del sistema del fluido, teniendo en cuenta que la fase adsorbida ocurre sobre la superficie de un adsorbente sólido. Por lo tanto la distribución de equilibrio se evalúa a temperatura constante y a este cambio se conoce como isoterma de equilibrio de adsorción (q) que se expresa en la ecuación (1).

$$q = \frac{V * (C_i - C_f)}{W} \quad (1)$$

Donde:

- q : Capacidad de adsorción (mg.g⁻¹).
- C_i : Concentración inicial del adsorbato (mg.L⁻¹).
- C_f : Concentración final del adsorbato (mg.L⁻¹).
- V : Volumen de la solución (L).
- W : Cantidad de adsorbente utilizada (g).

El porcentaje de adsorción es evaluado mediante la ecuación (2).

$$\% A = \frac{(C_i - C_f)}{C_i} * 100 \quad (2)$$

Donde:

- % A : Porcentaje de adsorción.
- C_i : Concentración inicial del adsorbato (mg.L⁻¹).
- C_f : Concentración final del adsorbato (mg.L⁻¹).

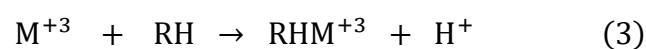
En la evaluación de isothermas de adsorción; los modelos teóricos de las isothermas de Langmuir y Freundlich son ampliamente utilizados para describir la adsorción de un único componente. Ambos modelos son válidos bajo ciertas condiciones, cuyos resultados no pueden ser extrapolados cuando se han variado las condiciones del medio. (Volesky, 2003).

2.1.11. Cinética de adsorción.

- Proceso de adsorción.

Durante el proceso de adsorción, se produce la resistencia de la película externa y la difusión interna dentro de la partícula del adsorbente lo que contribuye a la velocidad de la captación del soluto.

En el proceso de adsorción se tienen reacciones heterogéneas que implican dos fases y en su mayoría ellas desarrolla una cinética de reacción homogénea de segundo orden. Representándose una reacción de intercambio en la siguiente forma:



El intercambio puede ser considerado como si ocurriera en una serie de etapas, dentro de estas tenemos:

- El transporte de iones M^+ desde la solución acuosa hasta alrededor de la capa exterior de la partícula.
- La difusión externa, considera el desplazamiento desde la capa externa hasta la superficie del adsorbente.
- La difusión de superficie, se considera cuando el soluto se desplaza desde la superficie externa hasta los sitios activos internos-externo; esta puede ser de difusión de poro o difusión de superficie homogénea.
- Finalmente, tenemos la adsorción del soluto en la superficie interna del adsorbente.

Las tres primeras etapas se denominan, adsorción física (fisiadsorción) con transferencia de masa, en cambio la última es una adsorción química (quimiadsorción).

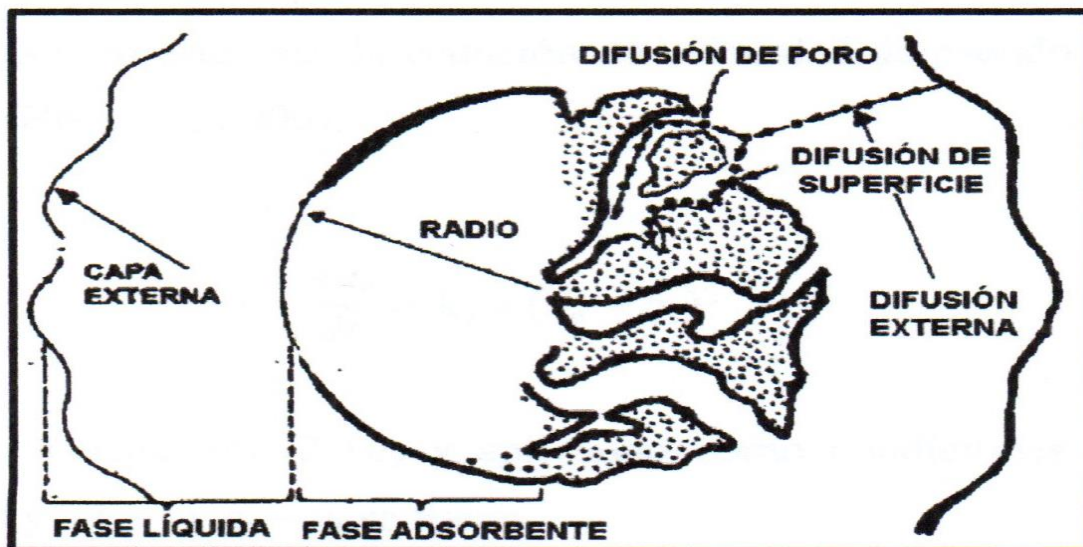


Figura 6. Etapas de la cinética de adsorción.

Fuente: Seki (2002).

El proceso de difusión dentro de la fase del adsorbente no es solamente debido a los efectos restrictivos de la red de los polímeros, sino que se debe a la distribución de carga, asociado con los iones fijos de los grupos funcionales, la fase del adsorbente que es considerado como un sólido poroso y las difusividades efectivas de los iones de metal

en la fase del adsorbente pueden variar y son significativamente menores que en la fase acuosa externa.

- Modelos de la cinética de adsorción, Se tienen los siguientes modelos de la cinética de adsorción.

a. Modelo de pseudo primer orden

El modelo cinético de Pseudo primer orden es ampliamente utilizado para predecir la cinética de adsorción. El modelo fue establecido por (Gerente, et al. 2007)

$$\frac{dq_t}{dt} = K_1 * (q_e - q_t) \quad (4)$$

Integrando la ecuación (4) respecto a los límites de $q_t = 0$ a $t = 0$ y de $q_t=q_t$ a $t=t$, se tiene:

$$\ln(q_e - q_t) = \ln(q_e) - k_1 * t \quad (5)$$

Donde

q_t : Capacidad de adsorción en el tiempo t (mg.g^{-1}).

q_e : Capacidad de adsorción en equilibrio (mg.g^{-1}).

t : Tiempo (min).

K_1 : Constante cinética de pseudo primer orden (L.min^{-1}).

b. Modelo de pseudo segundo orden

El modelo cinético de pseudo segundo orden se basa en la capacidad de adsorción en la fase sólida, en el que el adsorbato es adsorbido en dos sitios activos de la masa del adsorbente, por lo tanto, la ecuación de velocidad o cinética de pseudo segundo orden se expresa mediante la ecuación 6. (Ho, et al. 2000).

$$\frac{dq_t}{dt} = K_2 * (q_e - q_t)^2 \quad (6)$$

Al Integrar la ecuación (6) en condiciones de los límites de $t=0$ a $q_t=0$ y de $t=t$ hasta $q_t=q_t$; se obtiene:

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 * q_e^2} + \frac{1}{q_e} * t \quad (7)$$

Donde

- q_t : Capacidad de adsorción en el tiempo t (mg.g^{-1}).
 q_e : Capacidad de adsorción en equilibrio (mg.g^{-1}).
 t : Tiempo (min).
 K_2 : Constante cinética de pseudo segundo orden ($\text{g.mg}^{-1}.\text{min}^{-1}$).

c. Modelo de Elovich.

En procesos de quimiadsorción evaluados por el modelo de Elovich, tiene su aplicación general, para esta valoración se supone que los sitios activos del adsorbente son heterogéneos y por tanto presentan diferentes energías de activación. El modelo de Elovich se expresa en la siguiente formula. (Chien, 1980).

$$\frac{dq_t}{dt} = \alpha * (e)^{(-\beta * q_t)} \quad (8)$$

Al integrar la ecuación (8) y en condiciones de límite de $t=0$ a $t=t$ y de $q_t=0$ a $q_t=q_t$, se tiene:

$$q_t = \frac{1}{\beta} * \ln(\alpha * \beta) + \frac{1}{\beta} * \ln(t) \quad (9)$$

Donde:

- q_t : Capacidad de adsorción en el tiempo t (mg.g^{-1}).
 α : Velocidad inicial de adsorción de Elovich ($\text{mg.g}^{-1}\text{min}^{-1}$).
 β : Relacionado con la energía de activación por quimiadsorción (g.mg^{-1})

d. Modelo de difusión intraparticular.

El modelo de difusión intraparticular, predice que el tránsito del adsorbato es a través de la estructura interna de los poros del adsorbente y la difusión adecuada comprende a que el adsorbente posea una estructura interna porosa y homogénea. El modelo de difusión intraparticular se formula en la siguiente ecuación. (Weber, 1963).

$$\% A = k_{id} * (t)^a \quad (10)$$

La linealización de la ecuación (10) se obtiene mediante logaritmos.

$$\log \% A = \log k_{id} + a * \log(t) \quad (11)$$

Donde:

- a : Descriptor del mecanismo de adsorción.
 k_{id} : Constante de velocidad de difusión intraparticular (min^{-1})
 t : Tiempo (min).
 $\% A$: Porcentaje de absorción .

e. Modelo reversible de primer orden.

El modelo reversible de primer orden, se fundamenta en que las difusividades de los iones en la masa del adsorbente son controladas por una difusión superficial de película. Se expresa en la siguiente ecuación. (Vinod, 2001).

$$\ln(1 - \theta) = -K_e * t \quad (12)$$

Donde:

- t : Tiempo (min).
 θ : Fracción de la capacidad de adsorción (q_t/q_e) en un tiempo t .
 K_e : Constante de cinética global de equilibrio (min^{-1}).



2.1.12. Aireación del agua.

La aireación es el proceso de poner en contacto un flujo de aire con el agua, para modificar la cantidad de oxígeno disuelto en esta y de sustancias volátiles contenidas en la masa de agua. Para evaluar la aireación del agua es fundamental conocer sus propiedades:

- La densidad del aire, a condiciones de trabajo; es evaluada mediante la siguiente formula. (Romero, 2002)

$$d = \frac{1,293}{1 + 0,00367(T)} \left(\frac{H}{760} \right) \quad (13)$$

Donde:

d : Densidad del aire, (Kg.m⁻³)

T : Temperatura (°C)

H : Presión atmosférica (mm. de Hg)

La densidad del aire correspondiente al punto de muestreo (M3) se determina de acuerdo a :

Datos:

$$T = 12 \text{ } ^\circ\text{C}$$

$$H = 486 \text{ mm Hg.}$$

$$d = \frac{1,293}{1 + 0,00367(12)} \left(\frac{486}{760} \right)$$

$$d = 0,792 \text{ (Kg.m}^{-3}\text{).}$$

Para determinar el diámetro interno para un flujo de aire difuso en tuberías. las características se exponen en la tabla 6.



Tabla 6. Tamaño recomendado para flujo de aire difuso en tuberías.

Diámetro Interno (mm.)	Flujo de aire (Q) (m³.min⁻¹)
1050	1960
900	1300
825	1030
750	802
600	437
450	204
300	69,7
225	32,2
150	11,05
100	3,75
10	0,39
05	0,33

Fuente: (Romero, 2002)

La eficiencia se considera aproximadamente $E = (74-53) \% .$



2.2. MARCO CONCEPTUAL

2.2.1. El nitrógeno (N) en aguas residuales.

- Los efluente de aguas residuales urbanas, tienen la presencia de nitrógeno (N) en diferentes formas, sustancialmente como nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+) y en proporciones inferiores, en forma de nitritos (NO_2^-) y nitratos (NO_3^-), para su eliminación, el nitrógeno (N) del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+), debe ser reducido y convertido en nitrito (NO_2^-) (nitrificación) posteriormente, en nitrato (NO_3^-), en presencia de oxígeno (O_2). En la descomposición anaerobia de la materia orgánica se produce la desnitrificación, debido a que el oxígeno (O_2) es utilizado de los nitratos (NO_3^-), produciéndose nitrógeno gaseoso (N_2), que es eliminado al medio ambiente y una parte sedimenta como materia orgánica oxidada. La urea [$\text{CO}(\text{NH}_2)_2$] en el agua residual está asociada a una reacción de reducción y su remoción se obtiene con el empleo de reactivos oxidantes, en el presente trabajo su tratamiento fue mediante saturación con oxígeno disuelto (OD), para incrementar la capacidad oxidante del medio y obtener la descomposición de la urea [$\text{CO}(\text{NH}_2)_2$] evitando en forma indirecta la presencia del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+). La saturación de oxígeno disuelto (OD) en el líquido ensayado, se realiza por difusión de aire procedente de un compresor eléctrico. Los resultados han sido optimas, lográndose no sólo eliminar el nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+) contaminante tóxico, procedente de la degradación de la urea y así mismo se logró la reducción del nitrógeno, del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+), en un medio estable de pH 7, a la temperatura a 25 °C. (Peña, et al. 2005).

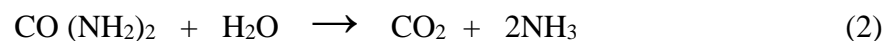
- Para el proceso de desnitrificación en una planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) y para conocer la eficiencia de remoción del nitrógeno (N) es necesario proponer un proceso, previa caracterización físico química del agua residual en diferentes etapas y de los parámetros que intervienen en el proceso de desnitrificación; para lo cual

se deben evaluar el oxígeno disuelto (OD), la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), la demanda química de oxígeno (DQO), nitratos (NO_3^-), nitrógeno total (N) y nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+), temperatura y pH. (Arriechi, et al. 2011).

- La eliminación del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+) en aguas residuales, se debe a que esta existe en concentraciones altas y por no tener un previo tratamiento específico. La presencia del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+), se debe a la descomposición de la urea [$\text{CO}(\text{NH}_2)_2$], presente en las aguas residuales sanitarias y por hidrólisis enzimática, esta primariamente se descompone en amoníaco disuelto (NH_3) y en forma de nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+). La hidrólisis es rápida, por lo que la urea [$\text{CO}(\text{NH}_2)_2$], raramente está presente en aguas residuales que no sean muy recientes. El catión amonio (NH_4^+) está en equilibrio a pH 7, en la solución, de acuerdo con la ecuación (1):



A niveles de pH menor a 7 el NH_3 es predominante. También se debe tener en cuenta que la hidrólisis de la urea [$\text{CO}(\text{NH}_2)_2$] se ve favorecida por un pH alcalino, entre 8,2 y 9,0 que origina un aumento del pH del medio, tal como se observa en la ecuación (2).

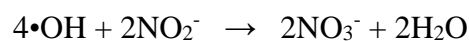
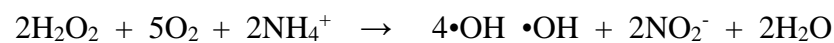


En un efluente de aguas residuales urbanas, el nitrógeno (N) se presenta como nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+) (al 20% de la DBO_5) y en una proporción inferior, se tiene nitritos (NO_2^-) y nitratos (NO_3^-). En los dos casos, para eliminar el nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+), el nitrógeno (N) reducido se convierte en nitrato (NO_3^-), en ausencia de oxígeno (O_2) (anaerobio) se disgrega a nitrógeno gaseoso (N_2) que es

eliminado al medio ambiente y otra parte sedimentado con alta proporción de materia orgánica oxidada. (Siles, et al. 2005).

Al tener el proceso combinado H_2O_2 /UV se incrementa la capacidad de acelerar la generación de radicales hidroxilos ($\bullet OH$) que son capaces de transformar diversos compuestos orgánicos tóxicos recalcitrantes en productos más biodegradables y menos peligrosos, proporcionando de esta forma, mejoras para la tratabilidad de los efluentes industriales. Rodríguez, et al. (2008).

Reacciones del peróxido con el nitrógeno orgánico amoniacal



2.3. ANTECEDENTES DE ESTUDIO

- Mendinueta, (2015), experimento un nuevo proceso para reducir la concentración de nitrógeno de aguas residuales, diseñando el proceso de:

- Diseño un reactor de desnitrificación, equipado con un agitador vertical, seguido del tratamiento por una unidad de lodos activados aireados y un reactor de sedimentación (clarificador). Se controló el caudal del agua residual, regulado por una bomba peristáltica para controlar el tiempo de residencia hidráulico nominal de los reactores anaeróbicos y aeróbicos, respectivamente. El licor mezclado del lodo activado y el lodo del efluente se reciclaron a la cabeza del reactor de desnitrificación

- Se utilizó agua residual sintética mezclando con acetato de sodio como fuente de carbono. Se evaluó el total del carbono orgánico en $mg.L^{-1}$ así mismo se evaluó el nitrógeno orgánico amoniacal en $mg.L^{-1}$. Se planteó utilizar una cámara aerobia y otra con medios de remoción, con anammox. El proceso de nitrificación aerobia y con anammox, podrían realizarse simultáneamente en una única unidad bajo condiciones micro aerobias (sistema CANON), posteriormente el sistema fue expuesto a una



intensidad de luz de $\mu \text{ mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$, con control de flujo en L.h^{-1} . El porcentaje de remoción de nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+) fue de 88,6 % y el porcentaje de nitrógeno (N) total fue de 61,5 %.

- Sánchez, (2016). Presenta los resultados del análisis de la Eficiencia de remoción de nitrógeno (N) en un sistema unifamiliar de tanque séptico más el uso de un filtro percolador del agua residual, instalado en el margen derecho del río Grande, distrito de Celendín, región Cajamarca. Se consideraron para la investigación los parámetros de: nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+), nitritos (NO_2^-) y nitratos (NO_3^-) del agua residual, para solucionar la problemática asociada a la presencia de nitrógeno (N) en las aguas residuales, frente a los problemas de la eutrofización en los cuerpos de agua, además, que el nitrógeno (N) produce efectos negativos, como la reducción de oxígeno disuelto (OD) en aguas receptoras y su consecuente toxicidad para la vida acuática. Se remocionó un 56% de nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+), 49% nitritos (NO_2^-) y 46% de nitratos (NO_3^-) del agua residual.

- Ghosh, (2010). En el trabajo de investigación. COD reduction of petrochemical industry wastewater using Fento's oxidation, indican que las condiciones óptimas para la reducción de nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+), que integra la DQO del efluente (DQO de $11\ 500 \text{ mg.L}^{-1}$) fue observado a pH 3 - 6, con tratamiento de (H_2O_2), (3 M) y (Fe^{+2}) (0,06 M), con una relación muy eficaz [$\text{H}_2\text{O}_2 / \text{Fe}^{+2}$], de 50:1 alcanzando una reducción de 97,5% de la DQO.

- Huacallo, (2017). Los nutrientes, fósforo (P) y nitrógeno (N) en el agua, que provienen de las aguas residuales domesticas e industriales y al someterse a tratamiento biológico a nivel de planta piloto de configuración anaerobio-anóxico-óxico para la eliminación biológica mejorada de fósforo (P) (EBPR), se caracterizó los compartimentos (anaerobio-anóxico-óxico), la planta piloto operó a $23 \text{ }^\circ\text{C}$, a pH 7,25 – 7,4, con OD de 1



– 2,5 mg O₂.L⁻¹ en el reactor aerobio y a condiciones anóxicas en el reactor anóxico; con recirculación externa de 0,6 e interna de 3,7, bajo condiciones no limitantes de fuente de carbono, manteniendo una concentración de oxígeno de 1mg.L⁻¹, parámetros para mantener la actividades de equilibrio. La velocidad de consumo de nitrógeno orgánico amoniacal (NH₄⁺) fue de 6,8 mg N-NH₄⁺*(g VSS*h⁻¹) que demando mayor cantidad de OD 0,024 g O₂*(g VSS* h⁻¹) necesario para oxidar el nitrógeno orgánico amoniacal (NH₄⁺), lo cual indica que los amonios (NH₄⁺) oxidantes tienen actividad en el proceso de eliminación de nitrógeno (N).

- Carrasquero, (2015). Evaluó la remoción de nutrientes nitrógeno y fosforo en un efluente de aguas residuales de un matadero de reses, experimento en un reactor por carga secuencial (SBR) a escala de laboratorio. Para el experimento utilizo un volumen de 2 L, del efluente de aguas residuales del matadero propuesto, operado según la secuencia anaeróbica/aeróbica/anóxica, con un tiempo de retención celular de 25 días y dos tiempos de retención hidráulica (11 y 15 h), de tratamientos T1 y T2. Evaluó los parámetros de medida al inicio, durante y al final de cada ciclo evaluado, de la demanda química de oxígeno total (DQOT), nitrógeno total Kjeldahl (NTK), nitrógeno orgánico amoniacal (N-NH₄⁺), nitritos (N-NO₂⁻), nitratos (N-NO₃⁻), pH, alcalinidad. Los dos tratamientos aplicados en el reactor por carga secuencial (SBR) trataron simultáneamente los nutrientes y materia orgánica del agua, obteniendo para los dos tratamientos aplicados, el tratamiento T1, con (TRH) igual a 11 horas. Obteniendo remociones superiores al 95 % para la demanda química de oxígeno total (DQOT), 69 % para el nitrógeno orgánico amoniacal (N-NH₄⁺) y 29 % para el fosforo total (PT). El tratamiento T2, con un tiempo de retención hidráulica (TRH) de 15 horas y una secuencia anaeróbica-aeróbica y anóxica, que generó mayores rendimientos en cuanto a la demanda química de oxígeno total



(DQOT) (95,39 %), nitrógeno total kjeldahl (NTK) (90,42 %), nitrógeno orgánico amoniacal $N-NH_4^+$ (84,95 %) y fósforo total PT (44,07 %).

- Lacroix, et al. (2013). Mediante proceso de pre tratamiento de aguas residuales con aireación por 4 horas continuas con recirculación de lodos en 40 % por el mismo tiempo y un reposo de por 3 horas se logra con un sistema de control de oxígeno (O_2) con ratios menor a ($2 - 3 \text{ mg.L}^{-1}$), ha resultado eficiente para mantener el ratio nitrato $N-NO_3$ producido/nitrógeno orgánico amoniacal $N-NH_4$ consumido en torno al 11% mediante una aireación continua, ratios que fueron superiores en la remoción de nitrógeno (N) con aditivos ANITA™ MOX.

- Cárdenas et al., (2013.) Al evaluar la presencia del nitrógeno en el agua, indican que el nitrógeno (N) en aguas residuales para ser removidos se tiene que tener definido sus orígenes, efectos y mecanismos para preservar el ambiente y la salud pública, en sus estudios se han centrado tradicionalmente en la remoción de sólidos, patógenos y materia orgánica, poniendo especial interés en la remoción de nutrientes, principalmente del nitrógeno (N) debido a que su presencia tiene consecuencias ambientales, sanitarias y en el recurso hídrico como aumento de la acidez, la eutrofización y toxicidad de los ecosistemas acuáticos, que afectan a la sobrevivencia, crecimiento y capacidad reproductiva de algunos animales. Indican que diferentes formas de nitrógeno (N) en el agua establecen riesgos para la salud humana debido a su ingesta o por contacto directo con toxinas liberadas por floraciones de cianobacterias en ambientes eutrofizados. La presente revisión, trata sobre los tipos de compuestos nitrogenados en el agua; sus orígenes e impactos sobre el recurso hídrico, sobre algunas especies hidrobiológicas y la salud humana; asimismo describen brevemente las opciones tradicionales para la remoción de compuestos nitrogenados en aguas residuales AR.



- Bernal, (2011). En el estudio de Tratamiento de agua residual municipales por sistema fisicoquímico y oxidación química en flujo continuo. Concluyen que el tratamiento fisicoquímico con coagulación-floculación, sedimentación, filtración, oxidación química y desinfección; con dosis de 1 mL.L^{-1} de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 0,01 M, en flujo continuo a $1,65 \text{ mL.s}^{-1}$, seguido el tratamientos con filtros empacados de arena de sílice natural y carbón activado de coco y con oxidación química por ozono de 3 mg.L^{-1} , con un tiempo de contacto de 10 a 15 min, y con desinfección mediante radiación ultravioleta de 253-260 nm, de longitud de onda; obtuvieron la remoción del 98% de color, 94% de turbiedad, 93% de DQO, 93% de DBO5, 63% de amoniacó (NH_3) y el 98% de coliformes totales y fecales.
- Mancipe, (2014). En su trabajo de. Implementación de oxidantes (Miox , NaClO , H_2O_2), para el tratamiento de aguas residuales en el (PTAR) el salitre Bogotá Colombia, indica que la implementación de oxidantes actúan como co-ayudantes el proceso de floculación coagulación y es una buena alternativa de mejora ya que reducen las cantidades del uso del floculante, aplicado en el proceso primario de floculación coagulación. Entre los oxidantes utilizados en el proceso, tenemos el hipoclorito de sodio (NaClO), que no presento resultados significativos en la remoción de solidos suspendidos totales (SST); el oxidante peróxido de hidrogeno (H_2O_2), actúa como ayuda optima y es viable para lograr una disminución de la concentración del coagulante, cuando aplico cloruro férrico (FeCl_3) que le permitió utilizar cantidades menores de este floculante y obteniendo remociones de solidos suspendidos totales (SST) de (65%); para el proceso se debe agregar primero en tiempo cero el oxidante (H_2O_2) y después de un tiempo prudencial agregar el coagulante.
- Peñafiel et al., (2016). Investigaron, sobre la eliminación de carga orgánica y nitrógeno (N) de efluentes industriales de lagunas anaeróbicas, de una extractora de aceite



de palma africana, (Provincia Esmeraldas, Ecuador). El tratamiento se realizó a nivel de laboratorio, a flujo continuo emocionaron la turbidez en un biofiltro de arena (con recirculación), aplicaron un tratamiento aerobio para eliminar la materia orgánica y para la nitrificación, procesaron en medio anóxico para la desnitrificación. La remoción de materia orgánica y nitrificación se operó en intervalos de aireación ($8-12 \text{ h.d}^{-1}$), mientras que la desnitrificación fue en medio anaerobio a intervalos ($12-16 \text{ h. d}^{-1}$). El tratamiento fue por durante 294 días, lográndose una remoción de 41 a 85% de la DQO y 44 a 87% de nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+). Así mismo después del intervalo de aireación en comparación con el de no aireación se obtuvo un 12% de reducción en la concentración de nitrógeno inorgánico total. El sistema de tratamiento de estas aguas residuales está compuesto por 9 lagunas (Lagunas 1 a 5 son anaerobias y Lagunas 6 a 9 son facultativas). Se tiene aireación constante, oxígeno disuelto (OD sobre 2 mg.L^{-1}) en el efluente de la laguna 9. El biofiltro presento la remoción de carga orgánica de demanda química de oxígeno (DQO) de 61 % y de nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+) próximo al 100 %. Sin embargo, en el efluente se genera una elevada concentración de nitrato ($\text{NO}_3^- = 267 \text{ mg.L}^{-1}$) debido al proceso de nitrificación.

- Dutant, (2002). En su trabajo de investigación sobre el comportamiento de la DBO, Nitrógeno y Fósforo en un sistema de reactores de biomasa suspendida (Anaeróbico), seguido de tratamiento de biomasa aireada (biodiscos) y sedimentación por floculante alumbre [$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18 \text{ H}_2\text{O}$], obtiene los resultados de remoción, para la DQO entre el 86 y 93 %, para el nitrógeno entre 98 y 99 % y para el fósforo se redujo entre el 48 al 65 %.

- Ramírez et al., (2007). En su trabajo probó el proceso de coagulación-floculación como etapa de pre-tratamiento de las aguas residuales producidas en la ciudad de México. El objetivo en esta investigación fue evaluar la eficiencia de tratamiento con nuevos



productos de coagulación-floculación comparada con productos comerciales de alta efectividad. Utilizó seis coagulantes, uno de origen natural (TANFLOC SG) el cual es una sal cuaternaria de amonio tanínico. Asimismo, se experimentó con tres floculantes de carga eléctrica distintas. En general, todos los productos utilizados produjeron aguas con una calidad aceptable, desde el punto de vista fisicoquímico, para ser reutilizadas en riego y en actividades recreativas.

- Saavedra, (2016). Reporta resultados de pruebas en el reactor sedimentador de flujo ascendente Batch, en la cual obtuvo para remocionar fosforo (P) total,: Con el uso del floculante cal artesanal 74,69 % de fosforo (P), 56 % de nitrógeno total (Nt) 89,13 % de demanda química de oxígeno DQO, 84,16 % de solidos suspendidos totales. SST; 83,63 % de turbidez (NTU) y 87,50 % (Ce). Para el floculante alumbre andino “kollpa” (72,49 % de fosforo (P) , 51 % de nitrógeno total (Nt), 91,30 % de demanda química de oxígeno (DQO), 82,50 % de solidos suspendidos totales (SST); 80 % turbidez NTU y 66,66 % de Ce). Lo que significa que el efecto del uso de los floculantes es aceptado para el tratamiento de aguas residuales homogenizadas.

- Pérez, (2002). El trabajo desarrollado sobre Remoción de fosforo (P) y nitrógeno (N) en aguas residuales utilizando un reactor discontinuo secuencial (SBR). Concluye que para la remoción del fósforo (P) total es condición necesaria un medio anaeróbica por el tiempo de dos horas y así mismo remocionó en forma instantánea los nitritos (NO_2^-) y nitratos (NO_3^-) en fase anóxica en el tiempo de dos horas. Por otra parte, en el proceso anóxico la concentración de fósforo (P) total mostro un comportamiento ascendente debido al aceptor de electrones para su sedimentación en un periodo de una hora. La eficiencia de la remoción mostro para el nitrógeno (N) entre 29,8 y 52,3 %, para el fósforo (P) entre 24,8 y 57,7 %.



- Murillo et al., (2011). En el trabajo de investigación , sobre la: Determinación de la cinética de adsorción del 2,4-dinitrofenol (DNF) en carbón de hueso de bovino por espectrofotometría UV-VIS. Previamente indican que en el mundo, las aguas naturales están contaminadas con nitrofenoles, en especial por el nitrofenol 2,4-dinitrofenol (DNF) usado para fabricar tinturas, preservantes de madera, explosivos, insecticidas y otros productos químicos. Estos compuestos son altamente tóxicos para el ser humano y para mamíferos, debido que pueden formar meta-hemoglobina, siendo altos disgregadores de la fosforilación oxidativa y para evaluar sus concentraciones es importante determinar la cinética de adsorción para conocer cómo varia la concentración de dinitro fenol (DNF) en función del tiempo entre la cantidad adsorbible y el adsorbente. Debido a que la cinética de adsorción permite conocer el tiempo en que se realiza el proceso que conlleva a la determinación de su isoterma de adsorción. La evaluación se trabaja con solución y se debe tener cuenta los parámetros que influyen en el proceso, debido a que el tiempo necesario para alcanzar el equilibrio está en función de las características del adsorbente y del adsorbato, de la disolución, de la temperatura y del pH.

CAPÍTULO III

MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. UBICACIÓN GEOGRÁFICA DEL ESTUDIO.

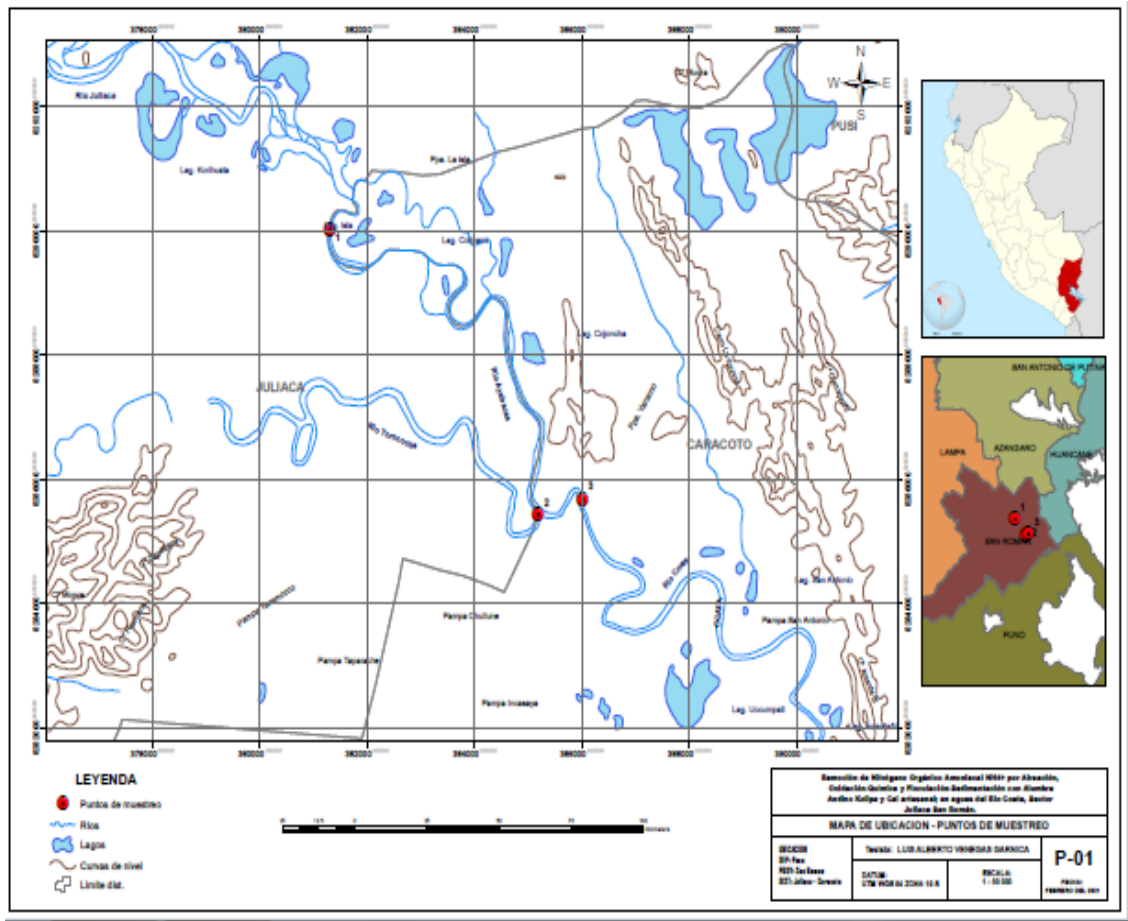


Figura 7. Mapa de ubicación de los puntos de muestreo

A. Ubicación geográfica

La zona de estudio se ubica en la cuenca del río Coata en el sector del distrito de Juliaca, provincia San Román, región Puno, que presenta la siguiente ubicación geográfica:

Coordenadas (WGS84) : Zona UTM 19 L hemisferio sur.

Norte : 8390509 - 8285416

Este : 381477 - 385266



Variación altitudinal : 3834 a 3831 m.s.n.m.

B. Ubicación política

Región : Puno

Provincias : San Román y Puno.

Distritos : Juliaca - San Román y Coata - Puno.

A. Ubicación hidrográfica

Sistema Endorreico : Titicaca – Desaguadero – Poopó - Salar de Coipasa.

Vertiente : Lago Titicaca.

Cuenca : Río Coata.

3.2. PERIODO DE DURACIÓN DEL ESTUDIO

Los estudios de evaluación de campo, en laboratorio, de análisis de resultados y de informes comprenden desde: septiembre del 2019 a abril del 2020.

3.3. PROCEDENCIA DEL MATERIAL UTILIZADO

Los materiales utilizados para el estudio, se distribuyeron para estudios de campo y evaluación en laboratorio.

- Estudio de campo: comprende la toma de muestras de agua en frascos de vidrio acondicionados con reactivos preservantes, refrigerados y materiales para cumplimiento de protocolos de seguridad, fueron adquiridos por el tesista.
- Evaluación en laboratorio: Las evaluaciones de pruebas de remoción de nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+), se realizaron en el Laboratorio de Tecnología de Aguas de la Facultad de Ingeniería Química de la Universidad Nacional del Altiplano de Puno.



Los equipos utilizados para medidas de peso, volumen, agitadores programables en velocidad, tiempo de agitación y temperatura, equipo de espectrofotometría V-UV para determinación de concentraciones de nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+), colorímetro para turbiedad y equipo de evaluación de test de jarras para floculación, fueron proporcionados por el laboratorio mencionado.

Los reactivos utilizados para control de la remoción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+) fueron adquiridos por el tesista en laboratorios externos de la ciudad de Arequipa y los insumos para floculación fueron adquiridos en las canteras naturales de explotación de kollpa del sector Pasto Grande, provincia de Sánchez Cerro, región Moquegua y el insumo cal artesanal es procedente de las canteras del distrito de Samán, provincia de Azángaro de la región Puno.

Las muestras de la evaluación de las diferentes concentraciones del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+), en las diferentes pruebas, previamente acondicionados con preservantes, refrigeradas y en frascos de vidrio, fueron enviados al laboratorio de control de calidad de la Facultad de Ingeniería Química de la Universidad Nacional del Altiplano de Puno para su respectiva certificación.

3.4. POBLACIÓN Y MUESTRA DEL ESTUDIO.

- Lugar de muestreo.

El estudio de campo se realizó en los cauces del río Coata antes y después de la mezcla de aguas del río Torococha; con designación geográfica determinados en tres puntos de muestreo, comprendidos en los distritos de Juliaca, provincia de San Román y Coata provincia de Puno; región Puno.

- Población y muestra

Las muestras de agua procedentes del río Coata se tomaron en tres puntos de muestreo:



- Punto de muestreo (M1). En el puente Independencia ciudad de Juliaca, Antes de la mezcla de aguas del río Coata y río Torococha; en UTM. Norte: 8290990 Este: 381450 Altitud 3833,0 msnm.
- Punto de muestreo (M2). aguas residuales de la ciudad de Juliaca, efluentes de la laguna de oxidación, río Torococha de UTM. Norte: 8285426 Este: 385190. Altitud 3832,5 msnm.
- Punto de muestreo (M3). A 200 m. aguas abajo del punto de la mezcla de aguas del río Coata y río Torococha, en UTM. Norte: 8285419 , Este: 385596 , Altitud 3832,0 msnm.

Las muestras de agua fueron acondicionadas, siguiendo los protocolos de muestreo de aguas residuales y trasladados al laboratorio de tecnología de aguas de la Facultad de Ingeniería Química de la UNA-Puno; donde se realizarán las pruebas experimentales y las pruebas para su control de calidad se realizaron en el laboratorio de control de calidad de la Facultad de Ingeniería Química de la UNA-Puno.

3.5. DISEÑO ESTADÍSTICO

El diseño estadístico experimental para la remoción de nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+) por aireación, oxidación-química y floculación - sedimentación no convencional con alumbre andino kollpa y ayuda de cal artesanal; en aguas del río Coata, en el sector de Juliaca - San Román y Coata - Puno; presenta el modelo general de:

$$y_{ij} = \mu + \tau_i + \varepsilon_{ij}$$

Donde:

- y_{ij} : Observación (i, j) - ésima.
- μ : La media global.
- τ_i : El efecto del i-ésimo tratamiento.
- ε_{ij} : Error aleatorio.



- Para la presente investigación se utilizó un diseño unifactorial completamente al azar (balanceado o equilibrado) con 4 niveles y 2 repeticiones, en el cual los tratamientos fueron asignados en forma aleatoria a las unidades experimentales, o viceversa, sin ninguna restricción; por lo tanto, se considera que fue un diseño eficiente para que las unidades experimentales sean homogéneas.
- Para llegar a la remoción óptima del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+), se utilizó el mismo diseño en cuatro etapas:
 - En la etapa 1: se consideró el factor tiempo de aireación.
 - En la etapa 2: se consideró el factor volumen del oxidante químico peróxido de hidrógeno (H_2O_2) para la oxidación del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+).
 - En la etapa 3: se consideró el factor del nivel de pH para el proceso de remoción.
 - En la etapa 4: se consideró el factor del proceso de floculación para la remoción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+).

3.6. PROCEDIMIENTO

3.6.1. Tipo de investigación.

El estudio de la investigación es del tipo experimental y a nivel de laboratorio, en el que se utilizaron técnicas y métodos de: aireación, oxidación química y coagulación – floculación; de los procesos indicados se obtiene la información para evaluar el nivel de remoción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+), en muestras de aguas residuales homogeneizadas.

3.6.2. Materiales, equipos y reactivos

- Materiales
 - Matraces volumétricos de: 100 mL, 500 mL.
 - Vasos de precipitación de: 1000 mL, 500 mL, 250 mL.
 - Matraces erlenmeyer de: 500 mL, 250 mL.



- Probetas de: 100 mL, 250 mL.
- Pipetas de: 10 mL, 25 mL.
- Buretas de: 25 mL, 50 mL.
- Pissetas de: 500 mL.
- Tubos nessler de: 100 mL.
- Frascos de vidrio con tapa: 1000 mL.
- Equipos
 - Espectrofotómetro GENESIS 10 (UV-VIS) Thermo Electrón Corporation.
 - Balanza digital METTLER TOLEDO AJ 120.
 - pH metro MILWAUKEE MW 101 pH Meter.
 - Oxímetro MILWAUKEE MW 600 Dissolved Oxygen Portable Meter.
 - Turbidímetro HACH DR 850 COLORIMETER ,
 - Conductímetro HACH sensION 5 WATERPROOF Conductivity Meter.
 - Multiparámetro HANNA HI 4212 programable en: temperatura (°C), velocidad de agitación (rpm) y tiempo de agitación (min),
 - Evaluador de floculación VELD SCIENTIFICA Portable Flocculator FP 4. (test de jarras).
 - Gps GARMIN eTrex 32x
 - Cronómetro CASIO.
- Reactivos
 - Reactivo Nessler de sales amónicas, Referencia : 1.09028 Artículo número : 109028 Marca : Merck Millipore.
 - Ácido sulfúrico (H₂SO₄)_c 98% EMSURE® Referencia : 1.12080 Artículo número : 112080 Marca : Merck Millipore



- Hidróxido de Sodio (NaOH), en lentejas puro EMPLURA® Referencia: 1.06462 Artículo número : 106462 Marca : Merck Millipore
- Peróxido de Hidrogeno (H₂O₂)(Perhydrol® 30 Vol) EMSURE® Referencia: 1.07209 Artículo número : 107209 Marca : Merck Millipore.
- Agua destilada estéril Artículo número 1466
- Alumbre andino kollpa (producto natural).
- Cal artesanal .

3.6.3. Método experimental

Las evaluaciones se realizaron en muestras de aguas del río Coata antes y después de la mezcla con aguas residuales del río Torococha, con el objetivo de cuantificar la remoción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH₄⁺), para lo cual se procedió de la siguiente manera :

A. Se caracterizaron los floculantes naturales: alumbre andino kollpa, ayudante de floculación cal artesanal y las muestras de agua del río Coata antes y después de la mezcla con aguas residuales del río Torococha; las muestras fueron evaluadas en el laboratorio de control de calidad de la Facultad de Ingeniería Química de la Universidad Nacional del Altiplano de Puno y en el laboratorio LABICER - Facultad de Ciencias de la Universidad Nacional de Ingeniería.

B. La evaluación de los valores óptimos de las variables para el proceso de remoción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH₄⁺) se realizaron en dos etapas.

Etapas 1.- Aireación, oxidación y control de pH.

La determinación de los valores óptimos se realizó en función a 3 variables de estudio: aireación, oxidación química con peróxido de hidrogeno (H₂O₂) y control de pH; cuyo tratamiento corresponde a (2³), que recae a 8 muestras para cada variable; las evaluaciones de los valores óptimos corresponden para las variables de:



- Tiempo óptimo de aireación proporcionado al agua con concentración de oxígeno saturado en mg.L^{-1} , con tratamiento de 8 muestras (8 vasos) y cada muestra de 1000 mL. de agua del punto de muestreo M3; con control a diferentes tiempos de aireación difusa, por agitación. (ver tabla 18).
- Volumen óptimo del oxidante peróxido de hidrogeno (H_2O_2), en muestras de agua del punto de muestreo M3 previamente aireadas por el tiempo óptimo obtenido en el proceso de aireación, con tratamiento de 8 muestras (8 erlenmeyer) y con 100 mL. de muestra de agua, con diferentes volúmenes de H_2O_2 (mL.) de 30 volúmenes de concentración. (ver tabla 19).
- Valor óptimo de la variable de pH; con tratamiento de 8 muestras (8 erlenmeyer), con 100 mL. de agua del punto de muestreo M3, las muestras de agua fueron previamente aireadas por el tiempo de aireación óptimo y con adición a cada muestra el volumen óptimo en mL. de H_2O_2 , las 8 muestras de agua en los erlenmeyer son tratadas con diferentes valores de pH, regulados con ácido sulfúrico (H_2SO_4) 0.01 M y con hidróxido de sodio (NaOH) 0.01 M. (ver tabla 20).

La evaluación de las 3 variables de estudio, se determinaron según curvas de calibración graficadas: En abscisas valores de parámetros óptimos (vs) en ordenadas % remoción de nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+).

Etapa 2.- Flocculación.

Las dosis óptimas de los flocculantes alumbre andino kollpa y de ayuda cal artesanal, fueron evaluadas en el equipo de flocculación de test de jarras; para determinar la dosis óptima de flocculación las pruebas se desarrollaron en 8 vasos (8 muestras), para un volumen de un litro de muestra de agua previamente aireada en el tiempo óptimo, con adición de H_2O_2 de volumen óptimo y con control del pH óptimo. Para el proceso de flocculación se utilizaron flocculantes de kollpa y de cal en solución del 1% (p/v) de

concentración, los que se deben agregar a cada vaso con los volúmenes que se indican en la tabla 7.

Tabla 7. Dosis de floculantes.

n° muestra	1	2	3	4	5	6	7	8
Kollpa al 1% mL	1	2	3	4	5	6	7	8
Cal al 1% mL.	1	2	3	4	5	6	7	8

Una vez acondicionados los vasos y los floculantes se procede a la floculación; primeramente se somete a agitación por 3 minutos a 200 rpm. para desestabilizar las cargas eléctricas y seguido de una agitación por 20 minutos a 20 rpm. para aglomeración de los flóculos, cumplido el tiempo poner en reposo los vasos por 20 minutos y se toma muestras de cada vaso para evaluar la remoción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+) y su turbiedad (NTU) y de esta manera se determina la dosis óptima del floculante que corresponde al mayor porcentaje de remoción (% R) del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+) y de la turbidez (NTU).

3.7. VARIABLES.

Se identifican las siguientes variables:

- Variable independiente (Vi) : Causa
 - Nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+).
- Variable dependiente (Vd) : Efecto
 - Remoción por: aireación, oxidación química con peróxido de hidrogeno (H_2O_2) y floculación sedimentación.



3.8. ANÁLISIS DE LOS RESULTADOS

El análisis de los resultados de las pruebas experimentales de laboratorio para el proceso de remoción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+) se realizaron:

En la primera etapa, se determinaron los valores óptimos de las variables de aireación difusa, de oxidación con peróxido de hidrogeno (H_2O_2) y control del pH óptimo.

En la segunda etapa se realizaron el análisis de los resultados de las pruebas experimentales de floculación para el cual se prepararon las muestras de agua con cantidades de los valores óptimos determinados de las variables en la primera etapa y de esta manera se determinaron las dosis óptimas de los floculantes; tal como se expone en las siguientes tablas.

3.8.1. Análisis de resultados de la primera etapa (aireación - oxidación química - pH).

1. Efecto del tiempo óptimo de aireación para la remoción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+).

Para determinar el tiempo óptimo de aireación, se evaluaron muestras de agua del punto de muestreo M3, de concentración inicial (C_0) $2,06 \text{ mg-N.L}^{-1}$ de nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+); los que se depositaron en 08 vasos, de un volumen de 1000 ml, las muestras de agua se someten a aireación de tipo de distribución difusa mediante tubería de 5 mm de diámetro, para diferentes tiempos (t) de: 10; 15; 20; 25; 30; 40; 80 y 90 (min), a pH 8; al finalizar el proceso de aireación, se obtienen un total de 08 muestras los que se envían al laboratorio, para el análisis de nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+); de los resultados obtenidos se elige la muestra que tenga el mayor porcentaje de remoción (% R) y su correspondiente tiempo de aireación, el que es elegido como tiempo óptimo (t) de aireación, igual a 30 minutos. El control de los parámetros se muestra en la tabla 8.

Tabla 8. Tiempo óptimo de aireación (t) para la remoción de nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+).

n° muestra	t (min)	C_0 (NH_4^+) (mg-N.L^{-1})
1	10	2,06
2	15	2,06
3	20	2,06
4	25	2,06
5	30	2,06
6	40	2,06
7	60	2,06
8	90	2,06

2. Efecto del volumen óptimo del oxidante químico, peróxido de hidrogeno (H_2O_2) para remoción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+).

Para conocer el volumen óptimo del peróxido de hidrógeno (H_2O_2) para la oxidación química del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+), se evaluaron muestras de agua del punto de muestreo M3, de concentración inicial (C_0) de $1,96 \text{ mg-N.L}^{-1}$ de nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+), aireados por el tiempo (t) óptimo (30 minutos) y de esta tomar muestras de agua en 08 matraces erlenmeyer, cada uno de 100 mL; a los cuales se les adiciono peróxido de hidrogeno (H_2O_2) en los volúmenes de: 0,5; 0,6; 0,7; 0,9; 1,0; 1,2; 1,5 y 2.5 (mL) (Ghost. 2010), a pH 8; seguidamente agitar a 120 rpm por el tiempo de aireación óptimo y al finalizar el proceso se toman muestras de cada matraz erlenmeyer; para el análisis de nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+), de los resultados obtenidos se elige la muestra de mayor porcentaje de remoción (% R) de nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+) y el volumen de peróxido de hidrogeno (H_2O_2) que le



corresponde; el cual es elegido como volumen óptimo de peróxido de hidrogeno (H_2O_2), que es igual a (1.5 mL). El control de los parámetros se muestra en la tabla 9.

Tabla 9. Volumen óptimo de peróxido de hidrogeno (H_2O_2) para remoción de nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+).

n° muestra	t (min).	H_2O_2 (mL.L ⁻¹)	C_o (NH_4^+) (mg-N.L ⁻¹)
1	30	0,5	1,96
2	30	0,6	1,96
3	30	0,7	1,96
4	30	0,9	1,96
5	30	1,0	1,96
6	30	1,2	1,96
7	30	1,5	1,96
8	30	2,5	1,96

3. Efecto del valor óptimo del pH, para la remoción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+).

Para determinar el valor optimo del pH, para la remoción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+) de agua del punto de muestreo M3, de concentración inicial (C_o) 1,90 mg-N L⁻¹ de (NH_4^+); el proceso se realiza en muestra de agua previamente aireada por el tiempo optimo predeterminado, de esta se toman muestras de 100 mL. de agua en 08 matraces erlenmeyer y a cada matraz adicionar el volumen optimo (1,5 mL.) de peróxido de hidrogeno (H_2O_2), a diferentes valores de pH: 4,5; 5; 5,5; 6,0; 6,5; 7,5; 8,0 y 8,5 (Ghosh. 2010), luego mezclar con agitación a 120 rpm por el tiempo de aireación optima (30 min.) , al finalizar el proceso, se obtienen muestras de cada matraz (total 08 muestras)

para el análisis de nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+) y de los resultados obtenidos se elige la muestra de mayor porcentaje de remoción (% R) de nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+) y su respectivo valor de pH, al cual se elige como el pH óptimo, (pH 7.5); el control de los parámetros se muestra en la siguiente tabla.

Tabla 10. Valor del pH óptimo para remoción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+).

n° muestra	t(min)	H_2O_2 (ml.L^{-1})	pH	C_0 (NH_4^+) (mg-N.L^{-1})
1	30	1,5	4,5	1,90
2	30	1,5	5,0	1,90
3	30	1,5	5,5	1,90
4	30	1,5	6,0	1,90
5	30	1,5	6,5	1,90
6	30	1,5	7,5	1,90
7	30	1,5	8,0	1,90
8	30	1,5	8,5	1,90

3.8.2. Análisis de los resultados segunda etapa (Floculación).

Efecto de la dosis óptima del floculante alúmina kollpa y de ayuda cal, para remoción de nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+) y turbiedad (NTU).

El proceso de floculación se desarrolló para remocionar nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+) y turbiedad (NTU) en muestras de aguas del rio Coata después de la mezcla con aguas del rio Torococha (M3); la floculación se evaluó por el método de test de jarras, con el siguiente procedimiento:

- Tomar 08 vasos o jarras de (1000 mL) un litro de volumen con muestras de agua del punto de muestreo (M3); antes de la floculación adicionar a las muestras la cantidad



óptima de $1,5 \text{ mL.L}^{-1}$ de H_2O_2 y controlar el pH a 7,5 y airear por el tiempo óptimo por 30 minutos.

- Adicionar a cada jarra las siguientes cantidades del floculante alumbre andino kollpa del 1% de concentración y del floculante ayuda cal artesanal del 1% de concentración, según la siguiente descripción:

n° muestra		1	2	3	4	5	6	7	8
Kollpa al 1%	mL	1	2	3	4	5	6	7	8
Cal al 1%	mL	1	2	3	4	5	6	7	8

- Seguidamente someter a agitación rápida a 200 rpm. por 3 minutos (para desestabilización de cargas eléctricas), seguido de agitación lenta a 20 rpm. por 20 minutos (floculación).
- Finalizado la floculación tomar muestras de agua para evaluar la turbidez (NTU) por método de colorimetría y la concentración del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+) por método espectrofotométrico.
- Reportar los resultados de la floculación y elegir el valor de mayor remoción de nitrógeno orgánico amoniacal NH_4^+ (% R) y el menor valor de turbidez (NTU) y el respectivo volumen de floculante que les corresponde y tomar estos volúmenes como dosis optima del floculante Alúmina kollpa del 1 % de concentración y del floculante ayuda Cal artesanal del 1 % de concentración. Los respectivos resultados, se deben reportar tal como se expone en la tabla 11.



Tabla 11. Dosis óptima del floculante alumbre kollpa para remoción de nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+) y turbiedad (NTU) por floculación.

n° muestra	Kollpa al 1% (mL.L⁻¹)	Cal al 1% (mL.L⁻¹)	NTU₀	C₀ (NH₄⁺) (mg-N.L⁻¹)
1	1	1	83	1,98
2	2	2	83	1,98
3	3	3	83	1,98
4	4	4	83	1,98
5	5	5	83	1,98
6	6	6	83	1,98
7	7	7	83	1,98
8	8	8	83	1,98

CAPÍTULO IV

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En el presente capítulo se da a conocer los resultados obtenidos según los objetivos del estudio; a través de tablas y figuras. Así mismo se tiene la discusión del estudio en base al marco teórico, conceptual y los antecedentes del estudio.

4.1. RESULTADOS

4.1.1. Caracterización de floculantes naturales alumbre andino kollpa y cal artesanal.

A. Caracterización físico químico del floculante alumbre andino kollpa:

El material natural alumbre andino kollpa, es de estado sólido, los análisis físico-químicos fueron realizados en el Laboratorio LABICER - Análisis Químico, Consultoría e Investigación de la Facultad de Ciencias de la Universidad Nacional de Ingeniería, Lima Perú; su caracterización se presenta en la tabla 12.

Tabla 12. Caracterización físico químico del floculante alumbre andino kollpa.

Compuesto	Fórmula Química	Resultados (%)	Método utilizado
Sulfato de aluminio hidratado	$Al_2(SO_4)_3(H_2O)_{17}$	61,23	Difracción de Rayos X ⁽¹⁾
Sulfato de aluminio y hierro hidratado	$FeAl_2(SO_4)_4(H_2O)_{22}$	38,77	

Fuente : laboratorios LABICER (2019)

(1) En Anexo A-1 ver certificación del floculante Alumbre Kollpa.

La caracterización del floculante alumbre andino kollpa, muestra que su composición molecular contiene: 61,23 % de sulfato de aluminio hidratado $[Al_2(SO_4)_3(H_2O)_{17}]$, seguido de un 38,77 % de sulfato de aluminio y hierro hidratado $[FeAl_2(SO_4)_4(H_2O)_{22}]$, ambas composiciones están integrados por átomos de aluminio y hierro; componentes que les da la característica de floculante por participar como aluminio (Al^{3+}) y hierro (Fe^{2+}) que en el seno del agua forman hidróxidos de aluminio $[Al(OH)_3]$ y de hierro $[Fe(OH)_2]$ y que al reaccionar con los componentes iónicos catiónicos coloidales presentes en el agua, forman flóculos alrededor de los hidróxidos que sedimentan (precipitan) arrastrando componentes del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+), dejando el agua estéticamente limpia y transparente.

B. Caracterización físico químico del floculante ayuda cal artesanal:

El análisis físico-químico del material natural floculante ayuda, cal artesanal, fue realizado en el Laboratorio LABICER - Análisis Químico, Consultoría e Investigación de la Facultad de Ciencias. Universidad Nacional de Ingeniería Lima Perú; cuya caracterización química se presenta en la tabla 13.

Tabla 13. Caracterización físico químico del floculante de ayuda cal artesanal.

Compuesto	Fórmula Química	Resultados (%)	Método Utilizado
Hidróxido de calcio	$Ca(OH)_2$	98,59	Difracción de Rayos X ⁽²⁾
Carbonato de calcio	$CaCO_3$	1,41	

Fuente : laboratorios LABICER (2019)

(2) En Anexo A-2 ver certificación de la Cal Artesanal.

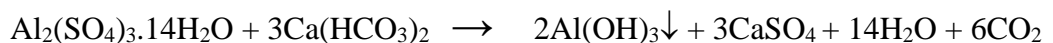


En la caracterización del floculante ayuda, cal artesanal, se tiene que su estructura molecular está conformado por 98,59 % de hidróxido de calcio $[Ca(OH)_2]$ y de 1,41 % de carbonato de calcio ($CaCO_3$); ambas moléculas están integrados por átomos de calcio (Ca^{+2}), componente que le proporciona la característica de floculante en proporciones moderadas por lo cual es denominado floculante de ayuda.

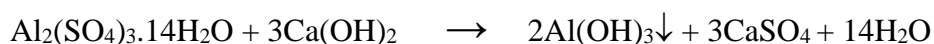
En el proceso se forman hidróxidos de calcio $[Ca(OH)_2]$ que reaccionan con los componentes catiónicos de los coloides presentes en el agua, que posteriormente floculan y precipitan, con arrastre de componentes del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+), dejando el agua transparente y limpia.

Al reaccionar el floculante alumbre kollpa y la cal; ocurren las siguientes reacciones químicas de floculación formando hidróxido de aluminio $[Al(OH)_3]$ e hidróxido de calcio $[Ca(OH)_2]$. (Miranda, 2014).

- Con sulfato de aluminio – alumbre y alcalinidad:



- Al añadir cal:



4.1.2. Caracterización de las muestras de agua del río Coata.

Las muestras de agua del río Coata, fueron caracterizados para cada punto de muestreo de la zona de estudio.

- Caracterización físico-químico del agua en el punto de muestreo (M1)

En la tabla 14; se reportan los resultados de los análisis físico - químicos de la muestra de agua del río Coata, antes de confluencia con aguas residuales río Torococha, determinado en el punto de muestreo (M1) en la ubicación del puente Independencia de UTM. Norte: 8290990 Este: 381450. Altitud 3833,0 msnm.

Tabla 14. Características físico-químicas de agua del río Coata antes de la confluencia con aguas del río Torococha. punto de muestreo (M1)

Parámetros	Unidad de medida	L.M.P. D.S. 004 – 2017 MINAM	Valores obtenidos
Turbidez	NTU	5	41
Potencial de hidrogeno	pH	6,5 - 8,5	6,8
Conductividad eléctrica	$\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$	<1500	1180
Solidos totales Disueltos	$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	1 000	428
Temperatura	$^{\circ}\text{C}$	10 - 20	14
Nitrógeno orgánico amoniacal	$\text{mg}\cdot\text{N}\cdot\text{L}^{-1}$	1,5	1,73
Densidad	$\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	1,000	1,009

Fuente: laboratorio de control de calidad, Facultad de Ingeniería Química. UNA-Puno.

- Caracterización físico-químico del agua en el punto de muestreo (M2)

En la tabla 15 se exponen los resultados de los análisis físico - químicos de la muestra de aguas residuales del río Torococha; efluentes de la ciudad de Juliaca, en el punto de muestreo (M2) de UTM. Norte: 8285426 Este: 385190. Altitud 3832,5 msnm.

Tabla 15. Características físico-químicas de aguas residuales del río Torococha. Punto de muestreo (M2).

Parámetros	Unidad de medida	L.M.P. D.S. 004 – 2017 MINAM	Valores obtenidos
Turbidez	NTU	5	128
Potencial de hidrogeno	pH	6,5 - 8,5	6,68
Conductividad eléctrica	$\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$	<1500	1602
Solidos totales Disueltos	$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	1 000	701
Temperatura	$^{\circ}\text{C}$	10 - 20	15
Nitrógeno orgánico amoniacal	$\text{mg}\cdot\text{N}\cdot\text{L}^{-1}$	1,5	2,58
Densidad	$\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	1,000	1,299

Fuente: laboratorio de control de calidad, Facultad de Ingeniería Química. UNA-Puno.

- Caracterización físico-químico del agua en el punto de muestreo (M3)

En la tabla 16, se exponen los resultados de los análisis físico - químicos de la muestra de agua del río Coata después de la confluencia con aguas residuales del río Torococha, en el punto de muestreo (M3) en UTM. Norte: 8285419 Este: 385596. Altitud 3832 msnm.

Tabla 16. Características físico-químico de agua río Coata después de la mezcla con aguas del río Torococha. Punto de muestreo (M3).

Parámetros	Unidad de medida	L.M.P. D.S. 004 – 2017 MINAM	Valores obtenidos
Turbidez	NTU	5	83
Potencial de hidrogeno	pH	6,5 – 8,5	6,60
Conductividad eléctrica	$\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$	<1500	1513
Solidos Totales Disueltos	$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	1 000	531
Temperatura	$^{\circ}\text{C}$	10 -20	14
Nitrógeno orgánico amoniacal	$\text{mgN}\cdot\text{L}^{-1}$	1,5	2,06
Densidad	$\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	1,000	1,060

Fuente: Laboratorio de control de calidad, Facultad de Ingeniería Química. UNA-Puno

4.1.3. Evaluación de las dosis óptimas para el proceso de remoción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+).

Para determinar los valores óptimos de tiempo de aireación, oxidación química con peróxido de hidrogeno (H_2O_2) y control de pH, se procesaron las muestras de agua del punto de muestreo (M3).

En la tabla 17 se reportan las concentraciones iniciales C_0 ($\text{mg}\cdot\text{N}\cdot\text{L}^{-1}$) del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+) en muestras de agua sin tratamiento, en los tres puntos de muestreo.

Tabla 17. Nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+) en aguas sin tratamiento

Concentración inicial en muestras de agua sin tratamiento C_0 (NH_4^+)(mg-N.L-1)				
Punto de muestreo	Aireación	Oxidación	pH	Floculación
M1	1,73	1,60	1,59	1,35
M2	2,58	2,14	2,15	2,30
M3	2,06	1,96	1,90	1,98

A. Evaluación del tiempo óptimo de aireación para la remoción de nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+).

En el proceso se controló diferentes tiempos de aireación por el método de aireación difuso, para inyectar aire a las muestras de agua del punto de muestreo (M3); para la evaluación se tomaron 8 muestras en igual número de vasos, cada uno con 1000 mL de agua de M3 a pH 7 (Peña. et al. 2005), a los cuales se le inyecta aire comprimido (compresor mecánico), por aireación difuso mediante una tubería de 5mm de diámetro con un flujo de aire de $0,33 \text{ m}^3 \cdot \text{min}^{-1}$, con un rendimiento del 53% para la zona de estudio, con flujo real de aire de $0,175 \text{ m}^3 \cdot \text{min}^{-1}$; así mismo se evaluó in situ la densidad del aire a presión atmosférica de 486 mm de Hg. y a 12°C de temperatura, obteniéndose la densidad del aire (formula 13) de $0,792 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$, que corresponde al flujo másico del aire (W) de:

$$W = \text{Flujo másico del aire}$$

$$W = \text{densidad (kg} \cdot \text{m}^{-3}) * \text{flujo volumétrico (m}^3 \cdot \text{min}^{-1}\text{.)} \quad (14)$$

$$W = \text{kg} \cdot \text{min}^{-1}$$



Los resultados de la evaluación del proceso de aireación, se muestran en la tabla 18 y figura 8.

Donde:

C_o : Concentración inicial (mg-N.L^{-1}) de NH_4^+ en el agua sin tratamiento.

C_f : Concentración final (mg-N.L^{-1}) de NH_4^+ en el agua después del tratamiento.

% R : Porcentaje de remoción de NH_4^+

W : Cantidad flujo de aire (kg.min^{-1}).

Tabla 18. Aireación óptima del agua para remoción de nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+).

n° muestra	t (min)	Q ($\text{m}^3.\text{min}^{-1}$)	W (kg.min^{-1})	C_o (NH_4^+) (mg-N.L^{-1})	C_f (NH_4^+) (mg-N.L^{-1})	% R
1	10	1,75	1,38	2,06	1,89	8,25
2	15	2,62	2,08	2,06	1,77	14,07
3	20	3,49	2,77	2,06	1,60	22,33
4	25	4,37	3,46	2,06	1,43	39,58
5	30	5,25	4,16	2,06	1,22	40,77
6	40	6,99	5,53	2,06	1,28	37,86
7	60	10,49	8,31	2,06	1,27	38,34
8	90	15,74	12,46	2,06	1,26	38,83
LMP				2,06	1,50	27,18

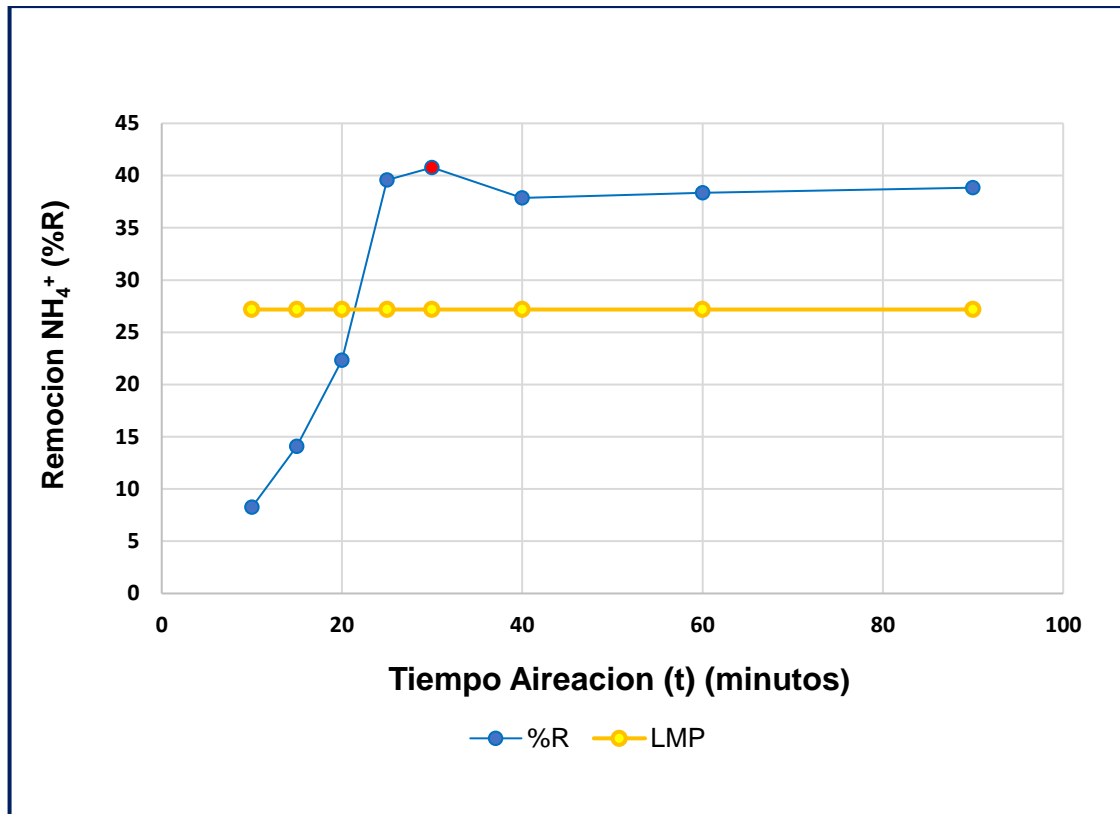
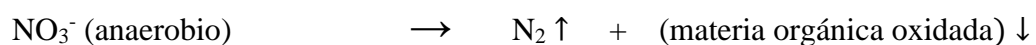


Figura 8. Aireación óptima del agua para la remoción de nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+).

En el proceso de aireación del agua se produce la oxidación del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+) contaminante tóxico, que en mayor proporción es procedente de la descomposición de la urea [$\text{CO}(\text{NH}_2)_2$] de la orina; durante la aireación del agua residual en los dos primeros casos se produce la descomposición del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+) y el nitrógeno (N) es reducido a nitrito (NO_2^-) (nitrificación) y posteriormente a nitrato (NO_3^-) (Peñañiel, et al. 2016), en presencia de oxígeno (O_2) tal como se expone en las reacciones siguientes:





Mediante la reacción de descomposición anaeróbica de la materia orgánica con desnitrificación, en este proceso se toma el oxígeno (O_2) de los nitratos (NO_3^-) y se produce gas nitrógeno (N_2), asimismo la materia orgánica oxidada es eliminado con alta proporción por sedimentación (Peña, et al. 2005) (Mendinueta, 2015).

La evaluación del límite máximo permisible (LMP) para la remoción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+) es de 27,18 (% R) equivalente a $1,5 \text{ mg-N.L}^{-1}$ de (NH_4^+), valor que indica que si la remoción es igual o mayor al 27,18 (% R) o menor o igual a $1,5 \text{ mg-N.L}^{-1}$, por lo tanto, dentro de estos rangos existe remoción de nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+) por debajo de los LMP, (D.S. 004-2017 MINAM); de la evaluación de la aireación del agua, se obtuvo el valor óptimo de aireación que corresponde a 30 minutos.

B. Evaluación del volumen óptimo de peróxido de hidrógeno (H_2O_2) para la remoción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+).

Para la remoción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+) del agua por proceso de oxidación con peróxido de hidrogeno (H_2O_2) (concentración de 30 Volúmenes), se realizó utilizando diferentes volúmenes de (H_2O_2) para muestras de aguas del punto de muestreo (M3) de concentración inicial C_0 $1,96 \text{ mg-N.L}^{-1}$ de (NH_4^+), previamente aireado por 30 minutos. Se prepararon 8 muestras, en igual número de erlenmeyer, cada uno con 100 ml de agua aireada del punto de muestreo (M3), seguidamente se adiciona H_2O_2 en diferentes volúmenes, tal como se cita en la tabla 19 y se agita por 30 minutos a 150 rpm, a 20°C a pH 6. (Ghosh, 2010). De los resultados, se elige el mayor porcentaje de remoción de nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+), (97,34 % R) que corresponde a 1,5 mL de peróxido de hidrogeno (H_2O_2); volumen que corresponde a la dosis optima, los resultados de la evaluación se muestran en la tabla 19 y figura 9.

Tabla 19. Volumen óptimo de peróxido de hidrógeno (H_2O_2) para la remoción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+).

n° muestra	Aireación (min)	H_2O_2 (mL.L ⁻¹)	C_o (NH_4^+) (mg-N.L ⁻¹)	C_f (NH_4^+) (mg-N.L ⁻¹)	% R
1	30	0,5	1,96	0,385	80,35
2	30	0,8	1,96	0,120	93,87
3	30	1,0	1,96	0,085	95,66
4	30	1,2	1,96	0,065	96,68
5	30	1,3	1,96	0,065	96,68
6	30	1,5	1,96	0,052	97,34
7	30	2,0	1,96	0,070	96,42
8	30	3,0	1,96	0,070	96,42
LMP			1,96	1,5	30,67

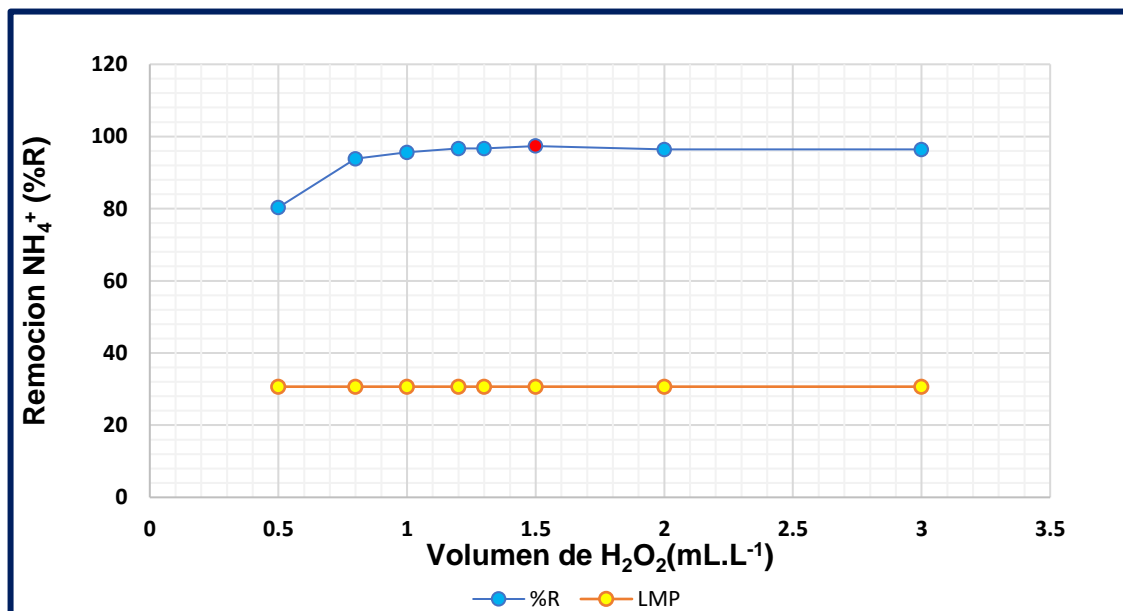


Figura 9. Volumen óptimo del peróxido de hidrógeno (H_2O_2) para la remoción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+)



El límite máximo permisible (LMP) para la remoción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+) es del 30,67 % R equivalente a $1,5 \text{ mg-N.L}^{-1}$ (NH_4^+), valor que indica, que un resultado de remoción mayor o igual al 30,67 % R o valor menor o igual a $1,5 \text{ mg-N.L}^{-1}$, (D.S. 004-2017 MINAM), es aceptable debido a que existe remoción de (NH_4^+), tal como ocurre en el presente estudio con remociones de (NH_4^+) de 80 % R a 90 % R, valor ratificado por (Bernal, et al. 2011).

C. Evaluación del valor de pH óptimo para la remoción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+).

Para determinar el pH óptimo, para el proceso de remoción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+), se realizaron en 8 muestras en igual número de erlenmeyer, cada uno con 100 mL de agua del punto de muestreo (M3), de concentración inicial (C_0) de $1,90 \text{ mg-N.L}^{-1}$ de (NH_4^+), la muestra de agua debe ser previamente aireado por 30 minutos; a cada erlenmeyer se adiciona 1,5 mL, de (H_2O_2) (30 Vol) y se agita a 150 rpm por 30 minutos, a 20°C ; variando el valor del pH desde 4,5; 5,4; 6,1; 6,6; 7,0; 7,5; 7,0 hasta 8,5. De los resultados se elige el mayor porcentaje de remoción de (NH_4^+) (97,79 % R), que corresponde al pH 7,5; valor que corresponde al pH óptimo del proceso; valor similar fue obtenido por (Huaccallo, 2017), los resultados de las evaluaciones se muestran en la tabla 20 y figura 10.

Tabla 20. valor del pH óptimo para la remoción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+).

n° muestra	t (min)	H_2O_2 (mL.L ⁻¹)	pH	C_o (mg-N.L ⁻¹)	C_f (mg-N.L ⁻¹)	%R
1	30	1,5	4,5	1,90	0,185	90,26
2	30	1,5	5,4	1,90	0,135	92,89
3	30	1,5	6,1	1,90	0,085	95,52
4	30	1,5	6,6	1,90	0,065	96,58
5	30	1,5	7,0	1,90	0,065	96,58
6	30	1,5	7,5	1,90	0,042	97,79
7	30	1,5	8,0	1,90	0,056	97,05
8	30	1,5	8,5	1,90	0,056	97,05
LMP				1,90	1,500	21,05

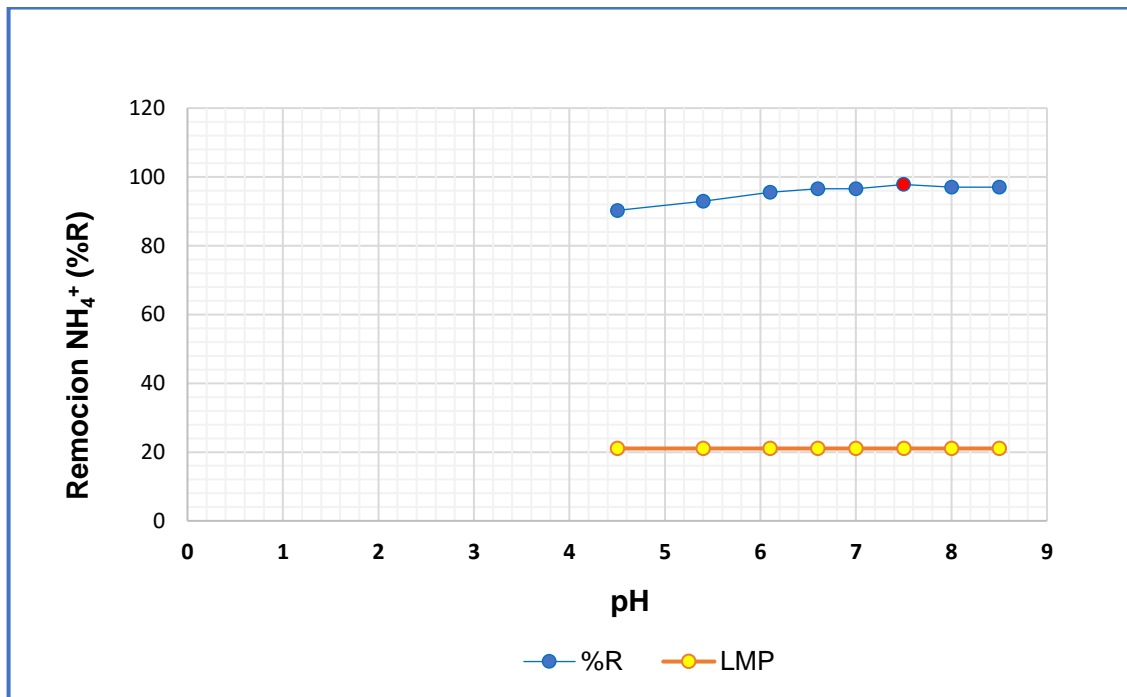


Figura 10. pH óptimo para la remoción de nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+).



El límite máximo permisible (LMP) para la remoción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+) es del 21,05 % R, equivalente a $1,5 \text{ mg-N.L}^{-1}$ (NH_4^+), valor que nos explica que una remoción mayor o igual al 21,05 % R o valor menor o igual a $1,5 \text{ mg-N.L}^{-1}$, (D.S. 004-2017 MINAM), indica que el agua es óptima para riego de plantas de tallo largo y bebida para animales, tal como ocurre en el presente estudio con remociones de (NH_4^+) de 97,79 % R, valor ratificado por (Bernal, et al. 2011).

D. Evaluación de la floculación óptima para remoción de nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+)

Para la remoción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+), por proceso de floculación, se realizaron en 8 muestras, cada uno con 1000 mL de agua del punto de muestreo (M3), en muestras de agua (M3) previamente aireadas por 30 min, oxidadas con peróxido de hidrogeno (H_2O_2) 1,5 mL y a un pH de 7,5; para lo cual se utilizó la dosis óptima de 5 mL.L^{-1} (50 mg.L^{-1}) del floculante alumbre kollpa y de 5 mL.L^{-1} (50 mg.L^{-1}) del floculante de ayuda cal, valores que corresponden al mayor porcentaje de remoción del (NH_4^+), (98,23 % R); se debe indicar que los valores de remoción del (NH_4^+), son superiores al límite máximo permisible LMP (24,24 % R) del (NH_4^+) y menor a $1,5 \text{ mg-N.L}^{-1}$, recomendado por el D.S. 004-2017 MINAM. Los resultados se muestran en la tabla 21 y figura 11; por lo tanto, el agua del punto de muestreo M3, tratados por proceso de floculación, son aptas para riego de vegetales y bebida para animales según los LMP del D.S. 004-2017 MINAM.

Tabla 21. Floculación óptima para remoción de nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+).

n° muestra	t (min)	H_2O_2 (mL.L^{-1})	pH	Kollpa (1%) (mL.L^{-1})	$\text{C}_0. \text{NH}_4^+$ (mg-N.L^{-1})	$\text{C}_f. \text{NH}_4^+$ (mg-N.L^{-1})	% R
1	30	1,5	7,5	1	1,98	0,135	93,18
2	30	1,5	7,5	2	1,98	0,105	94,69
3	30	1,5	7,5	3	1,98	0,085	95,70
4	30	1,5	7,5	4	1,98	0,083	95,80
5	30	1,5	7,5	5	1,98	0,035	98,23
6	30	1,5	7,5	6	1,98	0,035	98,23
7	30	1,5	7,5	7	1,98	0,085	95,70
8	30	1,5	7,5	8	1,98	0,085	95,70
LMP					1.98	1,5	24,24

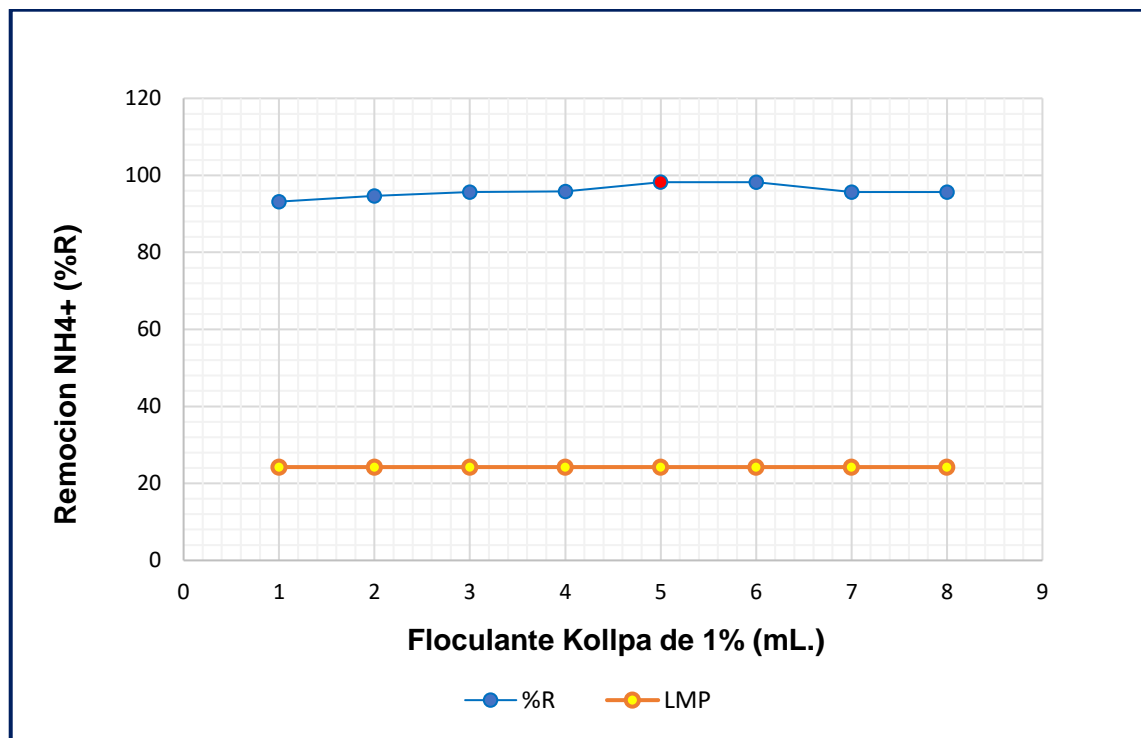


Figura 11. Floculación óptima para la remoción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+).

E. Evaluación de la floculación óptima para remoción de turbiedad (NTU).

La remoción de turbiedad en muestras de aguas del río Coata después de la confluencia con aguas del río Torococha (M3); se realizó por proceso de floculación, se realizaron en 8 muestras en igual número de erlenmeyer, cada uno con 100 mL de agua del punto de muestreo (M3), empleando floculante natural alumbre andino kollpa con una dosis óptima de 5 mL.L⁻¹ (50 mg.L⁻¹) de 1% de concentración, así mismo se utilizó igual volumen de 5 mL.L⁻¹ (50 mg.L⁻¹) del floculante ayuda cal del 1% de concentración. Para la floculación del agua, primeramente, se aireó el agua por 30 minutos y luego se adicionó el volumen óptimo de 1,5 mL.L⁻¹ de (H₂O₂) , y control de pH a 7,5; a una velocidad de agitación de 200 rpm, por 3 minutos y continuando la agitación a 20 rpm, por 20 minutos.

En el tratamiento por floculación se obtuvo una remoción de 95,18 % R de turbiedad (NTU); cantidad mayor al límite máximo permisible LMP 93,98 % R, de turbiedad recomendado por el D.S. 004-2017 MINAM. Los resultados se exponen en la tabla 22 y figura 12.

Tabla 22. Floculación óptima para la remoción de la turbiedad (NTU).

n° muestra	t (min)	H ₂ O ₂ (mL.L ⁻¹)	pH	Kollpa 1% (mL.L ⁻¹)	C _o (NTU)	C _f (NTU)	% R
1	30	1,5	7,5	1	83	66	20,48
2	30	1,5	7,5	2	83	52	37,35
3	30	1,5	7,5	3	83	30	63,86
4	30	1,5	7,5	4	83	12	85,54
5	30	1,5	7,5	5	83	4	95,18
6	30	1,5	7,5	6	83	8	90,36
7	30	1,5	7,5	7	83	16	80,72
8	30	1,5	7,5	8	83	16	80,72
LMP					83	5	93,98

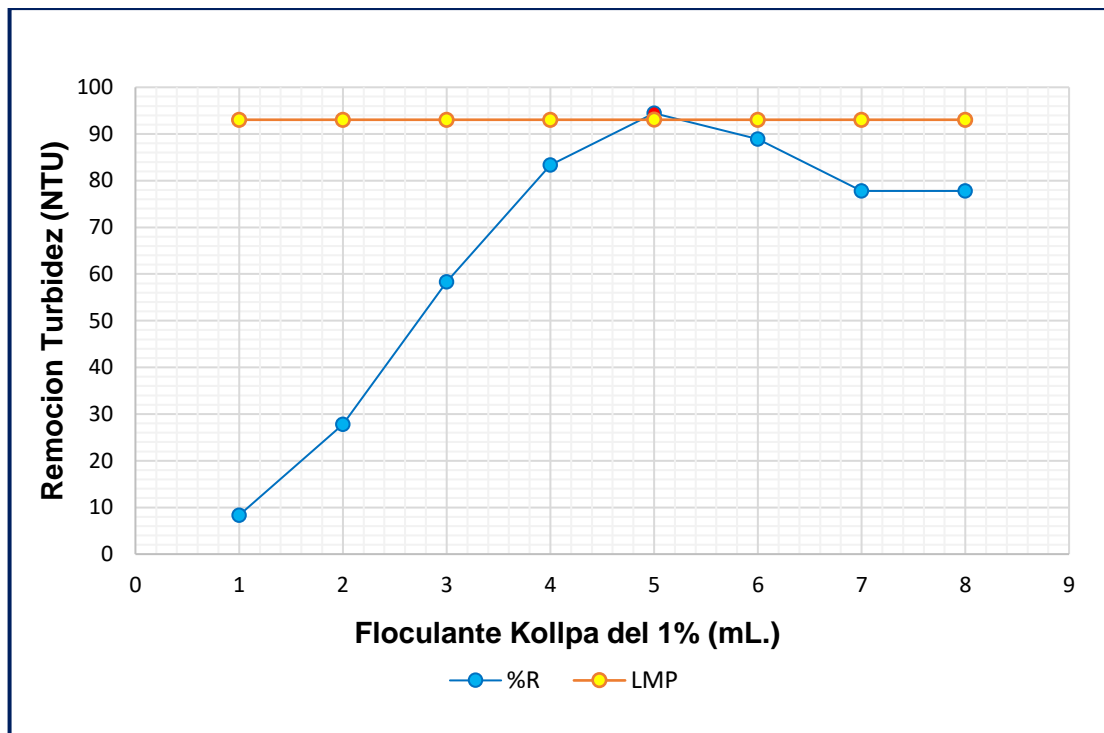


Figura 12. Floculación óptima para la remoción de turbiedad (NTU)

Así mismo se debe indicar que para el proceso de floculación, el oxidante peróxido de hidrogeno (H_2O_2), actúa como ayuda óptima para la floculación y así mismo disminuye la concentración del coagulante cuando se oxida previamente el agua residual con (H_2O_2) y se recomienda que después de un tiempo prudencial recién agregar el coagulante, resultados que son corroborados por (Mancipe, 2014). También se tiene resultados de investigación que concluyen que el tratamiento fisicoquímico con oxidación química, con desinfección y coagulación-floculación; son favorables con dosis de 1 mL.L^{-1} de $Al_2(SO_4)_3$ 0.01 M , en flujo continuo a $1,65 \text{ mL.s}^{-1}$ (Bernal, et al. 2011).

4.1.4. Cinética de adsorción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+) por floculación.

La cinética describe la velocidad de adsorción del adsorbato en el adsorbente y determina el tiempo en que se alcanza el equilibrio. En el proceso de adsorción, es importante determinar la cinética de adsorción para conocer cómo varía la concentración del componente adsorbato nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+) en función del tiempo

de proceso de adsorción, para tener determinado la proporción de velocidad de reacción entre la cantidad adsorbible del (NH_4^+) y el adsorbente Kollpa.

La cinética de adsorción permite conocer el tiempo en que se realiza el proceso de adsorción antes de la determinación de una isoterma de adsorción. Puesto que se trabaja con solución de agua, se debe tener en cuenta los factores que influyen en el proceso y en la cinética de adsorción, ya que el tiempo necesario para alcanzar el equilibrio (q_e), está en función de las características: del adsorbente y del adsorbato, del proceso químico de la disolución, de la temperatura y del pH. (Moreno, 2004). (Murillo, et al. 2011).

4.1.4.1. Ajuste a un modelo cinético de reacción química por floculación.

Las evaluaciones experimentales del proceso de floculación con alumbre kollpa, para la remoción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+) del agua del punto de muestreo M3, es evaluado por diferentes modelos cinéticos para determinar la cinética de reacción química por floculación, para lo cual se desarrollaron las cinéticas de: pseudo primer orden, pseudo segundo orden, de Elovich y el modelo reversible de primer orden; con el objetivo de elegir el mejor modelo que describa la cinética de adsorción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+), por proceso de floculación.

- Modelo cinético de pseudo primer orden.

El modelo cinético de pseudo primer orden es ampliamente utilizado para predecir la cinética de adsorción. El modelo fue explicado por Gerente, expuesto en el punto 2.1.11, en la ecuación (4) y es definido como

$$\frac{dq_t}{dt} = K_1 * (q_e - q_t)$$

Integrando se obtiene la ecuación (5)

$$\ln(q_e - q_t) = \ln(q_e) - k_1 * t$$

El modelo de pseudo primer orden puntualiza que los iones nitrógeno del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+) que contiene el agua es adsorbido en un sitio activo de la superficie del adsorbente, alúmina kollpa.

La evaluación del modelo de pseudo primer orden se determina en función a los resultados del proceso de floculación; para 1 litro de agua aireada por 30 minutos, adición de $1,5 \text{ mL.L}^{-1}$ de (H_2O_2) a un pH de 7,5 y con 5 mL.L^{-1} de floculante kollpa y de ayuda cal para diferentes tiempos de agitación, cuyos resultados se exponen en la tabla 23.

Tabla 23. Remoción de nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+) por floculación

n° muestra	t (min)	C _o . NH_4^+ (mg-N.L ⁻¹)	C _f . NH_4^+ (mg-N.L ⁻¹)	q _t (mg-N.g ⁻¹)	% R
1	10	1,98	0,135	36,6	93,18
2	15	1,98	0,105	37,2	94,69
3	20	1,98	0,085	37,3	95,70
4	25	1,98	0,083	38,4	95,80
5	30	1,98	0,035	39,0	98,23
6	40	1,98	0,035	38,8	98,23
7	60	1,98	0,085	38,0	95,70
8	90	1,98	0,085	38,0	95,70

En la tabla 23 se tiene el 98,23 de porcentaje de remoción % R del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+), con capacidad de adsorción en el equilibrio $q_e = 39 \text{ mg.g}^{-1}$, para 50 mg.L^{-1} . De floculante Kollpa, que permite evaluar el modelo cinético de pseudo primer orden. Los datos experimentales del modelo de pseudo primer orden en su expresión lineal se exponen en la tabla 24 y figura 13.

Tabla 24. Evaluación del modelo cinético de pseudo primer orden.

n° muestra	t (min)	qt (mg.g ⁻¹)	ln(qe - qt)
0	0	0	3,663
1	10	36,6	0,875
2	15	37,2	0,587
3	20	37,3	0,530
4	25	38,4	0,510
5	30	39,0	0,000
6	40	38,8	-----
7	60	38,0	-----
8	90	38,0	-----

En la ecuación del ajuste de datos al modelo de pseudo primer orden de la figura 13, se determina la constante cinética de pseudo primer orden (k_1), que viene a ser la pendiente de la curva, $k_1 = 0,1226 \text{ min}^{-1}$ y el intercepto corresponde a $\ln(q_e) = 2,9488$ (Murillo, et al. 2011). De esta evaluación se obtiene la cinética de la capacidad de adsorción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+) en el equilibrio, $q_e = 19,08 \text{ (mg.g}^{-1}\text{)}$, por proceso de floculación en el tiempo (t) de 30 minutos.

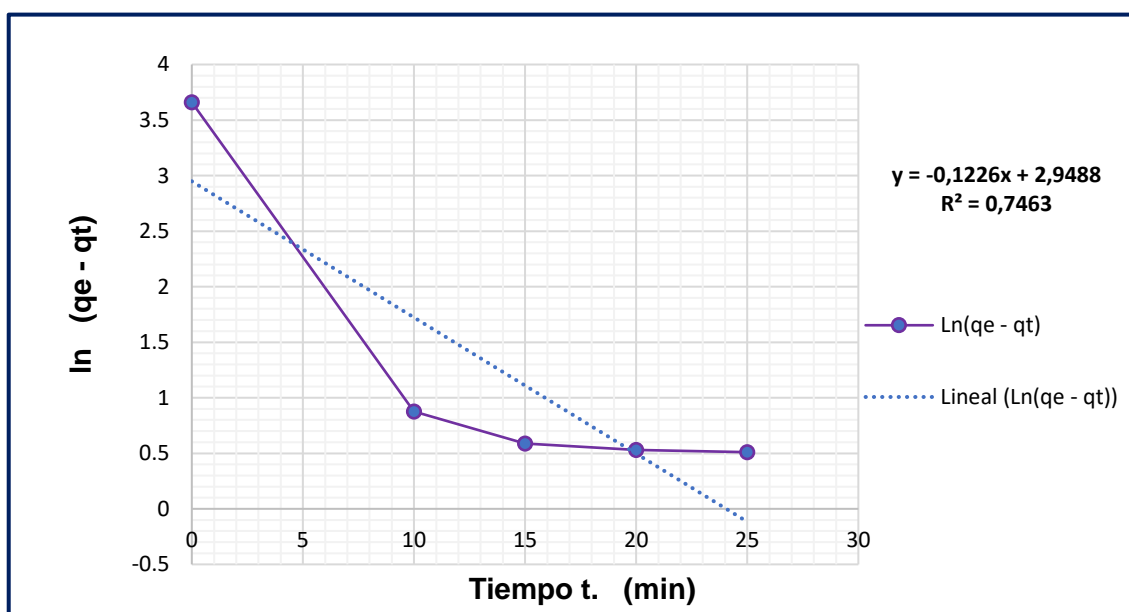


Figura 13. Evaluación del modelo cinético de pseudo primer orden.

De la evaluación del modelo de pseudo primer orden, se tiene que la capacidad de adsorción en el equilibrio es de $(q_e) = 19,08 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$; lo que explica que 19,08 mg, de iones nitrogenados del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+), son adsorbidos por un gramo de alumbre kollpa durante el proceso de floculación, en el tiempo de 30 minutos, en aguas de la muestra (M3), con una velocidad o cinética de reacción de pseudo primer orden de $k_1 = 0,1226 \text{ min}^{-1}$ y una correlación lineal de $R^2 = 0,746$

- Modelo cinético de pseudo segundo orden

La ecuación de pseudo segundo orden basado en la adsorción de equilibrio se expresa por la ecuación (6) expuesto en el capítulo 2.1.11. (Ho, et al. 2000).

$$\frac{dq_t}{dt} = K_2 * (q_e - q_t)^2 \quad (14)$$

Al integrar la ecuación (7) con condiciones de si $t=0$, $q_t=0$ y si $t=t$, $q_t=q_t$; se tiene:

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 * q_e^2} + \frac{1}{q_e} * t \quad (15)$$

Donde:

q_t : Capacidad de adsorción en el tiempo t ($\text{mg} \cdot \text{N} \cdot \text{g}^{-1}$).

q_e : Capacidad de adsorción en equilibrio ($\text{mg} \cdot \text{N} \cdot \text{g}^{-1}$).

t : Tiempo (min).

K_2 : Constante cinética de pseudo segundo orden ($\text{g} \cdot \text{mg}^{-1} \cdot \text{min}^{-1}$).

El modelo cinético de pseudo segundo orden, se basa en la capacidad de adsorción de iones del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+), en dos sitios activos del adsorbente de fase solido del alumbre kollpa en el proceso de floculación.

Los resultados de la evaluación de la cinética de pseudo segundo orden se muestran en la tabla 25 y figura 14.

Tabla 25. Evaluación del modelo cinético de pseudo segundo orden.

n° muestra	t. (min)	qt (mg-N.g ⁻¹)	t.qt ⁻¹
1	10	36,6	0,273
2	15	37,2	0,403
3	20	37,3	0,536
4	25	38,4	0,651
5	30	39,0	0,769
6	40	38,8	1,030
7	60	38,0	1,579
8	90	38,0	2,368

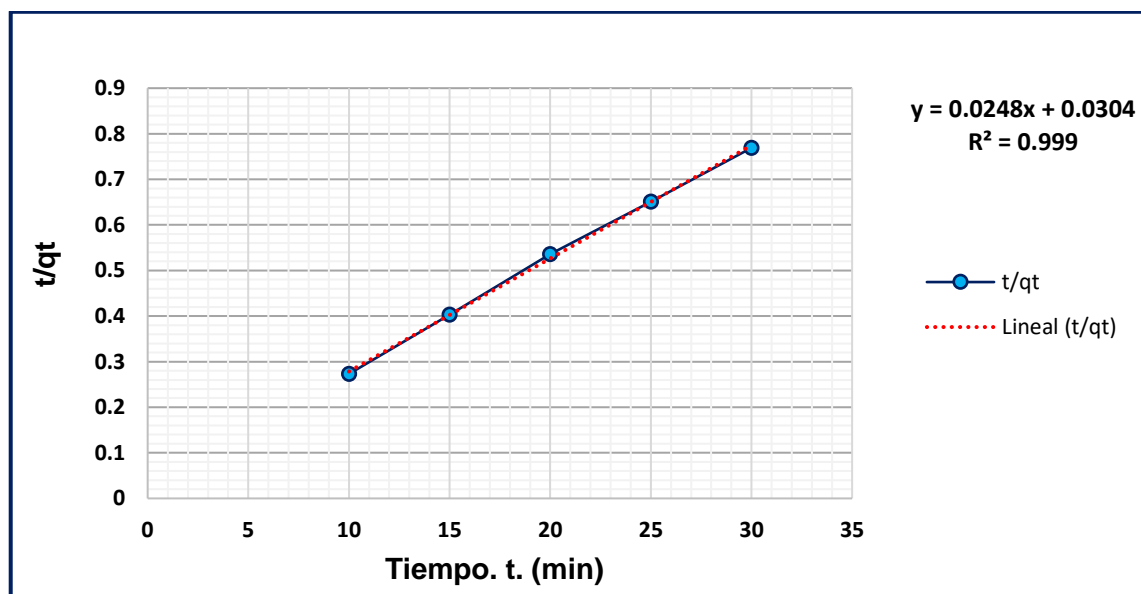


Figura 14. Evaluación del modelo cinético de pseudo segundo orden.

La figura 14, nos muestra la ecuación lineal del ajuste de datos del modelo de pseudo segundo orden de la adsorción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+) por el floculante alumbre kollpa, en la gráfica lineal se tiene que la pendiente es $(1 \cdot q_e^{-1})$ y el intercepto es $(1 \cdot k_2^{-1} q_e^{-2})$; por lo tanto se tiene $(1 \cdot q_e^{-1}) = 0,0248$ y $(1 \cdot k_2^{-1} q_e^{-2}) = 0,0304$, cuya capacidad de adsorción en el equilibrio es de $q_e = 40,32 \text{ mg.g}^{-1}$, y la constante

cinética de pseudo segundo orden es de $k_2 = 0,02 \text{ (g.mg}^{-1}.\text{min}^{-1})$, para un ajuste de tiempo de equilibrio (t_e) de 41 minutos y una correlación lineal $R^2 = 0,999$.

- Modelo cinético de Elovich

La evaluación cinética en los procesos de quimi-adsorción, generalmente se rigen por el modelo de Elovich; en cuyo análisis se supone que los sitios activos del adsorbente son heterogéneos y por lo tanto exhiben diferentes energías de activación para la adsorción. El modelo cinético de Elovich, se expresa de acuerdo a la siguiente ecuación (Chien, 1980). (Prieto, et al. 2016)

$$q_t = \frac{1}{\beta} * \ln(\alpha * \beta) + \frac{1}{\beta} * \ln(t) \quad (16)$$

$$q_t = \alpha + \beta \ln(t) \quad (17)$$

Las respectivas evaluaciones del proceso de adsorción por floculación del modelo cinético de Elovich se exponen en la tabla 26 y figura 15.

Tabla 26. Evaluación del modelo cinético de Elovich.

n°	t.	ln(t)	qt
muestra	(min)		(mg.g⁻¹)
1	10	2,302	36,6
2	15	2,708	37,2
3	20	2,995	37,3
4	25	3,218	38,4
5	30	3,401	39,0
6	35	3,555	----
7	40	3,688	-----
8	45	3,806	-----

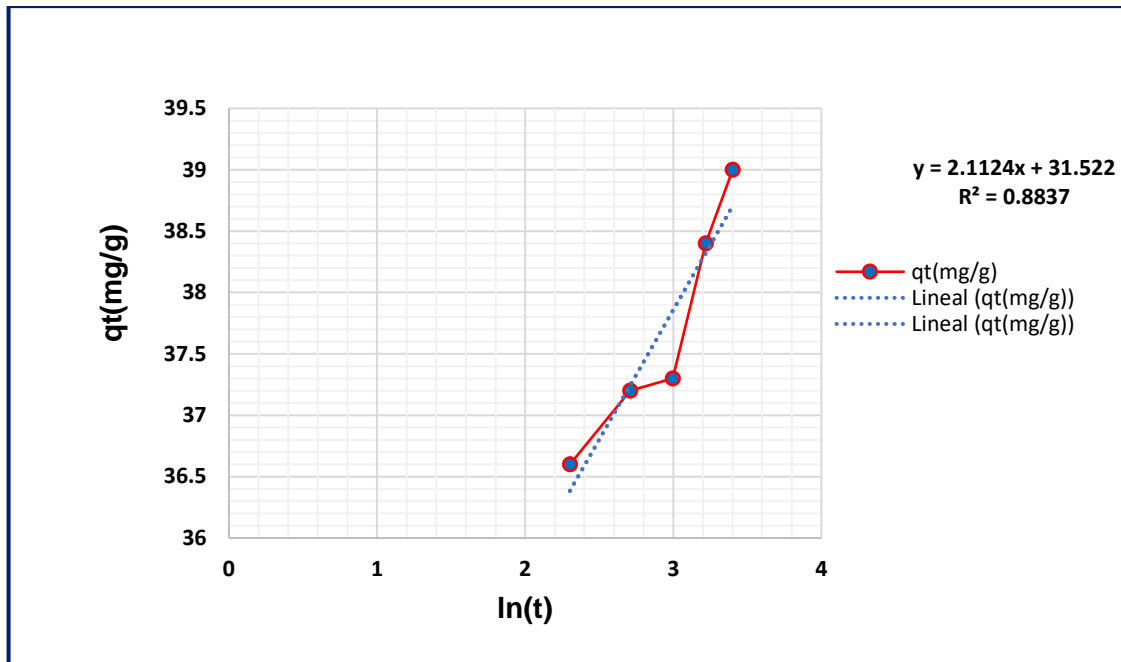


Figura 15. Evaluación del modelo cinético de Elovich

Las constantes de Elovich α y β se determinan de la ecuación linealizada de la figura (15); α es el intercepto y β es la pendiente de la ecuación linealizada, para alfa le corresponde el valor de $\alpha = 31,522 \text{ mg.g}^{-1}.\text{min}^{-1}$, que nos indica la velocidad inicial de la adsorción de los iones del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+) y el valor de $\beta = 2,1124 \text{ mg.}$ que indica la energía de activación y la relación de la superficie cubierta del adsorbente alumbre kollpa, por los iones del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+). En el proceso de floculación, la capacidad de adsorción en el equilibrio obtenido es de $(q_t) = 38,70 \text{ mg.g}^{-1}$ (ecuación 17), evaluado por el modelo cinético de Elovich, con un valor del coeficiente de correlación de $R^2 = 0,8837$.

- Modelo de difusión intrapartícula

Con la intención de saber la forma como se realiza la adsorción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+), por el adsorbente alúmina kollpa, se aplicó el modelo de difusión intrapartícula, basado en la teoría propuesta por (Weber. 1963). expresada en la siguiente ecuación:

$$\log(\% R) = \log(k_{id}) + a * \log(t) \quad (18)$$

Donde, % R es la remoción del (NH_4^+), k_{id} ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{min}^{1/2}$) es el parámetro de velocidad para cada etapa y se obtiene de la pendiente de la recta $\text{Log}(\% A)$ vs. $\text{Log}(t)$ y (a) es el intercepto de la etapa (i), dando una idea del grosor de la capa límite.

A partir de los datos, se realiza la evaluación del modelo cinético de difusión intrapartícula y se presenta en la tabla 27 y figura 16.

Tabla 27. Evaluación del Modelo de difusión intrapartícula

n° muestra	t (min)	% R	Log (t)	Log (% R)
1	10	93,18	1,00	1,97
2	15	94,69	1,17	1,98
3	20	95,70	1,30	1,98
4	25	95,80	1,39	1,98
5	30	98,23	1,47	1,99
6	40	98,23	1,60	1,99
7	60	95,70	1,77	1,98
8	90	95,70	1,95	1,98

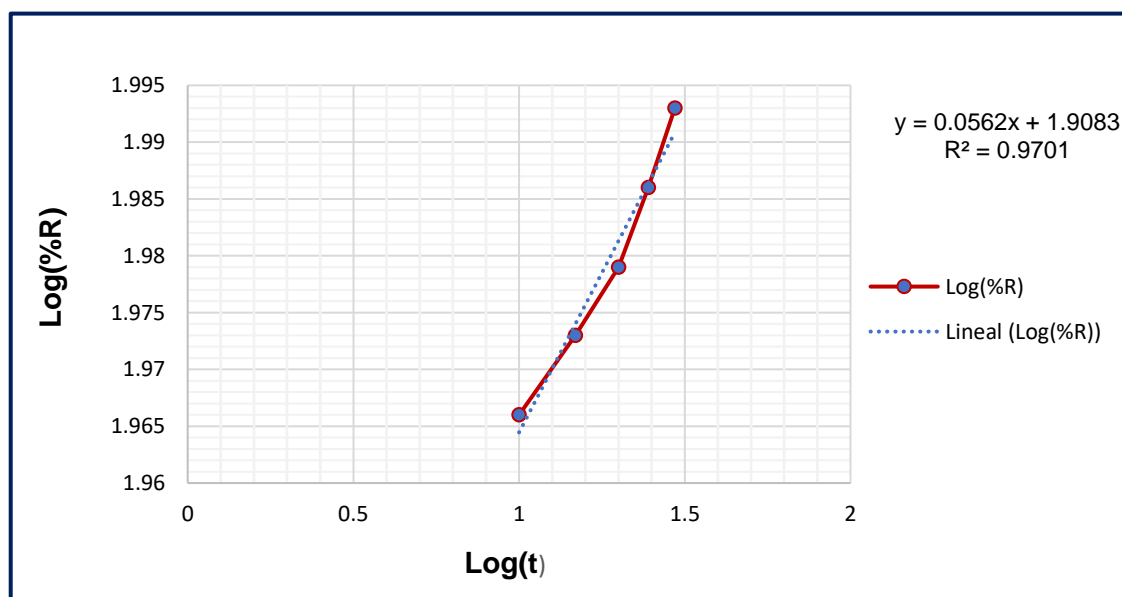


Figura 16. Evaluación del Modelo de difusión intrapartícula.

El modelo cinético de difusión intrapartícula se basa en el transporte del adsorbato nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+), a través de los poros internos del adsorbente alúmina kollpa, donde la cinética de difusión sucede en la estructura porosa homogénea del adsorbente a una velocidad de $k_{id} = 0,0562 \text{ (mg.g}^{-1} \text{ min}^{1/2})$ para cada etapa; en la primera etapa se debe a una adsorción instantánea en la superficie externa, donde el adsorbato se desplaza hacia la superficie externa del adsorbente, en la segunda etapa ocurre una adsorción gradual donde la difusión intrapartícula es el limitante de la velocidad, es decir, el adsorbato viaja dentro de los poros del adsorbente según (Murillo, et al. 2011).

De la evaluación, se concluye que la cinética de reacción de adsorción y floculación del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+), en forma integral, es explicado por el modelo cinético de pseudo segundo orden, evaluación que muestra una alta tasa de correlación cinética de ($R^2 = 0,999$), mayor a los diferentes modelos cinéticos; explicados por la ecuación del modelo cinético de pseudo segundo orden:

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 * q_e^2} + \frac{1}{q_e} * t$$

Donde:

$$q_e : 40,32 \text{ (mg-Ng}^{-1}\text{)}.$$

$$t_e : 41 \text{ (min)}.$$

$$K_2 : 0,02 \text{ (g.mg}^{-1}\text{.min}^{-1}\text{)}.$$

$$R^2 : 0,999$$

4.2. DISCUSIÓN DE RESULTADOS.

4.2.1. Diseño experimental para la remoción del nitrógeno orgánico amoniacal

(NH₄⁺).

El diseño experimental para la remoción de nitrógeno orgánico amoniacal (NH₄⁺) por aireación, oxidación-química con peróxido de hidrogeno y por floculación-sedimentación no convencional con alumbre andino kollpa y cal artesanal; en aguas del río Coata; se realizó empleando el software: STATGRAPHICS CENTURIÓN XVI. versión 16.1.03 (32-bits)

El diseño experimental presenta el modelo general de:

$$y_{ij} = \mu + \tau_i + \varepsilon_{ij} \quad (19)$$

Donde:

- y_{ij} : Observación (i, j) - ésima.
- μ : La media global.
- τ_i : El efecto del i-ésimo tratamiento.
- ε_{ij} : Error aleatorio.

- Para la presente investigación se utilizó un diseño unifactorial completamente al azar (balanceado o equilibrado) con 4 niveles y 2 repeticiones, en el cual los tratamientos fueron asignados en forma aleatoria a las unidades experimentales, o viceversa, sin ninguna restricción; por lo tanto, se considera que fue un diseño eficiente dado que las unidades experimentales de los que se dispone fueron homogéneas.
- Para llegar a la remoción óptima del nitrógeno orgánico amoniacal (NH₄⁺), se utilizó el mismo diseño en cuatro etapas:
 - En la etapa 1 se consideró el factor, tiempo de aireación.



- En la etapa 2 se consideró el factor volumen de peróxido de hidrógeno (H_2O_2) para la oxidación del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+).
- En la etapa 3 se consideró el factor del nivel de pH para el proceso de remoción.
- En la etapa 4 se consideró el factor del proceso de floculación para la remoción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+).
- En forma Independiente, también se utilizó este modelo para el proceso de floculación óptima, para remoción de turbiedad (NTU) del Agua.

El diseño experimental presenta los modelos generales de parámetros óptimos de:

- **Modelo para la aireación óptima del agua:** para la remoción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+).

$$y_{ij} = 30,0037 + \tau_i + \varepsilon_{ij} \quad (20)$$

Agrupaciones	Promedio	τ_i
1	11,16	18,8437
2	30,955	-0,9513
3	39,315	-9,3113
4	38,585	-8,5813

- **Modelo para el volumen óptimo de peróxido de hidrógeno (H_2O_2):** para la remoción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+). (El modelo es no significativo)

$$y_{ij} = 94,1775 + \tau_i + \varepsilon_{ij} \quad (21)$$

Agrupaciones	Promedio	τ_i
1	87,11	7,0675
2	96,17	-1,9925
3	97,01	-2,8325
4	96,42	-2,2425

- **Modelo para el pH óptimo:** para la remoción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+).

$$y_{ij} = 95,465 + \tau_i + \varepsilon_{ij} \quad (22)$$

Agrupaciones	Promedio	τ_i
1	91,575	3,89
2	96,050	-0,585
3	97,185	-1,72
4	97,05	-1,585

- **Modelo para la floculación óptima:** para la remoción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+).

$$y_{ij} = 95,9038 + \tau_i + \varepsilon_{ij} \quad (23)$$

Agrupaciones	Promedio	τ_i
1	93,935	1,9688
2	95,75	0,1538
3	98,23	-2,3262
4	95,7	0,2038

- **Modelo para la floculación óptima, para remoción de la turbiedad (NTU).**

$$y_{ij} = 64,5812 + \tau_i + \varepsilon_{ij} \quad (24)$$

Agrupaciones	Promedio	τ_i
1	18,05	46,5312
2	70,83	-6,2488
3	91,665	-27,0838
4	77,78	-13,1988

4.2.2. Diseño unifactorial completamente al azar con 4 niveles y 2 repeticiones.

A. Aireación óptima del agua para remoción de nitrógeno amoniacal (NH_4^+).

Tabla 28. Aireación óptima del agua para remoción de nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+)

	n° muestra	t (min)	Q ($\text{m}^3 \cdot \text{min}^{-1}$)	W ($\text{kg} \cdot \text{min}^{-1}$)	C_o (NH_4^+) ($\text{mg-N} \cdot \text{L}^{-1}$)	C_f (NH_4^+) ($\text{mg-N} \cdot \text{L}^{-1}$)	%R
1	1	10	1,75	1,38	2,06	1,89	8,25
1	2	15	2,62	2,08	2,06	1,77	14,07
2	3	20	3,49	2,77	2,06	1,60	22,33
2	4	25	4,37	3,46	2,06	1,43	39,58
3	5	30	5,25	4,16	2,06	1,22	40,77
3	6	40	6,99	5,53	2,06	1,28	37,86
4	7	60	1,49	8,31	2,06	1,27	38,34
4	8	90	1,74	12,46	2,06	1,26	38,83
LMP					2,06	1,50	27,18

Tabla 29. ANOVA para remoción del nitrógeno orgánico amoniacal por aireación

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	1032,66	3	344,219	8,10	0,0357
Intra grupos	170,072	4	42,5179		
Total (Corr.)	1202,73	7			

- De la tabla ANOVA, dado que el valor "P" (0,0357) es menor a 0,05; la interpretación estadística indica que al menos un grupo es diferente del resto, por lo tanto, existe diferencia significativa



Tabla 30. Comparación de medias

Aireación	Casos	Media	Grupos Homogéneos
1	2	11,16	X
2	2	30,955	X
4	2	38,585	X
3	2	39,315	X

Contraste	Sig.	Diferencia	+/- Límites
1 - 2	*	-19,795	18,1041
1 - 3	*	-28,155	18,1041
1 - 4	*	-27,425	18,1041
2 - 3		-8,36	18,1041
2 - 4		-7,63	18,1041
3 - 4		0,73	18,1041

* indica una diferencia significativa

- Como la tabla ANOVA nos dio como resultado que es significativo, se procedió a realizar la comparación de medias estadísticas, en esta nos da como resultado que el grupo 1 para el tiempo (10-15 min) es diferente a los demás y que los grupos 2 para el tiempo (20-25 min), 3 para el tiempo (30-40 min) y 4 para el tiempo (60-90 min) tienen el mismo efecto.

Se tomó en cuenta al tiempo de 30 min a criterio del investigador debido a que en el proceso de aireación óptima se tiene el mayor porcentaje de remoción de nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+).

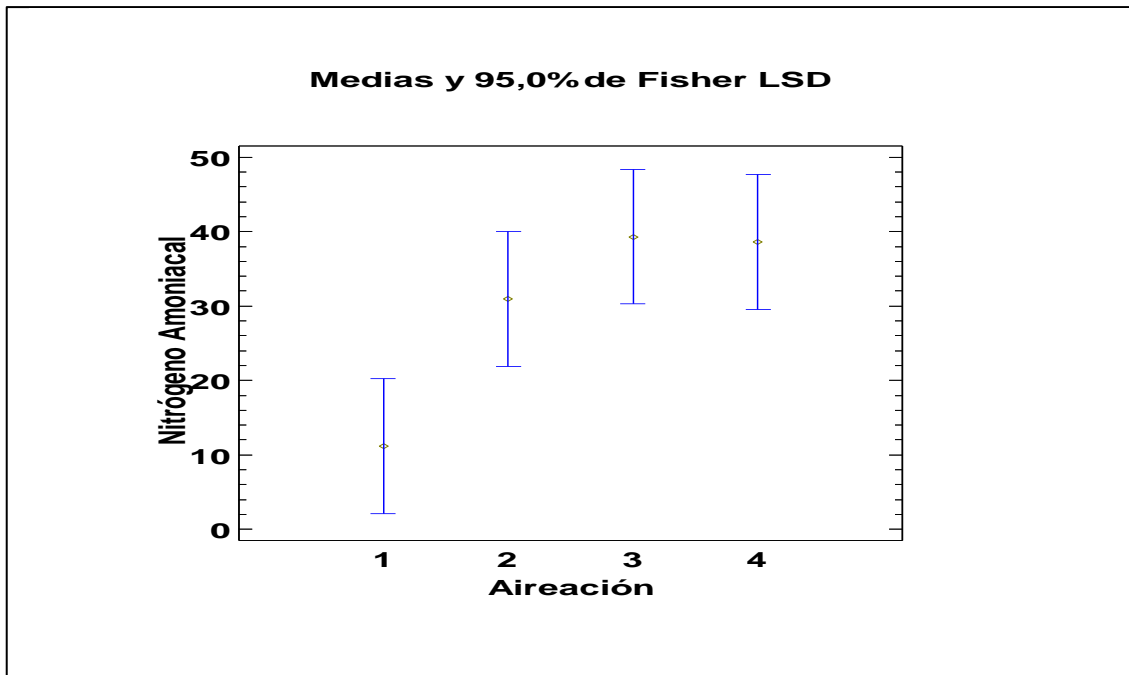


Figura 17. Tabla ANOVA para el proceso de aireación.

De la figura 17 del proceso de aireación, se contrasta gráficamente que el grupo 1 es diferente al resto y que los grupos 2,3 y 4 tienen el mismo efecto significativo.

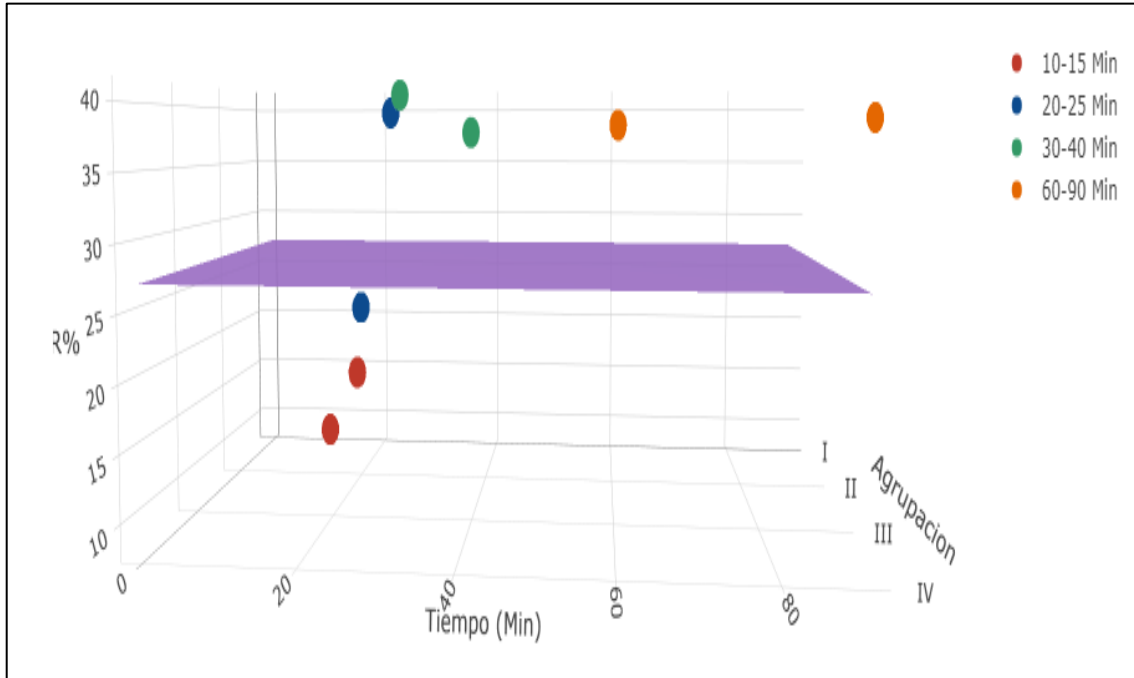


Figura 18. En 3D. Evaluación del parámetro tiempo para el proceso de aireación en la remoción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+).

Todos los resultados obtenidos en el proceso de aireación que estén encima del plano, son aquellos que superan el límite máximo permisible, en conclusión se toma a 30 min. dado que este grupo supera el LMP de aireación.

B. Volumen óptimo de peróxido de hidrógeno (H_2O_2) para remoción de nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+).

Tabla 31. Volumen óptimo de peróxido de hidrógeno (H_2O_2) para remoción de nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+).

n° muestra	aireación (min)	H_2O_2 (mL.L ⁻¹)	C_0 (NH_4^+) (mg-N.L ⁻¹)	C_f (NH_4^+) (mg-N.L ⁻¹)	% R	
1	1	30	0,5	1,96	0,385	80,35
1	2	30	0,8	1,96	0,120	93,87
2	3	30	1,0	1,96	0,085	95,66
2	4	30	1,2	1,96	0,065	96,68
3	5	30	1,3	1,96	0,065	96,68
3	6	30	1,5	1,96	0,052	97,34
4	7	30	2,0	1,96	0,070	96,42
4	8	30	3,0	1,96	0,070	96,42
LMP	30		1,96	1,5	30,67	

Tabla 32. ANOVA para el proceso de remoción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+) por oxidación con peróxido de hidrógeno (H_2O_2)

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	133,943	3	44,6477	1,94	0,2652
Intra grupos	92,1332	4	23,0333		
Total (Corr.)	226,076	7			

- De la tabla 32. ANOVA, para el proceso de remoción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+) por oxidación con peróxido de hidrógeno (H_2O_2) , dado que el valor “P” (0,2652) es mayor a 0,05 la interpretación estadística indica que todos los grupos tienen el mismo efecto, por lo tanto, no existe diferencia significativa.
- El peróxido de hidrogeno (H_2O_2) reacciona con el nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+) para el proceso de oxidación optima, obteniéndose el mayor porcentaje de remoción de nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+) para el valor de 1,5 mL.L⁻¹ de peróxido de hidrogeno (H_2O_2).

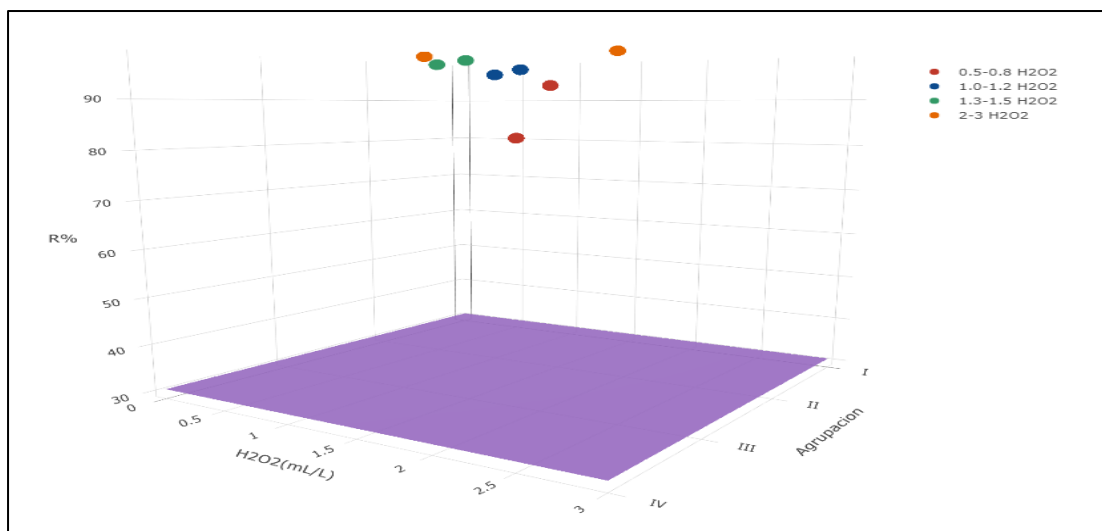


Figura 19. En 3D. Evaluación del parámetro volumen óptimo de peróxido de hidrogeno (H_2O_2) para el proceso de remoción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+).

En la figura 19 se observa que todos los resultados obtenidos que estén encima del plano son aquellos que superan el límite máximo permisible y por lo tanto demuestran una buena remoción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+).

C. valor de pH óptimo para remoción de nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+).

Tabla 33. pH óptimo para remoción de nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+).

	n° muestra	t (min)	H ₂ O ₂ (mL.L ⁻¹)	pH	C _o (mg-N.L ⁻¹)	C _f (mg-N.L ⁻¹)	% R
1	1	30	1,5	4,5	1,90	0,185	90,26
1	2	30	1,5	5,4	1,90	0,135	92,89
2	3	30	1,5	6,1	1,90	0,085	95,52
2	4	30	1,5	6,6	1,90	0,065	96,58
3	5	30	1,5	7,0	1,90	0,065	96,58
3	6	30	1,5	7,5	1,90	0,042	97,79
4	7	30	1,5	8,0	1,90	0,056	97,05
4	8	30	1,5	8,5	1,90	0,056	97,05

Tabla 34. ANOVA para remoción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+) por cambio del parámetro pH

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	41,8899	3	13,9633	11,75	0,0188
Intra grupos	4,7523	4	1,18808		
Total (Corr.)	46,6422	7			

- De la tabla 34. La ANOVA, indica que el valor “P” (0,0188) es menor a 0,05, por lo tanto, la interpretación estadística indica que al menos un grupo es diferente del resto, en el que existe una diferencia significativa



pH	Casos	Media	Grupos Homogéneos
1	2	91,575	X
2	2	96,050	X
4	2	97,050	X
3	2	97,185	X

Contraste	Sig.	Diferencia	+/- Límites
1 - 2	*	-4,475	3,0263
1 - 3	*	-5,610	3,0263
1 - 4	*	-5,475	3,0263
2 - 3		-1,135	3,0263
2 - 4		-1,000	3,0263
3 - 4		0,135	3,0263

* indica una diferencia significativa.

- Como la tabla 34. ANOVA, dio como resultado que es significativo, se procedió a realizar la comparación estadística de medias, en esta se tiene como resultado que el grupo 1 (pH de 4,5-5,4) es diferente a los demás grupos: 2 (pH de 6,1-6,6), 3 (pH de 7,0-7,5) y 4 (pH de 8,0-8,5) que tienen el mismo efecto.
- Se consideró la cantidad de 7,5 debido a que el mayor porcentaje de remoción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+), ocurre en medio básico o alcalino.

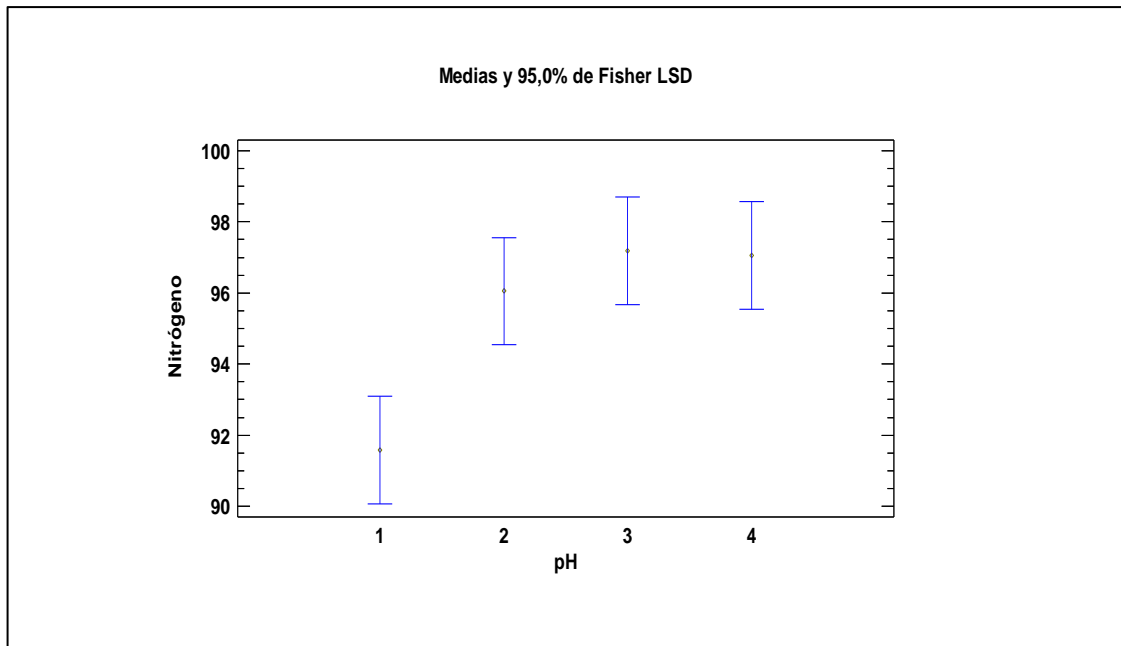


Figura 20. Evaluación del parámetro pH, para el proceso de remoción del nitrógeno orgánico amoniacal. (NH_4^+).

De la figura 20, se contrasta gráficamente que el grupo 1 es diferente al resto y que los grupos: 2, 3 y 4 tiene el mismo efecto significativo.

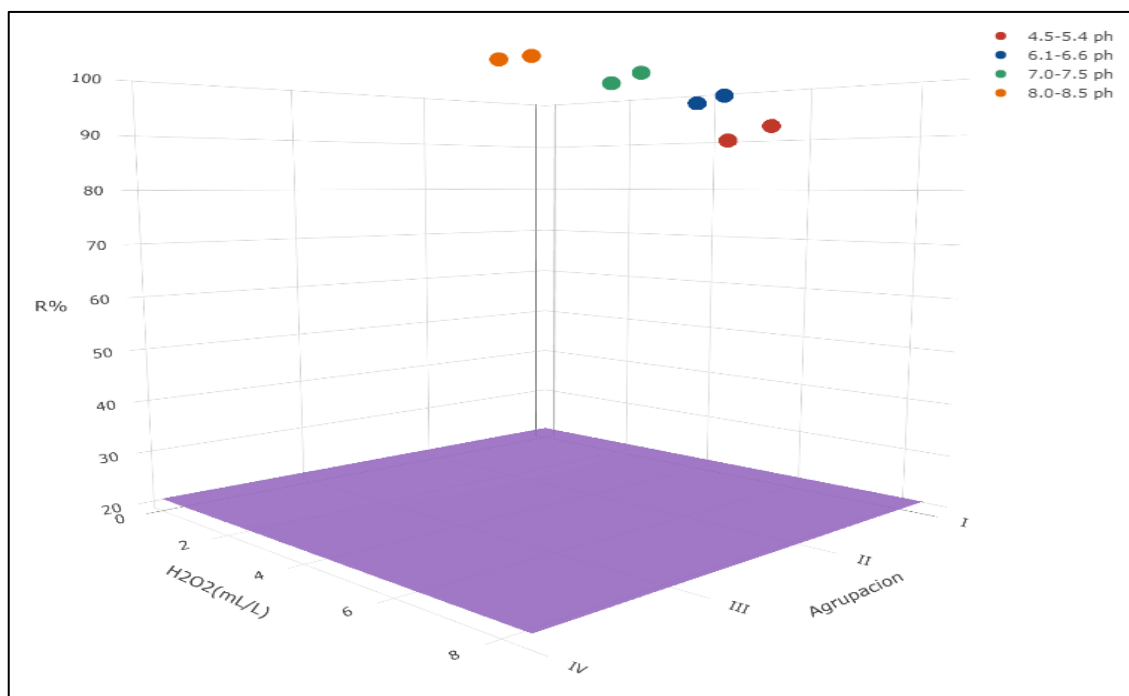


Figura 21. En 3D. Evaluación del parámetro pH, para el proceso de remoción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+).

- En la figura 21 en 3D, se observa que todos los resultados obtenidos que estén encima del plano, son aquellos que superan el límite máximo permisible LMP; sin embargo, del análisis de varianza todos los grupos de pH, son aptos en el tratamiento del agua debido a que superan al LMP en el tratamiento del agua y se consideró la cantidad de 7,5 debido a que el mayor porcentaje de remoción del nitrógeno amoniacal ocurre en este valor en un campo básico o alcalino.

D. Floculación óptima para remoción de nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+).

Tabla 35. Floculación óptima con floculante alumbre kollpa, para remoción de nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+).

n° muestra	aire (min)	H ₂ O ₂ (mL.L ⁻¹)	pH	kollpa(1%) (mL.L ⁻¹)	C _o . NH ₄ ⁺ (mg-N.L ⁻¹)	C _f . NH ₄ ⁺ (mg-N.L ⁻¹)	%R	
1	1	30	1,5	7,5	1	1,98	0,135	93,18
1	2	30	1,5	7,5	2	1,98	0,105	94,69
2	3	30	1,5	7,5	3	1,98	0,085	95,70
2	4	30	1,5	7,5	4	1,98	0,083	95,80
3	5	30	1,5	7,5	5	1,98	0,035	98,23
3	6	30	1,5	7,5	6	1,98	0,035	98,23
4	7	30	1,5	7,5	7	1,98	0,085	95,70
4	8	30	1,5	7,5	8	1,98	0,085	95,70
LMP						1,98	1,5	24,24

Tabla 36. ANOVA para la remoción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+) por floculación con floculante alumbre kollpa.

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	18,7051	3	6,23505	21,78	0,0061
Intra grupos	1,14505	4	0,286262		
Total (Corr.)	19,8502	7			

- De la tabla 36. La ANOVA calculada estadísticamente presenta el valor “P” (0,0061) que es menor a 0,05 y la interpretación estadística indica que al menos un grupo es diferente del resto y, por lo tanto, existe una diferencia significativa.

Floculación	Casos	Media	Grupos Homogéneos
1	2	93,935	X
4	2	95,7	X
2	2	95,75	X
3	2	98,23	X

Contraste	Sig.	Diferencia	+/- Límites
1 – 2	*	-1,815	1,4855
1 – 3	*	-4,295	1,4855
1 – 4	*	-1,765	1,4855
2 – 3	*	-2,48	1,4855
2 – 4		0,05	1,4855
3 – 4	*	2,53	1,4855

* indica una diferencia significativa.

- Como la tabla 36. ANOVA dio como resultado que es significativo, se procedió a realizar la comparación estadística de medias, en esta nos dio como resultado que el grupo 1 (de floculante Kollpa de 1%, para un volumen de 1-2 mL.L⁻¹) es diferente a los demás, el grupo 3 (de floculante Kollpa de 1%, para un volumen de 5-6 mL.L⁻¹) también es diferente a los demás y que los grupos 2 (de floculante Kollpa de 1%, para un volumen de 3-4 mL.L⁻¹) y el grupo 4 (de floculante Kollpa de 1%, para un volumen de 7-8 mL.L⁻¹) tienen el mismo efecto. Debido al análisis estadístico se consideró que el volumen de 5 mL.L⁻¹ de Kollpa de 1%, es el volumen óptimo por presentar en el proceso de floculación el mayor porcentaje de remoción de nitrógeno orgánico amoniacal (NH₄⁺) en el presente experimento.

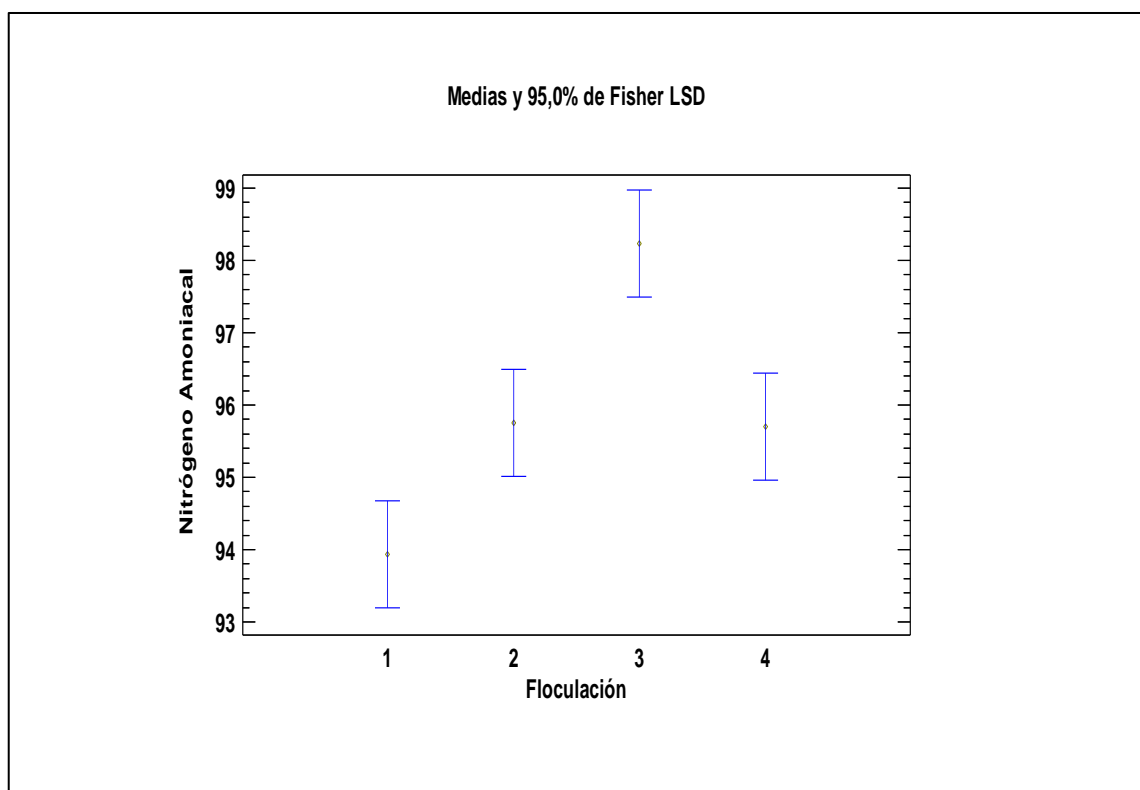


Figura 22. Remoción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH₄⁺) por floculación con floculante alumbre andino kollpa.

De la figura 22, se contrasta gráficamente que el grupo 1 es diferente al resto, al igual que el grupo 3 que también es diferente al resto y que los grupos 2 y 4 tiene el

mismo efecto significativo. Por lo tanto, se observa que el grupo 3, es el más representativo para el proceso de remoción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+) por floculación con floculante kollpa,

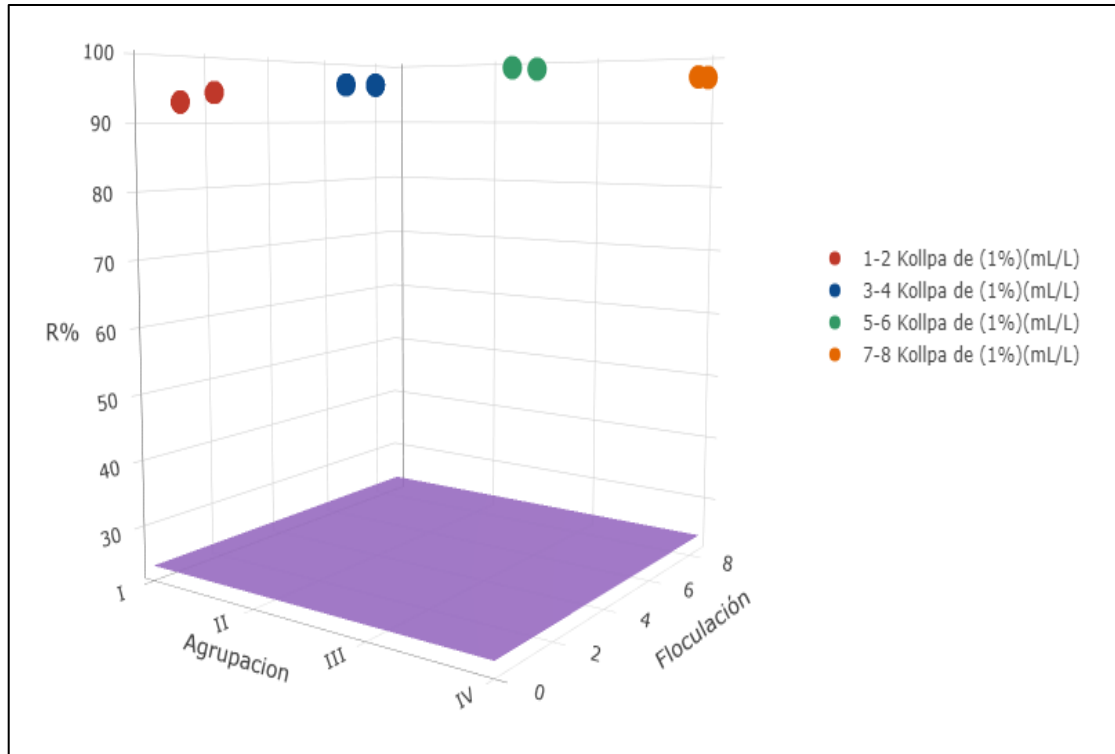


Figura 23. En 3D. Evaluación del proceso de floculación con floculante kollpa para la remoción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+).

De la figura 23 en 3D, se observa que todos los resultados obtenidos están por encima del plano y estos resultados se encuentran por encima del límite máximo permisible de la floculación óptima para remoción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+) en el agua; por lo tanto, se tiene que todas las pruebas de floculación con el floculante kollpa, remociona nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+) en el agua por encima del límite máximo permisible.

Resumen del proceso de remoción de nitrógeno orgánico amoniacal

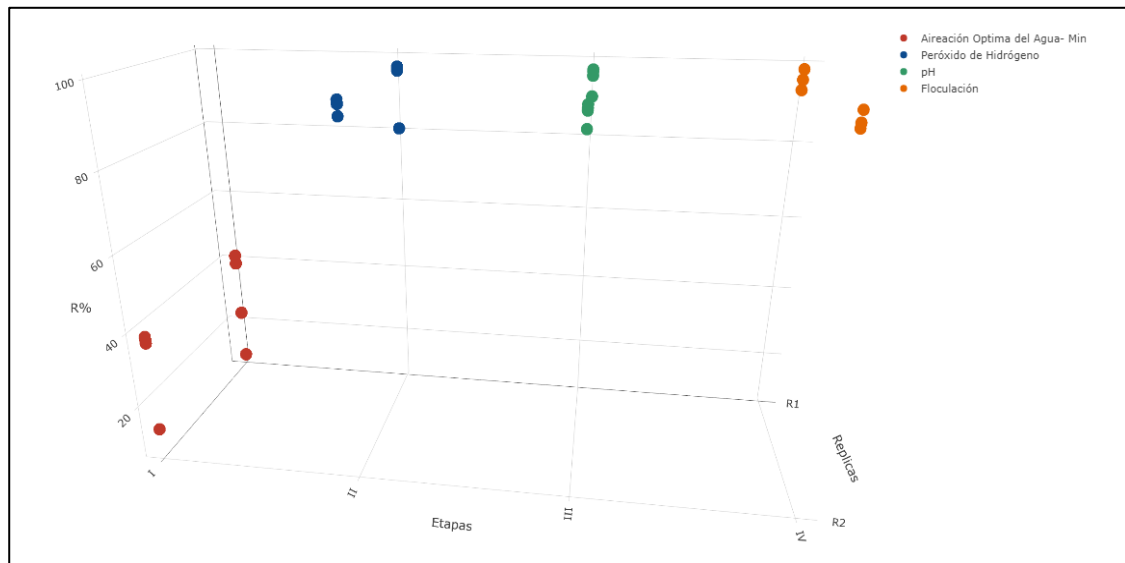


Figura 24. En 3D. Resumen del proceso de remoción de (NH_4^+) y Evaluación de los procesos de floculación con floculante kollpa para la remoción del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+) .

De la figura 24 en 3D, se observa que en la etapa I, se obtuvo una remoción de nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+) en el agua con una media estadística de 30,00375% con el proceso de aireación, en la etapa II se incrementó notablemente la remoción a 94,1775% con el tratamiento con peróxido de hidrogeno (H_2O_2), en la etapa III se llegó a obtener una remoción media de 95,465 % con control de pH y finalmente en la etapa IV de proceso final se alcanzó una remoción de nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+) en el agua con una media general de 95,90375%

Como resultado final es posible llegar a una remoción de nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+) en el agua a un 98.23% con el control de:

t.	=	30 (min)
H_2O_2	=	1,5 (mL.L^{-1})
pH	=	7,5 u
Kollpa (1%)	=	5 (mL.L^{-1})

E. Floculación óptima para remoción de turbiedad (NTU)

Tabla 37. Floculación óptima para remoción de turbiedad (NTU)

n° muestra	t (min)	H ₂ O ₂ (mL.L ⁻¹)	pH	Kollpa del 1% (mL.L ⁻¹)	C _o (NTU)	C _f (NTU)	% R
1	30	1,5	7,5	1	83	66	20,48
1	30	1,5	7,5	2	83	52	37,35
2	30	1,5	7,5	3	83	30	63,86
2	30	1,5	7,5	4	83	12	85,54
3	30	1,5	7,5	5	83	4	95,18
3	30	1,5	7,5	6	83	8	90,36
4	30	1,5	7,5	7	83	16	80,72
4	30	1,5	7,5	8	83	16	80,72
LMP					83	5	93,98

Tabla 38. ANOVA para remoción de turbiedad (NTU) por floculación

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	6223,88	3	2074,63	16,06	0,0107
Intra grupos	516,858	4	129,215		
Total (Corr.)	6740,74	7			

- De la tabla 38. ANOVA dado que el valor “P” (0,0107) es menor a 0.05 la interpretación estadística indica que al menos un grupo es diferente del resto, existe diferencia significativa

Pruebas de múltiples rangos para turbiedad por floculación

Floculación	Casos	Media	Grupos Homogéneos
1	2	18,05	X
2	2	70,83	X
4	2	77,78	X
3	2	91,665	X

<i>Contraste</i>	<i>Sig.</i>	<i>Diferencia</i>	<i>+/- Límites</i>
1 - 2	*	-52,78	31,5607
1 - 3	*	-73,615	31,5607
1 - 4	*	-59,73	31,5607
2 - 3		-20,835	31,5607
2 - 4		-6,95	31,5607
3 - 4		13,885	31,5607

* indica una diferencia significativa.

- Como la tabla ANOVA nos dio un resultado que es significativo, se procedió a realizar la comparación de medias en esta y como resultado se obtiene que el grupo 1 (1-2 mL.L⁻¹ floculante Kollpa) es diferente a los demás y que los grupos: 2 (3-4 mL.L⁻¹ floculante Kollpa), 3 (5-6 mL.L⁻¹ floculante Kollpa) y 4 (7-8 mL.L⁻¹ floculante Kollpa) tienen el mismo efecto.
- Sin embargo, se consideró que el grupo 3 para remoción de la turbiedad es el único tratamiento que supera el límite máximo permisible (LMP) de la remoción de turbiedad.

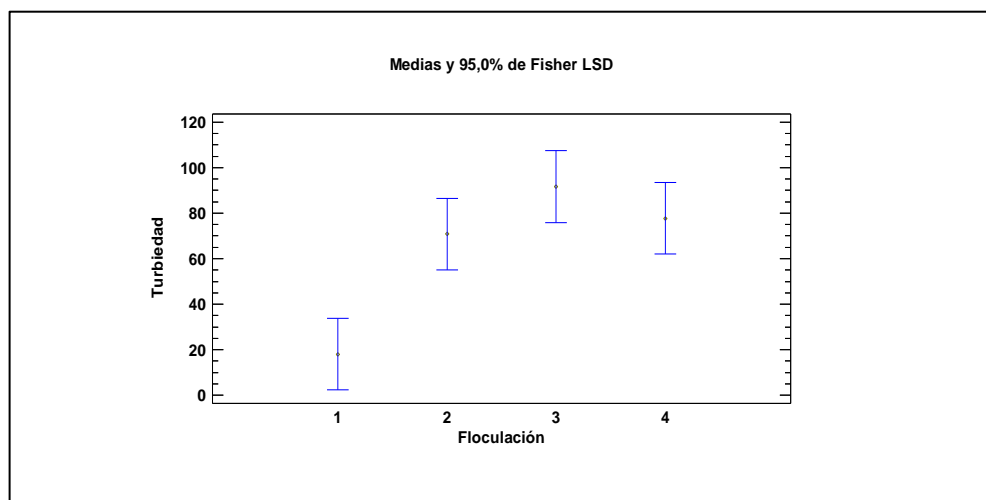


Figura 25. Floculación óptima con floculante kollpa para remoción de turbiedad (NTU)

- De la figura 25, se contrasta gráficamente que el grupo 1 es diferente a los demás grupos y que los grupos: 2,3 y 4 tiene el mismo efecto significativo.

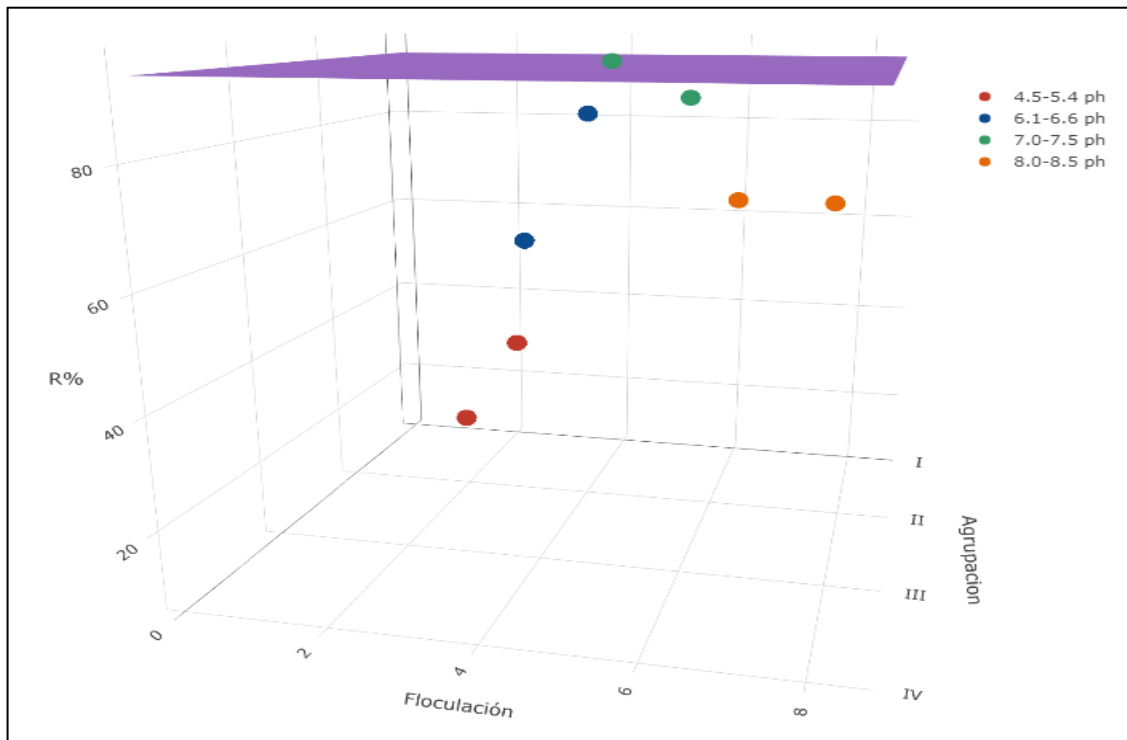


Figura 26. En 3D. Floculación óptima con floculante kollpa para remoción de turbiedad (NTU).

En la Figura 26 en 3D, Explica que todos los resultados obtenidos que estén por encima del plano son los tratamientos que superan el límite máximo permisible LMP para remoción de turbiedad (NTU) del agua, en este caso solo un valor 5,0 mL.L⁻¹ del floculante Kollpa supera el límite máximo permisible.



V. CONCLUSIONES.

- I. La caracterización fisicoquímica del producto natural alumbre andino kollpa, determinada por difracción de rayos X (DRX - $^{\circ}2\theta$), su estructura molecular está conformado por 61,23 % de sulfato de aluminio hidratado $[\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3(\text{H}_2\text{O})_{17}]$ y 38,77 % de sulfato de aluminio y hierro hidratado $[\text{FeAl}_2(\text{SO}_4)_4(\text{H}_2\text{O})_{22}]$; donde los iones hierro Fe^{+2} y aluminio Al^{+3} caracteriza su alta propiedad como material floculante.

La caracterización fisicoquímica molecular, de la cal artesanal, determinado por difracción de rayos X (DRX - $^{\circ}2\theta$); reporta que está conformado por 98,59 % de hidróxido de calcio $[\text{Ca}(\text{OH})_2]$ y por 1,41 % de carbonato de Calcio (CaCO_3); la presencia de calcio Ca^{+2} de carga (+2), le da la propiedad moderada para floculación, por lo que se considera como floculante de ayuda.

La caracterización fisicoquímica de las muestras de agua, fueron evaluadas según normas nacionales de la calidad ambiental del agua, de límite máximo permisible LMP del D.S. 031-2010 SA, y D.S. 004-2017. MINAM. Las muestras de agua fueron codificadas como: muestra (M1), aguas del río Coata antes de la confluencia con aguas residuales del río Torococha; muestra (M2) aguas residuales del río Torococha y muestra (M3) aguas del río Coata después de la confluencia con aguas residuales del río Torococha. La evaluación fue realizada en función al LMP de turbiedad (LMP:5 NTU) y nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+) (LMP:1,5 mg. L^{-1}) teniéndose en el agua sin tratamiento concentraciones turbiedad (NTU) y de nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+) mg. L^{-1} de: (M1) 41 NTU y 1.73 mg. L^{-1} ; (M2) 128 NTU y 2,58 mg. L^{-1} y en (M3) 83 NTU y 2,06 mg. L^{-1} , respectivamente. Las muestras de agua son consideradas altamente contaminadas.



- II. Se concluye que en el tratamiento del agua del punto (M3), a 200 m. aguas abajo del punto de confluencia de aguas del río Coata y río Torococha; tratados con los valores óptimos de aireación por 30 minutos, oxidación química con $1,5 \text{ mL} \cdot \text{L}^{-1}$ de peróxido de hidrógeno (H_2O_2), agitado a 200 rpm y controlado el pH en 7,5 se logró la remoción del 97,79 % de nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+) y el agua es óptima para riego de plantas de tallo largo y bebida para animales.

El proceso de floculación del agua que previamente se trató por aireación, oxidación y con control de pH, requiere $5 \text{ mL} \cdot \text{L}^{-1}$ del floculante alumbre kollpa al 1% y del floculante de ayuda Cal artesanal al 1% y con el tratamiento en conjunto se obtuvo una remoción del 98,23% de nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+).

- III. La cinética de reacción de adsorción y floculación del nitrógeno orgánico amoniacal (NH_4^+), en forma integral es explicado por el modelo cinético de pseudo segundo orden, obteniéndose, una capacidad de adsorción en el equilibrio de 40,32 mg de (NH_4^+) $\cdot \text{g}^{-1}$ de kollpa; con alta tasa de correlación cinética de ($R^2 = 0,999$), mayor a los diferentes modelos cinéticos.



VI. RECOMENDACIONES

De acuerdo a los resultados obtenidos y teniendo en cuenta los procesos de aireación, oxidación química y floculación - sedimentación no convencional de las aguas del río Coata antes y después de la mezcla con aguas residuales del río Torococha en la ciudad de Juliaca, se efectúan las siguientes recomendaciones

- Se recomienda continuar investigaciones para el tratamiento de los efluentes de aguas residuales urbanas, mediante la aplicación y uso de tecnologías con tratamientos físico-químicos y biológicos a fin de tener alternativas para el tratamiento en las fuentes emisoras, con el fin de cumplir con la normatividad legal vigente, para evacuación de aguas residuales y su valor máximo permisible VMP, para vertimiento en fuentes receptoras naturales
- Se recomienda realizar investigaciones y experimentar utilizando diversos floculantes sean de naturaleza: orgánico natural, de síntesis o mineral a fin de establecer el mayor rendimiento en la remoción de los nutrientes contenidos en las aguas residuales y que ocasionan la contaminación y eutrofización de fuentes receptoras naturales.
- Se recomienda aplicar a nivel de planta piloto los procesos de aireación, oxidación química con peróxido de hidrógeno y floculación - sedimentación no convencional con los floculantes alumbre andino “kollpa” y ayuda de cal artesanal, en el tratamiento de efluentes, para reducir la concentración de nutrientes, antes de ser vertidos a fuentes receptoras naturales, para propiciar la reutilización de las aguas residuales de acuerdo a la normatividad vigente.



VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alonso, A. (2006). Valoración del efecto de la degradación ambiental sobre los macro invertebrados bentónicos en la cabecera del río Henares. *Ecosistemas*, 15(2), 101-105.
- Aguilar, M, I. (2002). Tratamiento físico-químico de aguas residuales: Coagulación-floculación (1^{ra} edición.). Murcia, España. Editorial, Editum.
- Arriechi, Grecia.; Contreras, Jessica.; Marcano, Lily. (2011). Evaluación del proceso de des-nitrificación en el módulo 4 de la planta de tratamiento de aguas residuales La Mariposa 1. *Revista Ingeniería UC*, Vol. 18(3), 74-85.
- Bernal, Martínez, L., Solís, Morelos, C., Linares, Hernández, I., Barrera, Díaz, C., Colín, Cruz, A. (2011). Tratamiento de agua residual municipal por un sistema fisicoquímico y oxidación química en flujo continuo. *ACI*, 2(2), 69-81.
- Cárdenas, Calvachi, Gloria, L.; Sánchez, Ortiz, Iván, A. (2013.). Nitrógeno en aguas residuales: Orígenes, efectos y mecanismos de remoción para preservar el ambiente y la salud pública. *Universidad y Salud*, Vol. 15(1), 13-24.
- Carrasquero, Ferrer, S, J.; Marquina, Gelvez, D, C.; Soto, López, J, G.; Rincón, S, V.; Pire, Sierra, M, C.; Díaz, Montiel, A, R. (2015). Remoción de nutrientes en aguas residuales de un matadero de reses usando un reactor biológico secuencial. *Ciencia e Ingeniería Neogranadina*, 25 (2), 43 – 60.
- Chien, S. and Clayton, W. (1980). Application of Elovich equation to the kinetics of phosphate release and sorption on soils. *SoilSci. Soc. Am. J.* 44, 265-268.
- De Rubens, J. y Jiménez, M. (2008). Cianosis como manifestación de metahemoglobinemia. *Revista Médica del Instituto Mexicano Seguro Social*, 46 (4), 439 – 444.



- Department of Chemical Engineering, University of Murcia. (2002) flocculation process. Campus Espinardo, 30071, Murcia, Spain.
- Dutant, R., Semprum. (2002). Comportamiento de la DBO, Nitrógeno y Fósforo en un sistema de reactores de Biomasa suspendida (Anaeróbico), seguido de tratamiento de Biomasa adherida aireada (Biodiscos) y sedimentación final utilizando floculante alumbre $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18 H_2O$. Brasil. XXVII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. I, 188-2002.
- El Peruano (2017). Estándares de calidad ambiental (ECA) para agua. D.S. 004-2017 MINAM.
- Fernández, Alba, A. R.; García, P, L.; García, R, R.; Valiño, M, D.; Fernández, S, V.; & García, J, M. (2006). Tratamientos avanzados de aguas residuales industriales. Madrid: CEIM. Dirección General de Universidades e Investigación.
- Gerente, C., V. K. C., Lee, P. L. y McKay, G. (2007). Application of Chitosan for the Removal of Metals From Wastewaters by Adsorption—Mechanisms and Models Review. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* Vol. 37: 41-127.
- Ghosh, Samanta & Ray. (2010). COD reduction of petrochemical industry wastewater using Fento's oxidation. *The Canada Journal of Chemical Engineering*, 88, 1021-1026.
- Gonzales, U. A. (2001). *Cinética química*. Editorial síntesis S.A. España.
- Greer FR, Shannon M. (2005): Infant methemoglobinemia the role of diet and nitrate in food and water. *Pediatrics*, 11, 784–786. USA.
- Hanson, A. (2000). Natural Zeolites Many Merits. Meagre Market. *Industrial Minerals*, 339, 40-53.
- Huacallo, Aguilar, Ysabel. (2017). Estudio de la eliminación de nutrientes en aguas Residuales a escala planta piloto de configuración A2/0 en combinación con la



- EBPR. Universidad Nacional de San Agustín Arequipa. Tesis de pregrado.
Facultad de Procesos Escuela De Ingeniería Química.
- Ho, Y.; Mckay, G.; Wase, D. and Foster, C, (2000). Study of the sorption of divalent metal ions on to peat. Adsorp. Sci. Technol. 18. 639-650.
- Lacroix, S. ; Veuillet, F. ; Bausseron, A. ; Gonidec, E. ; Lemaire, R. Zalakain, G. y Ochoa, J. (2013). Experience from start-up and operation of ANITA™ MOX MBBR plants and development of a new advanced N-removal process-IFAS ANITA™ MOX. En: Conference Proceedings 13th World Congress on Anaerobic Digestion. 25-28 Junio, Santiago de Compostela, España.
- Lavín, E. (2002). Tratamiento De Aguas Residuales. Edit. Limusa, México.
- Lozano, Rivas, William, A. (2012). Diseño de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales. Universidad Piloto de Colombia. Colombia. Edit, U.P.C.
- Mancipe, Branly, L., Ordoñez, Jaramillo, A. (2014). Implementación de oxidantes (Miox, NaClO, H₂O₂) para el mejoramiento de los procesos de coagulación y floculación de aguas residuales en la planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) el salitre Bogotá Colombia. Tesis Licenciatura en Química. Universidad Francisco José de Caldas. Facultad de ciencias y Educación.
- Mendinueta, Angelines. (2015). Remoción de nitrógeno en aguas residuales. Prezi. Artículos Científicos. <https://prezi.com/uwkj87eojdkn/remocion-de-nitrogeno-en-aguas-residuales/>
- Miranda, Zanardi, F. y Medina, E. (2015). Investigando en Ingeniería. Editorial UNSA, Arequipa, Perú.
- Miranda, Zea, N. (2018). Tratamiento de Aguas Residuales. Editorial Econocopy, Puno, Perú.



- Moreno, Castilla, C. (2004). Adsorption of organic molecules from aqueous solutions on carbon materials. *Carbon*. 2004. 42 (1). 83-94.
- Murillo, Yesid, S.; Giraldo, Liliana.; Moreno, Juan, Carlos. (2011). Determinación de la cinética de adsorción de 2,4-dinitrofenol en carbonizado de hueso bovino por espectrofotometría uv-vis. *Rev. Colomb. quim.*, Volumen 40, Número 1. 91-104.
- Peña, M. A.; Rueda, S. A.; Carreras, R. A.; Estrany, C, F. (2005). Eliminación del nitrógeno amoniacal en aguas residuales sanitarias. *Revista Ingeniería Química*, 420. 161- 168.
- Peñañiel, R.; Moreno, C. & Ochoa, Herrera, V. (2016). Eliminación de nitrógeno y contaminación orgánica de agua residual industrial pre-tratada en lagunas anaeróbicas mediante un bio-filtro de arena ACI *Avances en Ciencias e Ingenierías*, 8(1), 63–74.
- Pérez, M. (2002). Remoción de Fosforo y Nitrógeno en Aguas Residuales Utilizando Un Reactor Discontinuo Secuencial (SBR). XXVIII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Cancún, México octubre 2002.
- Prieto, García, J, Omar.; Rodríguez, Suárez, Esnaider.; Mollineda, Trujillo, Ángel. (2016). Estudio de los mecanismos cinéticos y difusivos en la adsorción de Cu (II) en ceniza de bagazo de caña de azúcar. *Cuba. cen. az.* vol.43 no.4 Santa Clara oct.-dic. 2016
- Ramírez, Zamora, Rosa, M.; Durán, Moreno, Alfonso.; Bernal, Martínez, Arodí.; Orta de Velásquez, Ma.Teresa. (2007) Proceso de coagulación-floculación para el tratamiento de aguas residuales: desarrollo y utilización de nuevos compuestos para la reducción de lodos. Instituto de Ingeniería, UNAM, México.



- Rodríguez, Tatiana.; Botelho, Diego.; Cleto, Eduardo. (2008). Tratamiento de efluentes industriales de naturaleza recalcitrante usando ozono, peróxido de hidrógeno y radiación ultravioleta. Rev. Fac. Ing. Univ. Antioquia N° 46, 24-38.
- Romero, Rojas, Jairo. (2002). Tratamiento De Aguas Residuales. Bogotá Colombia. Edit. Escuela Colombiana de Ingeniería.
- Saavedra, Sánchez Lizet, M. (2016). Remoción de fósforo en aguas residuales por el método de floculación y sedimentación utilizando Cal artesanal y Alumbre – Kollpa. Universidad Privada San Carlos – Puno. Carrera Profesional de Ingeniería Ambiental, Tesis de Pre Grado.
- Sánchez, Rojas, John, Antoni. (2016). Eficiencia de remoción de nitrógeno en un sistema unifamiliar de tanque séptico más filtro percolador. Universidad Nacional de Cajamarca. <http://repositorio.unc.edu.pe/handle/UNC/1759>
- Sparks D. (2003). Environmental Soil Chemistry. Editl: Academic Press. 2da edición. USA., 5–17.
- Seki, H., & Suzuki, A. (2002). Kinetic Study of Metal Biosorption to a Brown Alga, Kjellmaniella Crassifolia. Journal of colloid and interface science, 246(2), 259-262.
- Siles, Fernández, Esther.; Monforte, Garrido, José.; Estrany, Coda, Francesc.; Oliver, Pujol, Ramón.; Carreras, Coma, Sergi. (2005). Eliminación del nitrógeno amoniacal en aguas residuales sanitarias. Revista Ingeniería Química, 420, 161-168.
- Treybal, R. E. (1980). Operaciones de transferencia de masa. Editorial Mc Graw-Hill, 2da. Edición. México



- Vieira, A, M.; Dos Santos, S, A.; Do Valle C, N, T.; Da Silva, J, A. (2012). Educação Alimentar: Uma Proposta de Redução do Consumo de Aditivos Alimentares. Química nova na escola, 34(2), 51-57
- Villaescusa, I.; Fiol, N.; Martínez, M.; Miralles, N.; Poch, J. and Serarols, J. (2004). Removal of copper and nickel ions from aqueous solutions by grape stalks wastes water research. 38:992-1002.
- Vinod, V. and Anirudhan, T. (2001). Sorption of tanic acid zirconium pillared clay. J. Chem. Technol. Biotechnol. 77. 92-101.
- Volesky, B. (2003). Biosorption process simulation tools. Hydrometallurgy. 71. 1-2.
- Water research. (2002). Nutrient removal and sludge production in the coagulation. US. Water research, 36.
- Weber, W. and Morris, J. (1963). Kinetics of adsorption on carbon from solution. Sanit. Eng. Div. Am. Soc. Civ. Eng. 89. 31-60.
- Weber, W.J.; Morris, J.C. Proc. Int. Conf. (1962). Water pollution symposium. Vol. 2. Oxford, Pergamon. 231-266.
- <http://aguasindustriales.es/eliminacion-del-nitrogeno-en-las-aguas-residuales/>
- https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/oxidacion_con_peroxido_de_hidrogeno.pdf
- <https://incar.blogia.com/2011/060901-procesos-de-adsorci-n.php>
- <https://www.lenntech.es/peroxido-de-hidrogeno.htm#ixzz6I1FJZ34v>
- <roble.pntic.mec.es/~mbedmar/iesao/química/nitrogen.htm>
- <http://www.xtec.cat/~gjimene2/llicencia/students/07aguas.html>
- https://es.wikipedia.org/wiki/Aguas_residuales.
- <http://Smartwatermagazine.com>

ANEXOS

ANEXO A : INFORMES TÉCNICOS.

Figura A-1 : Informe técnico N° 1108-19-LABICER Universidad Nacional de Ingeniería Laboratorio de Análisis Químico, Consultoría e investigación Análisis de composición química de la muestra de alumbre andino “kollpa”

Figura A-2 : Informe técnico N° 1783-19-LABICER Universidad Nacional de Ingeniería Laboratorio de Análisis Químico, Consultoría e investigación Análisis de composición química de la muestra de cal artesanal.

ANEXO B : FOTOGRAFIAS.

Panel fotográfico de la investigación

Figura B-1 : Rio Coata sector Juliaca

Figura B-2 : Rio Torococha efluente sector Juliaca

Figura B-3 : Confluencia Rio Coata y Rio Torococha sector Juliaca

Figura B-4 : Eutrofización Rio Torococha Juliaca.

Fotografías en los puntos de muestreo

Figura B-5 : Muestreo M1 Puente Independencia

Figura B-6 : Acondicionamiento de muestras M1

Figura B-7 : Muestreo M2 Rio Torococha

Figura B-8 : Acondicionamiento de muestras M2


Figura B-9 : Muestreo M3 a 200 m. del Punto de Mezcla

Figura B-10 : Acondicionamiento de Muestras M3




ANEXO A: INFORMES TÉCNICOS

Figura A-1: Informe Técnico Alumbre andino “kollpa”



UNIVERSIDAD NACIONAL DE INGENIERÍA
FACULTAD DE CIENCIAS
LABICER (Laboratorio N° 12)
ANÁLISIS QUÍMICO, CONSULTORÍA E INVESTIGACIÓN

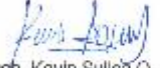




INFORME TÉCNICO N° 1108 - 19 - LABICER

1. DATOS DEL SOLICITANTE
 - 1.1 SOLICITANTE : LUIS ALBERTO VENEGAS GARNICA
 - 1.2 DNI : 02425328
2. CRONOGRAMA DE FECHAS
 - 2.1 FECHA DE RECEPCIÓN : 21 / 06 / 2019
 - 2.2 FECHA DE ANÁLISIS : 27 / 06 / 2019
 - 2.2 FECHA DE EMISIÓN : 04 / 07 / 2019
3. ANÁLISIS SOLICITADO : ANÁLISIS DE COMPOSICIÓN QUÍMICA
4. DATOS REFERENCIALES DE LA MUESTRA SEGÚN SOLICITANTE
 - 4.1 IDENTIFICACIÓN DE LA MUESTRA : 01 MUESTRA DE ALUMBRE ANDINO "KOLPPA"
5. LUGAR DE RECEPCIÓN DE LA MUESTRA : LABORATORIO LABICER - FACULTAD DE CIENCIAS
6. CONDICIONES AMBIENTALES : Temperatura: 20.0°C; Humedad relativa: 65%
7. EQUIPO UTILIZADO : DIFRACTÓMETRO DE RAYOS X. PANALYTICAL, EMPYREAN.
8. RESULTADO

COMPOSICIÓN QUÍMICA	FÓRMULA	RESULTADOS (%)	MÉTODO UTILIZADO
Sulfato de aluminio y hierro hidratado	$FeAl_2(SO_4)_4(H_2O)_{22}$	38.77	Difracción de Rayos X ⁽¹⁾
Sulfato de aluminio hidratado	$Al_2(SO_4)_3 \cdot (H_2O)_n$	61.23	

(1) Ver difractogramas en Anexo.
(2) El barrido angular del análisis de DRX fue de 8° a 46° (°2θ).
9. VALIDEZ DEL INFORME TÉCNICO
El Informe técnico es válido sólo para la muestra y las condiciones indicadas en el ítem uno (1) y cuatro (4) del presente informe técnico.


 Bach. Kevin Sulca Q.
Analista Químico
LABICER - UNI



 M.Sc. Otilia Acha de la Cruz
Responsable de análisis
Jefe de Laboratorio
CQP 202

(*) El Laboratorio no se responsabiliza del muestreo ni de la procedencia de la muestra.

INFORME TÉCNICO N° 1108 -19- LABICER
Página 1 de 2

Av. Túpac Amaru 210 Lima 31, Perú. Teléfono directo de LABICER: 382 0500. E-mail: otilia@uni.edu.pe



Figura A-2: Informe Técnico Cal Artesanal

CERTIFICADO DE CAL ARTESANAL



UNIVERSIDAD NACIONAL DE INGENIERÍA
FACULTAD DE CIENCIAS
LABICER (Laboratorio N° 12)
ANÁLISIS QUÍMICO, CONSULTORÍA E INVESTIGACIÓN




INFORME TÉCNICO N° 1783 - 19 - LABICER

1. DATOS DEL SOLICITANTE
 - 1.1 NOMBRE DEL SOLICITANTE : LUIS ALBERTO VENEGAS GARNICA
 - 1.2 DNI : 02425328
2. CRONOGRAMA DE FECHAS
 - 2.1 FECHA DE RECEPCIÓN : 30 / 09 / 2019
 - 2.2 FECHA DE ENSAYO : 02 / 10 / 2019
 - 2.3 FECHA DE EMISIÓN : 11 / 10 / 2019
3. ANÁLISIS SOLICITADO : ANÁLISIS DE COMPOSICIÓN QUÍMICA
4. DATOS REFERENCIALES DE LA MUESTRA SEGÚN EL SOLICITANTE
 - 4.1 IDENTIFICACIÓN DE LA MUESTRA : CAL ARTESANAL
5. LUGAR DE RECEPCIÓN : LABORATORIO LABICER- FACULTAD DE CIENCIAS
6. CONDICIONES AMBIENTALES : Temperatura 22.0 °C; Humedad relativa: 65%
7. EQUIPOS UTILIZADOS : DIFRACTÓMETRO DE RAYOS X. PANALYTICAL, EMPYREAN.
8. RESULTADOS

COMPUESTO	FÓRMULA QUÍMICA	RESULTADOS %	MÉTODO UTILIZADO
Hidróxido de calcio	Ca(OH) ₂	98.59	Difracción de Rayos X RD
Carbonato de Calcio	CaCO ₃	1.41	

Ver difractograma en ANEXO

9. VALIDEZ DEL INFORME TÉCNICO
El informe técnico es válido solo para la muestra y las condiciones indicadas en los ítems del uno (1) al cuatro (4) del presente informe técnico.


Bach. Kevin Sulica Q
Analista Químico
LABICER - UNI



Sp. Otilia Acha de la Cruz
Responsable de análisis
Jefe de Laboratorio
GQP 202

El Laboratorio no se responsabiliza del muestreo ni de la procedencia de la muestra

ANEXO B. PANEL FOTOGRÁFICO DE LA INVESTIGACIÓN.



Figura B-1: Rio Coata sector Juliaca



Figura B-2: Rio Torococha sector Juliaca



Figura B-3: Confluencia Rio Coata y Rio Torococha



Figura B-4: Eutrofización Rio Torococha Juliaca.

FOTOGRAFÍAS EN LOS PUNTOS DE MUESTREO



Figura B-5 : Muestreo M1 puente independencia Juliaca



Figura B-6 : Acondicionamiento de muestras M1



Figura B-7. Muestreo M2 Rio Torococha



Figura B-8. Acondicionamiento de muestras M2



Figura B-9 : Muestreo M3 a 200 m. del Punto de Mezcla



Figura B-10 . Acondicionamiento de Muestras M3