

EVALUACIÓN DE LA REMOCIÓN DE NITRATOS POR
ELECTROCOAGULACIÓN

ANYI PAOLA MELO HERNÁNDEZ
LAURA JULIANA SACRISTAN YEPES

FUNDACIÓN UNIVERSIDAD DE AMÉRICA
FACULTAD DE INGENIERÍAS
PROGRAMA DE INGENIERÍA QUÍMICA
BOGOTÁ, D.C.
2018

EVALUACIÓN DE LA REMOCIÓN DE NITRATOS POR
ELECTROCOAGULACIÓN

ANYI PAOLA MELO HERNÁNDEZ
LAURA JULIANA SACRISTAN YEPES

Proyecto integral de grado para optar el título de:
INGENIERO QUÍMICO

Director
DIANA MARCELA CUESTA PARRA
INGENIERA AMBIENTAL

Co-Director
FELIPE CORREA MAHECHA
INGENIERO QUÍMICO

FUNDACIÓN UNIVERSIDAD DE AMÉRICA
FACULTAD DE INGENIERÍAS
PROGRAMA DE INGENIERÍA QUÍMICA
BOGOTÁ D.C.
2018

Nota De Aceptación (Subdirector Operativo de Investigaciones)

Firma Docente Investigador

Firma Docente Jurado 1

Firma Docente Jurado 2

Bogotá, D.C. Noviembre, 2018.

DIRECTIVAS DE LA UNIVERSIDAD

Presidente de la Universidad y Rector del Claustro

Dr. JAIME POSADA DÍAZ

Vicerrector de Desarrollo y Recursos Humanos

Dr. LUIS JAIME POSADA GARCÍA-PEÑA

Vicerrectora Académica y de Posgrados

Dra. ANA JOSEFA HERRERA VARGAS

Decano de la Facultad de Ingenierías

Ing. JULIO CÉSAR FUENTES ARISMENDI

Director General de Investigación y Proyección Social

Dr. MANUEL CANCELADO JIMÉNEZ

Director Programa Ingeniería

Ing. LEONARDO DE JESÚS HERRERA GUTIÉRREZ

Las directivas de la Fundación Universidad de América, los jurados calificadores y el cuerpo docente no son responsables por los criterios e ideas expuestas en el presente documento. Estos corresponden únicamente a los autores.

DEDICATORIA

Este trabajo está dedicado de manera especial a mis padres, a mi madre Gladys que desde el cielo me ha guiado y protegido y a mi padre Carlos que con su ejemplo y con todo su amor me ha formado, guiado y exigido para ser la mujer que hoy en día soy. A mi hermano, que ha sido el motor de mi vida y la razón para ser mejor. A mi abuelita que ha sido una madre y que siempre me ha acompañado con alegría en todos mis sueños y metas. También va dedicado a Daniel Ojeda, que ha sido un gran amigo y compañero de vida y me regalo todo su optimismo para sacar todo adelante. Finalmente, quiero dedicarle este trabajo a mi familia, amigos y a todas esas personas que han estado en los momentos más difíciles, apoyándome y dándome su mano para levantarme.

Laura Juliana Sacristan Yepes

Dedico este trabajo primeramente a Dios y a cada uno de mis seres queridos por su amor, apoyo, comprensión y esfuerzo, especialmente a mis padres Marco y Rosalba, mis hermanos Leider y Yair por ser mi inspiración y siempre estar a mi lado ayudándome a construir sueños. También a mi abuelita Nemesia, mi tia Sagrario, Winny y Jonathan por sus palabras de aliento que no me dejaron decaer, por el conocimiento compartido, el cariño incondicional y los momentos vividos. Finalmente, a Laura Sacristan por su amistad, cariño, dedicación, apoyo, conocimiento y trabajo en equipo que hizo posible este logro.

Anyi Paola Melo Hernández

AGRADECIMIENTOS

Para empezar, queremos expresar nuestra gratitud a Dios, que con su bendición nos ha permitido levantarnos cada día con optimismo y salud. A nuestros padres que con su amor y sus palabras de aliento nos han enseñado a no temer al fracaso, y cada día levantarnos con una actitud positiva sin importar los obstáculos.

A nuestros hermanos, familia, amigos y compañeros, que nos ayudaron de manera desinteresada y que nos extendieron su mano. También queremos agradecer de manera muy especial a Ana María por su dedicación, su motivación, su criterio y por brindarnos una mano amiga durante la fase de experimentación de este proyecto.

Finalmente, agradecemos al Servicio Nacional de Aprendizaje por permitirnos desarrollar la evaluación experimental en sus instalaciones y por el apoyo brindado, al grupo de investigación en procesos de separación no convencionales (GPS) y a nuestros directores Diana Cuesta y Felipe Correa, quien con su colaboración y dirección permitió la culminación de este trabajo.

CONTENIDO

	pág.
INTRODUCCIÓN	23
OBJETIVOS	26
1. GENERALIDADES DEL PROYECTO DE INVESTIGACIÓN	27
1.1 CONTAMINACIÓN POR NITRATOS	27
1.2 TÉCNICAS DE TRATAMIENTO PARA LA REMOCIÓN DE NITRATOS	33
1.3 ELECTROCOAGULACIÓN	35
1.3.1 Proceso y mecanismo de electrocoagulación.	36
1.3.1.1 Oxidación electrolítica del ánodo de sacrificio para la formación in situ del coagulante	45
1.3.1.2 Desestabilización de los contaminantes, suspensión de partículas y ruptura de emulsiones	37
1.3.1.3 Agregación de las fases desestabilizadas para formar flóculos	38
1.3.2 Reacciones producidas durante el proceso de electrocoagulación	38
1.3.3 Ventajas y desventajas del proceso de electrocoagulación.	39
1.4 FUNDAMENTOS ELECTROQUÍMICOS EN PROCESOS DE ELECTROCOAGULACIÓN	40
1.4.1 Ley de Faraday	40
1.4.2 FEM de una celda bajo condiciones estándar	41
1.4.3 Energía libre de Gibbs en procesos electroquímicos	42
1.4.4 Fem y energía de gibbs	43
2. VARIABLES DE PROCESO PARA EL PROCESO DE ELECTROCOAGULACIÓN	45
2.1 FACTORES QUE INFLUYEN EN EL PROCESO DE ELECTROCOAGULACIÓN	45
2.1.1 Electroodos	45
2.1.2 Área efectiva del ánodo	47

2.1.3	Distancia entre electrodos	48
2.1.4	pH inicial	49
2.1.5	Densidad de corriente	50
2.1.6	Concentración inicial de nitratos	53
2.1.7	Conductividad	54
2.1.8	Tiempo de reacción	55
2.2	SELECCIÓN DE VARIABLES Y PARÁMETROS DEL PROCESO	56
3.	DESARROLLO Y ANALISIS EXPERIMENTAL	60
3.1	DIMENSIONAMIENTO Y MONTAJE EXPERIMENTAL PARA LA ELECTROCOAGULACIÓN	60
3.1.1	Dimensionamiento de la celda	60
3.1.2	Preparación de efluente o agua sintética a tratar.	62
3.1.3	Montaje experimental	63
3.2	MÉTODOS DE CUANTIFICACIÓN	64
3.2.1	Análisis de nitratos	64
3.2.2	Análisis de nitritos	66
3.2.3	Análisis de nitrógeno amoniacal	68
3.3	EFFECTO DE LAS VARIABLES DE OPERACIÓN	69
3.3.1	Efecto de la corriente aplicada	72
3.3.2	Efecto de la concentración inicial	73
3.4	VARIACIÓN DE LAS CONDICIONES DE OPERACIÓN	75
3.4.1	Comportamiento de la temperatura	75
3.4.2	Comportamiento del voltaje	78
3.4.3	Comportamiento del pH	80
3.5	ANÁLISIS DEL MECANISMO	82
3.5.1	Balance de materia del proceso de electrocoagulación	82
3.5.2	Dosis requerida	85
3.5.3	Esponaneidad de la celda	87

4. COMPARAR LA EFICIENCIA DE LA REMOCIÓN ENTRE LA ELECTROCOAGULACIÓN Y UN COAGULANTE CONVENCIONAL (SULFATO DE ALUMINIO)	90
4.1. EXPERIMENTACIÓN TEST DE JARRAS	90
4.1.1 Variación de pH	93
4.1.2 Dosificación del coagulante	94
4.1.3 Comparación y análisis de resultados test de jarras	95
4.2 CARACTERIZACIÓN DE LOS LODOS RESIDUALES	96
4.2.1 Determinación del pH	100
4.2.2 Determinación de la humedad	100
4.2.3 Velocidad de sedimentación	103
5. CONCLUSIONES	106
6. RECOMENDACIONES	108
BIBLIOGRAFÍA	109
ANEXOS	117

LISTA DE FIGURAS

	pág.
Figura 1. Composición elemental promedio de las plantas	28
Figura 2. Consumo de fertilizantes de nitrógeno y fosfatos por ha de tierra arable y cultivos permanentes (toneladas/ha, 2011)	30
Figura 3. Mecanismo del proceso de electrocoagulación.	36
Figura 4. Efecto del pH en la eficiencia de eliminación de nitrato (20 V, Sólidos totales disueltos: 2 g/L, Ci Nitratos :150 mg/L, electrodo de aluminio, tres pares de electrodos).	46
Figura 5. Efecto de pares de electrodos (ánodo primero) en el nitrato-N residual y de la concentración de amoníaco-N generado con electrodos de Fe, Al y Gr. (100 ppm en concentración inicial de nitrato, [NaCl] = 100 ppm, pH=7 y densidad de corriente de 25 mAcm ⁻² y tiempo de electrólisis = 60 min).	47
Figura 6. Efecto del tiempo en la eficiencia de eliminación de nitrato (R) a diferentes valores de Área efectiva. (pH = 7, Ci Nitratos = 200 mg-NO ₃ ⁻ /L, D = 3cm, Ti = 25 ° C and V=40 V).	48
Figura 7. Efecto del tiempo en la eficiencia de eliminación de nitrato (R) a diferentes valores de Distancia de electrodos. (pH = 7, Ci Nitratos = 200 mg-NO ₃ ⁻ /L, Área efectiva = 47,1 cm ² , Ti = 25 ° C and V=40 V).	49
Figura 8. Efecto del pH en la eficiencia de eliminación de nitrato (20 V, Sólidos totales disueltos = 2 g/L, Ci Nitratos=150 mg/L, electrodo de aluminio, tres pares de electrodos).	50
Figura 9. Variación de la concentración de nitrato con el tiempo de electrólisis en diferentes valores de corriente en el proceso ECF (σ =400 μ hos/cm, pHinicial = 9).	51
Figura 10. Variación de la tasa de eliminación con el potencial aplicado (Ci Nitratos =100 mg L ⁻¹ , pH 7).	52
Figura 11. Efecto del potencial aplicado sobre el consumo de energía (Ci Nitratos =100 mg L ⁻¹ , pH 7).	53

Figura 12. Efecto de la concentración inicial de nitrato sobre la eliminación de nitratos en el proceso ECF. ($\sigma = 400 \mu\text{mhos/cm}$, $\text{pH}_{\text{inicial}} = 9$, $V = 25 \text{ V}$ and $I = 2,5 \text{ A}$).

54

Figura 13. Patrón de difracción de rayos X del lodo generado electroquímicamente. Reacción electroquímica llevada a cabo por Al-ánodo y Gr-cátodo. (Inicial $[\text{nitrato-N}] = 100 \text{ mg}$, $[\text{NaCl}] = 100 \text{ mg}$, densidad de corriente - 25 mAcm^{-2} y tiempo de electrólisis = 180 min).

97

LISTA DE GRÁFICAS

	pág.
Gráfica 1. Curva de calibración de nitratos ($N-NO_3^-$)	66
Gráfica 2. Curva de calibración de nitritos ($N-NO_2^-$)	68
Gráfica 3. Efecto de la concentración inicial de nitratos sobre la remoción por el proceso de electrocoagulación.	70
Gráfica 4. Efecto de la corriente aplicada sobre la remoción por el proceso de electrocoagulación	71
Gráfica 5. Efecto del tiempo de reacción sobre la remoción por el proceso de electrocoagulación	72
Gráfica 6. Variación de la Concentración de nitratos con respecto a la corriente aplicada (C_i Nitratos =100 mg/L y $pH_{inicial}=9$)	73
Gráfica 7. Variación de la concentración de nitratos con respecto a la concentración inicial de nitratos ($I=2,5$ A- $pH_{inicial}= 9$)	74
Gráfica 8. Comportamiento de la temperatura durante la Electrocoagulación ($I=2,5A$)	76
Gráfica 9. Variación de la concentración residual de nitratos respecto a la Temperatura	77
Gráfica 10. Comportamiento del voltaje durante el proceso de electrocoagulación ($I=2,5A$)	78
Gráfica 11. Evolución del contenido de Nitratos (a) y Evolución del contenido de Nitritos (b) a $2,5^a$	83
Gráfica 12. Porcentaje de volumen de lodo y de solución residual. Reacción electroquímica llevada a cabo en C_i Nitratos = 100 mg, 200 mg y 300 mg, corriente aplicada – 2,5 A y tiempo de reacción = 90 min.	99
Gráfica 13. Variación de peso de las muestras de lodos residuales.	101
Gráfica 14. Determinación de la altura de la suspensión en función del tiempo	104

LISTA DE TABLAS

	pág.
Tabla 1. Signos y síntomas de la metahemoglobinemia	32
Tabla 2. Reacciones electroquímicas en un reactor de electrocoagulación	38
Tabla 3. Ventajas y desventajas de la electrocoagulación.	40
Tabla 4. Espontaneidad de una reacción química según energía libre de Gibbs	43
Tabla 5. Espontaneidad de una reacción química	44
Tabla 6. Diseño de experimentos	59
Tabla 7. Resultados curva de calibración de nitratos.	65
Tabla 8. Resultados curva de calibración de nitritos.	67
Tabla 9. Variación del pH durante la electrocoagulación.	81
Tabla 10. Resultados de la cuantificación de nitrógeno amoniacal.	84
Tabla 11. Determinación de nitrato, nitrito y amoniaco. Reacción electroquímica llevada a cabo en Ci Nitratos = 100 ,200 y 300 mg NO ₃ -/L, corriente aplicada – 2,5 A y tiempo de reacción = 90 min.	85
Tabla 12. Resultados de la masa de aluminio liberada al sistema.	86
Tabla 13. Resultados de la remoción de nitratos por test de jarras (Dosis de coagulante de 4 mg/L de sulfato de aluminio, pH = 7).	92
Tabla 14. Resultados de la remoción de nitratos por test de jarras con variación de pH (Ci Nitratos =100 mg-NO ₃ -/L y dosis de coagulante de 4 mg/L de sulfato de aluminio).	94
Tabla 15. Resultados de la remoción de nitratos por test de jarras con variación de dosis de agente coagulante (Ci Nitratos =100 mg-NO ₃ -/L y pH = 7)	95

Tabla 16. Variación de la concentración de nitratos con respecto a la concentración inicial de nitratos (2,5 A- pH inicial: 9).	96
Tabla 17. Determinaciones de nitrato-N y amoníaco-N en solución residual y lodo. Reacción electroquímica llevada a cabo por Al-ánodo y Gr-cátodo. (Inicial [nitrato-N] = 100 mg, [NaCl] = 100 mg, densidad de corriente - 25mAcm ⁻² y tiempo de electrólisis = 180 min).	98
Tabla 18. Volumen de lodo y de solución residual. Reacción electroquímica llevada a cabo en Ci Nitratos = 100 mg, 200 mg y 300 mg, corriente aplicada – 2,5 A y tiempo de reacción = 90 min.	98
Tabla 19. Resultados de pH del lodo residual. Reacción electroquímica llevada a cabo en Ci Nitratos = 100 mg, 200 mg y 300 mg, corriente aplicada – 2,5 A y tiempo de reacción = 90 min.	100
Tabla 20. Contenido de humedad inicial en el lodo residual. Reacción electroquímica llevada a cabo en Ci Nitratos = 100 mg, 200 mg y 300 mg, corriente aplicada – 2,5 A y tiempo de reacción = 90 min.	102
Tabla 21. Velocidad de sedimentación. Reacción electroquímica llevada a cabo en Ci Nitratos = 100 mg, 200 mg y 300 mg, corriente aplicada – 2,5 A y tiempo de reacción = 90 min.	105

LISTA DE CUADROS

	pág.
Cuadro 1. Parámetros de Operación	58
Cuadro 2. Dimensionamiento de la celda de electrocoagulación	61

LISTA DE IMÁGENES

	pág.
Imagen 1. Celda de electrocoagulación (a. vista frontal, b. vista superior)	61
Imagen 2. Agua sintética preparada en el laboratorio.	63
Imagen 3. Montaje experimental.	63
Imagen 4. Soluciones patrón de la curva de calibración de nitritos.	67
Imagen 5. Destilación previa para la determinación de amoníaco.	69
Imagen 6. Test de jarras (Dosis de coagulante de 4 mg/L de sulfato de aluminio, pH =7)	92
Imagen 7. Test de jarras con variación de pH (Ci Nitratos =100 mg/L y dosis de coagulante de 4 mg/L de sulfato de aluminio)	93
Imagen 8. Test de jarras variando dosis de coagulante (Ci Nitratos =100 mg/L y pH = 7)	94

LISTA DE ECUACIONES

	pág.
Ecuación 1. Reacción de fijación de nitrógeno	31
Ecuación 2. Reacciones de nitrificación	31
Ecuación 3. Reacciones catódicas de la electroreducción.	39
Ecuación 4. Ley general de la electrólisis	41
Ecuación 5. Potencial de celda estándar	42
Ecuación 6. Relación entre Energía libre de Gibbs y Fem	43
Ecuación 7. Cuantificación de nitratos	65
Ecuación 8. Cuantificación de nitrógeno amoniacal	69
Ecuación 9. Ley de Ohm	79
Ecuación 10. Expresión de la resistencia	79
Ecuación 11. Resistencia expresada en función de la conductividad.	79
Ecuación 12. Producto iónico del agua.	81
Ecuación 13. Calculo de los aniones hidroxilo.	81
Ecuación 14. Reacciones catódicas de reducción del ion nitrato	82
Ecuación 15. Carga eléctrica total en corriente continua	86
Ecuación 16. Reacciones catódicas de la electrocoagulación	88
Ecuación 17. Reacciones anódicas de la electroreducción	88
Ecuación 18. Reacciones Anódicas de la electrocoagulación	88
Ecuación 19. Reacción global	88

Ecuación 20. Contenido de humedad (%)	101
Ecuación 21. Peso del lodo	102
Ecuación 22. Velocidad de sedimentación	103

LISTA DE ANEXOS

	pág.
Anexo A. Matriz de revisión bibliográfica y metodología de selección	117
Anexo B. Matriz de revisión bibliográfica para la preparación del agua patrón	121
Anexo C. Resultados de la cuantificación de nitratos a diferentes experimentos	124
Anexo D. Análisis de varianza	133
Anexo E. Potenciales estándar de reducción a 25 °C	138

NOMENCLATURA

$C_{i\text{Nitratos}}$	Concentración inicial de nitratos
$C_{f\text{Nitratos}}$	Concentración final de nitratos
R	Constante Universal de los gases
T	Temperatura
T_i	Temperatura inicial
A	Área efectiva
V	Voltaje
ΔG	Energía libre de Gibbs
ΔG°	Energía libre de Gibbs estándar
E_{celda}	Potencial de celda
E°_{celda}	Potencial estándar de celda
E°_{red}	Potencial estándar de reducción
m	Cantidad de material anódico disuelto
I	Intensidad de corriente
t	Tiempo de electrólisis
M	Peso molecular específico
z	Número de electrones
F	Constante de Faraday (96500 C/mol)
n	Número de valencia
Q	Coefficiente de reacción
ρ	Resistividad
l	Longitud del conductor
σ	Conductividad
R	Resistencia
Q'	Carga eléctrica total
H_0	Contenido de humedad (%)
W_0	Peso del lodo húmedo (Peso inicial)
W_s	Peso del lodo seco (Peso final)
W_{cm}	Peso cápsula con muestra (húmeda o seca)
W_{cv}	Peso cápsula vacía
V_s	Velocidad de sedimentación
dh	Diferencial de altura
dt	Diferencial de tiempo

RESUMEN

El proyecto busca evaluar la remoción de nitratos por medio de la electrocoagulación, siendo esta una tecnología no convencional en el tratamiento del agua. Las actividades económicas constituyen una parte importante en la contaminación debido a las prácticas agropecuarias, tales como el abono, riego y residuos orgánicos, son el factor principal de alteración de la calidad de las aguas subterráneas y superficiales. La electrocoagulación es una tecnología que emplea electricidad para la remoción eficaz de una gran variedad de contaminantes en el agua tales como aceites, fenoles, metales pesados, nitritos, nitratos y fluoruros, entre otros¹. Este proceso electroquímico, posee una serie de reacciones en donde el ánodo implica ser sacrificado para generar cationes necesarios para la coagulación, además de gases naturales que ayudan a la flotación.

El desarrollo definirá las condiciones de experimentación más influyentes en el proceso a partir del estado del arte y una matriz de selección bibliográfica, en donde se definió las variables de operación, variables de control y los parámetros de operación. Con la puesta en marcha del prototipo de electrocoagulación con ánodo de aluminio y cátodo de hierro, el diseño experimental consistió en realiza diferentes ensayos variando la concentración inicial de nitratos, la corriente aplicada y el tiempo. Al evaluar las eficiencias en la remoción de nitratos se obtuvo que las mejores condiciones de operación se lograron a una concentración inicial de nitratos de 100 mg/L, pH inicial de 9, una corriente aplicada de 2,5 A con un tiempo de operación de 90 min resultando en una remoción de 95% aproximadamente.

También fue posible realizar una comparación con la coagulación química empleando sulfato de aluminio en donde el máximo porcentaje de remoción obtenido fue de 10,77 % a condiciones de operación de: concentración inicial 100 mg/L a pH inicial de 7, con una dosis de coagulante de 48 mg/L, demostrando cómo la electrocoagulación tiene una serie de beneficios sobre otros tipos de métodos convencionales, además de una versatilidad en diseño que permite tener resultados exitosos en su aplicación, alcanzando el reto de proteger, conservar y recuperar el recurso hídrico.

Palabras clave: Electrocoagulación, electroreducción, nitratos, remoción y tratamiento de aguas.

¹ PIÑA-SOBERANIS, M., et al. Revisión de variables de diseño y condiciones de operación en la electrocoagulación. En: Revista Mexicana De Ingeniería Química. vol. 10, no. 2, p. 264

INTRODUCCIÓN

Actualmente la humanidad reconoce la escasez de agua como la problemática ambiental más importante a nivel global después del cambio climático, debido a la demanda creciente del recurso que genera panoramas de sobreexplotación de las fuentes hídricas, además de la contaminación y el desperdicio como consecuencia del empleo de sistemas de distribución ineficientes e inapropiados².

Según el Programa Conjunto de Monitoreo para el suministro de agua y saneamiento (JMP) solo el 71% de la población mundial (5.200 millones de personas) tiene acceso al servicio de agua potable³, mientras que en Colombia el 28% de la población rural afronta una situación crítica por falta de acueducto⁴.

En Colombia el 35% de la extracción hídrica para el 2008 se empleó en áreas hidroeléctricas, mientras el restante se distribuye en el sector agrícola, doméstico, industrial y de servicios que equivalen al 54%, 22%, 19% y 5% respectivamente. El sector agrícola se encuentra constituido mayoritariamente por el sector de riego en un 92% y el sector pecuario en un 8%⁵.

La presencia de nitratos en fuentes hídricas es el resultado indirecto del empleo intensivo de fertilizantes nitrogenados que se infiltran en los suelos por las diferentes prácticas agrarias y descargas de desechos en zanjas de absorción, que finalmente

² Fondo de la Población de las Naciones Unidas, (UNFPA). Frente a Un Mundo Cambiante: Las Mujeres, La Población Y El Clima. Nueva York: 2009. Fondo de la Población de las Naciones Unidas, (UNFPA). Frente a Un Mundo Cambiante: Las Mujeres, La Población Y El Clima. Nueva York: 2009. Fondo de la Población de las Naciones Unidas, (UNFPA). Frente a Un Mundo Cambiante: Las Mujeres, La Población Y El Clima. Nueva York: 2009. Fondo de la Población de las Naciones Unidas, (UNFPA). Frente a Un Mundo Cambiante: Las Mujeres, La Población Y El Clima. Nueva York: 2009. p. 1-2

³ WORLD HEALTH ORGANIZATION, (WHO) and The United Nations Children's Fund, (UNICEF). Progress on Drinking Water, Sanitation and Hygiene. Geneva: 2017. p. 23-24

⁴ ÁVILA JIMÉNEZ, Cristian. ¿Cómo es el avance en la cobertura de acueducto en Colombia? [Consultado el Sep 10,2017]. Disponible en: <http://www.eltiempo.com/archivo/documento/CMS-15445939>

⁵ Food and Agriculture Organization of the United Nations. Colombia - Uso del agua. [Consultado el Apr 8,2018]. Disponible en: http://www.fao.org/nr/water/aquastat/countries_regions/Profile_segments/COL-WU_eng.stm

generan la contaminación de los cuerpos de agua tanto superficiales como subterráneos^{6,7}.

El ion nitrato (NO_3^-) no es considerado en sí mismo tóxico, ya que el peligro potencial radica en su eventual transformación en nitritos (NO_2^-) generando efectos adversos en el cuerpo humano. El efecto más conocido producido por una alta concentración de nitritos en la sangre es la transformación de la hemoglobina a metahemoglobina⁸.

La incorporación de nitratos al organismo se da en un 70 al 90% debido a la ingesta de vegetales y en una menor proporción por la ingesta de agua; pero al tener cuerpos de agua con una concentración elevada de nitratos el aporte por consumo de la misma crece sustancialmente^{9,10}. Por este motivo el comité mixto FAO/WHO recomienda la ingesta de agua con valores de concentraciones de nitratos menores a 50 mg/L (15 mg/L para lactantes).

Para cumplir con estos requerimientos aparecen los métodos de remoción de nitratos en la potabilización de agua, que actualmente son: el intercambio iónico, el tratamiento biológico y la ósmosis inversa. Los cuales presentan desventajas como altos costos, problemas de regulación y baja eficiencia¹¹.

Es allí donde se presenta la electrocoagulación como un método no convencional, que permite la eliminación del ion nitrato por medio de reacciones oxido-reductoras en componentes inofensivos como el nitrógeno y el oxígeno, mostrando ventajas

⁶ Medina Morales, y MA. DEL, C. CONTAMINACION POR NITRATOS EN AGUA, SUELO Y CULTIVOS EN LA COMARCA LAGUNERA. En: Revista Chapingo Serie Zonas Aridas. p.9-10

⁷ FERNÁNDEZ RUIZ, L. Contaminación De Origen Agrario. El Problema De Los Nitratos. Contaminación De Origen Agrario. El Problema De Los Nitratos.; En: GETA, J. A. L.; CAMPOS, J. C. R. e Instituto Geológico y Minero de España. Presente Y Futuro De Las Aguas Subterráneas En La Provincia De Jaén. Instituto Geológico y Minero de España, 2002. p. 157-158.

⁸ Departamento de Servicios de Salud de California, Rama de Investigaciones de Salud Ambiental. Posibles Efectos En La Salud Relacionados Con Nitratos Y Nitritos En Agua De Pozos Privados. California: 2006. p. 1-2

⁹ Agencia para sustancias toxicas y el registro de enfermedades. RESUMEN DE SALUD PÚBLICA, Nitrato Y Nitrito. Estados Unidos: 2015. p. 2-4

¹⁰ NUÑEZ, Silvia Iñigo; Carretero Gómez, María del Mar y Subdirección General de Higiene y Seguridad Alimentaria. Contaminantes: Nitratos En Productos Vegetales Y Alimentos Infantiles. Primera ed. 2011. p.5-6

¹¹ VAN,der Hoek; VAN,der Hoek y Klapwijk,Abraham. Nitrate removal from ground water — use of a nitrate selective resin and a low concentrated regenerant. En: Water, Air, and Soil Pollution. vol. 37, no. 1, p. 41

como el bajo costo, requerimiento de área pequeña, baja producción de lodos y la ausencia de productos químicos agregados^{12,13}.

En este trabajo de grado se muestra la evaluación de la remoción de nitratos por electrocoagulación en una muestra de agua patrón, incluyendo el análisis de las diferentes variables de operación y de respuesta implicadas en dicho proceso. Así como la comparación de la electrocoagulación como un método no convencional frente la coagulación química.

¹²LI, Hu-lin, et al. Electrochemical reduction of nitrate and nitrite in concentrated sodium hydroxide at platinum and nickel electrodes. En: Journal of the Electrochemical Society. vol. 135, no. 5, p. 1154-1156

¹³ TENNE, R., et al. Efficient electrochemical reduction of nitrate to ammonia using conductive diamond film electrodes. En: Journal of Electroanalytical Chemistry. vol. 347, no. 1, p. 409-410

OBJETIVOS

OBJETIVO GENERAL

Evaluar la remoción de nitratos por electrocoagulación a nivel laboratorio.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Establecer las variables para la remoción de nitratos por electrocoagulación.
- Realizar la remoción de nitratos por el método de electrocoagulación.
- Comparar la eficiencia de la remoción entre la electrocoagulación y un coagulante convencional (sulfato de aluminio).

1. GENERALIDADES DEL PROYECTO DE INVESTIGACIÓN

En este capítulo, se definirán los diferentes conceptos relacionados para el desarrollo del proyecto, entre los cuales incluirá la contextualización del origen y de la contaminación actual por nitratos en efluentes, además de las técnicas de remoción de nitratos que permiten el tratamiento de estos cuerpos de agua. Se abordará el tratamiento de estudio, describiendo su mecanismo, reacciones y fundamentos electroquímicos, buscando evaluar la remoción de nitratos por medio de la electrocoagulación tecnológica no convencional en el tratamiento del agua.

1.1 CONTAMINACIÓN POR NITRATOS

Actualmente la agricultura enfrenta el reto de aumentar la producción de alimentos con el fin de abastecer el consumo de la población que se espera aumente en más de 2.300 millones de personas entre los años 2009 y 2050. Según datos de la FAO sería necesario aumentar la producción de alimentos en un 70% entre 2005/07 y 2050 para lograr alimentar una población mundial de 9100 millones de personas que se espera alcanzar en el año 2050. Para enfrentar este reto la agricultura se ve obligada a adoptar métodos de producción más eficientes y sostenibles puesto que al aumentar la fertilidad de los suelos así mismo el rendimiento¹⁴.

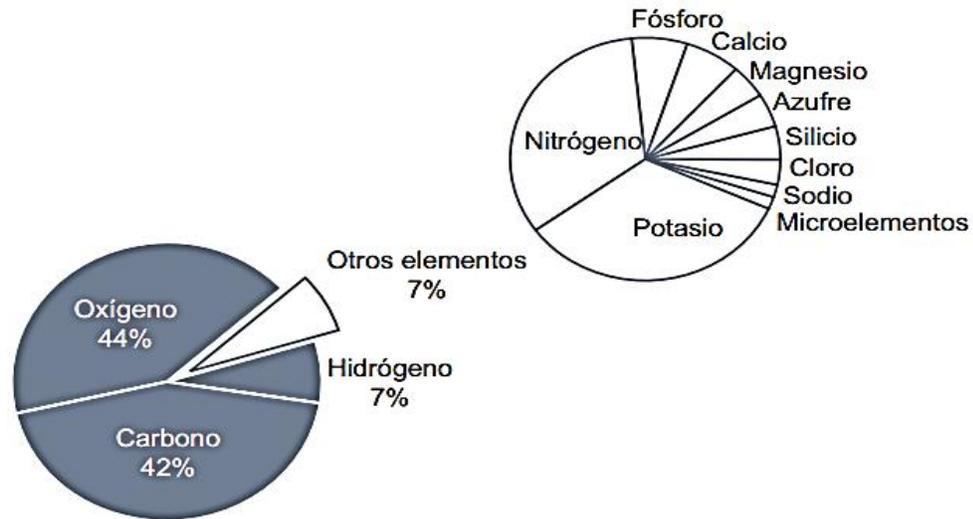
Como se observa en la Figura 1 las plantas requieren de agua y diferentes minerales para su desarrollo, los cuales son absorbidos del suelo por medio de sus raíces. Un suelo es fértil cuando contiene los nutrientes necesarios e indispensables para el crecimiento de la planta¹⁵, sin embargo, en la mayoría de los casos no se encuentran en las proporciones suficientes por lo que el desarrollo de la planta es limitado. Como resultado se torna necesario el uso de fertilizantes que provean a los cultivos los nutrientes faltantes en el suelo¹⁶.

¹⁴ La Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, (FAO). Como Alimentar Al Mundo En 2050. Roma, Italia: PrisaCom, 2009. p. 2-3

¹⁵ La Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, (FAO). El Suelo. En: Departamento de montes. Ecología Y Enseñanza Rural. Nociones Ambientales Básicas Para Profesores Rurales Y Extensionistas. Roma, Italia: 1996.

¹⁶ FAO. Los Fertilizantes Y Su Uso: Una Guía De Bolsillo Para Los Oficiales De Extensión. FAO, 2002. p. 9

Figura 1. Composición elemental promedio de las plantas.



Fuente: LA ORGANIZACIÓN DE LAS NACIONES UNIDAS PARA LA ALIMENTACIÓN Y LA AGRICULTURA. Los fertilizantes y su uso: una guía de bolsillo para los oficiales de extensión. FAO, 2002. p. 7

Los elementos esenciales para las plantas diferentes del carbono, hidrogeno y oxigeno se obtienen del suelo, y se dividen de la siguiente manera:

- Nutrientes primarios: nitrógeno (N), fósforo (P) y potasio (K).
- Nutrientes secundarios: Calcio (Ca), magnesio (Mg) y azufre (S).
- Micronutrientes: hierro (Fe), manganeso (Mn), zinc (Zn), cobre (Cu), boro (B), molibdeno (Mo), sodio (Na), cobalto (Co) y cloro (Cl)¹⁷.

El nitrógeno, fósforo y potasio son los macronutrientes necesarios para el crecimiento de las plantas.

- *El Nitrógeno (N)*: Es el motor del crecimiento de la planta. Se absorbe del suelo en forma de nitrato (NO_3^-) o de amonio (NH_4^+) posteriormente en la planta se combina para formar aminoácidos y proteínas. Siendo el componente esencial de las proteínas, está implicado en los procesos principales de desarrollo de las plantas y en la elaboración del rendimiento.

¹⁷ Food and Agriculture Organization of the, United Nations. Estrategias En Materia De Fertilizantes. Fao, 2000. p. 35.

- *El Fósforo (P)*: Cumple un papel importante en la transferencia de energía, por lo es esencial para la fotosíntesis y para otros procesos químico-fisiológicos. Es necesario para la diferenciación de las células y para el desarrollo de los tejidos.
- *El Potasio (K)*: Activa más de 60 enzimas (sustancias químicas que regulan la vida), cumpliendo un papel vital en la síntesis de carbohidratos y de proteínas. El potasio mejora el régimen hídrico de la planta e incrementa la tolerancia a los cambios climáticos (sequía, heladas y salinidad) ^{18 19}.

Con el fin de comprobar el aumento de la producción de los cultivos se realizó un estudio en el que se comparó la obtención de maíz, papa, frijol, arroz y tabaco cultivados en suelos con y sin fertilizantes, obteniendo aumentos en la producción de hasta el 150% en los cultivos fertilizados²⁰.

El uso de fertilizantes en América Latina y el Caribe ha crecido de manera continua entre 2002 y 2012, por ejemplo, en el 2011 se aplicaron 45.7 toneladas de nitrógeno, 32.6 toneladas de fosfatos y potasio por hectárea de tierra agrícola. Los agricultores de América del Sur aplican aproximadamente tres veces la cantidad de fertilizantes de fosfato y potasa por hectárea de tierra agrícola que se utiliza en el Caribe y América Central ²¹.

¹⁸ FAO. Los Fertilizantes Y Su Uso: Una Guía De Bolsillo Para Los Oficiales De Extensión. FAO, 2002. 9789253044146. p. 7-8

¹⁹ Food and Agriculture Organization of the, United Nations. Estrategias En Materia De Fertilizantes. FAO, 2000. p. 42-43.

²⁰ La Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO). Aumento de la producción agrícola a través del uso de fertilizantes y otros insumos. [Consultado el Dec 10,2017]. Disponible en: <http://www.fao.org/docrep/field/381335.htm#P215-13727>

²¹ (FAO) La Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. Anuario estadístico de la FAO 2014. La Alimentación y la Agricultura en América Latina y el Caribe. p. 16-17

Figura 2. Consumo de fertilizantes de nitrógeno y fosfatos por ha de tierra arable y cultivos permanentes (toneladas/ha, 2011).



Fuente: LA ORGANIZACIÓN DE LAS NACIONES UNIDAS PARA LA ALIMENTACIÓN Y LA AGRICULTURA. Anuario estadístico de la FAO 2014. La Alimentación y la Agricultura en América Latina y el Caribe. p. 17

Como se muestra en la Figura 2, Colombia es uno de los países con mayor consumo de fertilizantes de nitrógeno y fosfatos, siendo usados por el 80% de los productores agrícolas en sus cultivos. El fertilizante nitrogenado más usado en Colombia y a nivel mundial es la urea, debido a su alta concentración de nitrógeno (46%) y su bajo costo²². La contaminación de aguas naturales por compuestos nitrogenados está directamente relacionada con la aplicación de fertilizantes nitrogenados, que por acción del agua se transforman en amonio (NH_4^+) y por descomposición microbiológica en nitrato (NO_3^-) siendo ambas formas aprovechables por las plantas²³. Adicionalmente la presencia de nitratos en cuerpos de agua puede ser de origen químico, por el vertimiento de residuos industriales y prácticas agrícolas²⁴.

²² Ministerio de desarrollo y agricultura; SISPA y DANE. Importancia De Los Fertilizantes Nitrogenados. Colombia: 2012. p. 2-3

²³ Ibid., p. 2

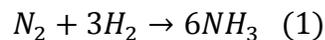
²⁴ DE MIGUEL-FERNANDEZ, Constantino y VÁZQUEZ-TASET, Yaniel Misael. ORIGEN DE LOS NITRATOS (NO_3) Y NITRITOS (NO_2) Y SU INFLUENCIA EN LA POTABILIDAD DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS. En: Minería Y Geología. vol. 22, no. 3, p. 2-3

Se estima que en Colombia el 40% de los fertilizantes empleados en la industria agrícola no son aprovechados por las plantas infiltrándose hacia los acuíferos. La concentración de nitrato en el cuerpo de agua depende del tipo de fertilizante, frecuencia, cantidad y modo de aplicación²⁵.

La formación de nitratos también se puede dar por el llamado ciclo del nitrógeno, que comprende las siguientes etapas²⁶:

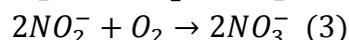
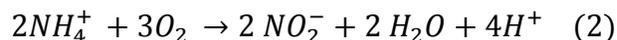
1. *Fijación*: El nitrógeno molecular que se encuentra en la atmósfera es convertido en compuestos nitrogenados como amoníaco y nitrato. Los géneros *Azotobacter* y *Beijerinckia* pertenecientes al grupo *Azotobacterias* y el género *Clostridium* perteneciente al grupo *Clostridiaceas*, son bacterias que siguen el siguiente mecanismo:

Ecuación 1. Reacción de fijación de nitrógeno



2. *Amonificación*: El nitrógeno orgánico se convierte mediante múltiples mecanismos en amoníaco.
3. *Nitrificación*: Una parte del amoníaco producido por amonificación y oxidado en nitratos, es asimilado por lo vegetales. Esta oxidación sigue el siguiente mecanismo:

Ecuación 2. Reacciones de nitrificación



4. *Desnitrificación*: Una parte de los nitratos producidos es utilizado por las plantas y bacterias para sus síntesis, y la otra parte es utilizada por las bacterias desnitrificantes para oxidar una sustancia orgánica o mineral; de la cual se obtiene nitrito y óxidos de nitrógeno²⁷.

²⁵ Ministerio de salud y protección Social y Ministerio de vivienda, ciudad y territorio. Resolución Número 0549. Colombia: 2017.

²⁶ ABBAYES, H. Botánica: Vegetales Inferiores. Reverté, 1989. p. 44-47

²⁷ Ibid., p. 44-47

La concentración elevada de nitratos en cuerpos de agua puede acarrear efectos negativos a la salud de la población, el más conocido de ellos es la transformación de la hemoglobina en metahemoglobina, relacionada con el desarrollo de la enfermedad conocida como “Síndrome del bebé azul”, la hipoxia y la cianosis. Esto radica en la eventual transformación de nitratos (NO_3^-) en nitritos (NO_2^-) que posteriormente se unen a la hemoglobina, oxidándose, para finalmente obtener metahemoglobina incapaz de transportar oxígeno^{28,29}. La Tabla 1. Muestra algunos síntomas de acuerdo con la concentración de metahemoglobina sintetizada en el cuerpo humano.

Tabla 1. Signos y síntomas de la metahemoglobinemia.

Concentración de metahemoglobina (%)	Síntomas y consecuencias
1	Metahemoglobinemia clínica
10-20	Cianosis de extremidades y tronco. Anoxia (Sangre roja oscura o marrón)
20-45	Depresión del sistema nervioso central (dolor de cabeza y mareos)
45-55	Coma, arritmia, convulsiones.
>60	Alto riesgo de mortalidad o muerte.

Fuente: JAWORSKI, María Angélica. Desarrollo de catalizadores para la eliminación de nitratos en agua de consumo humano. Argentina.: Universidad Nacional de La Plata, 2012. p. 12.

El comité mixto FAO/WHO recomienda no consumir agua con valores de nitratos superiores a 50 mg/L, mientras a mujeres gestantes o en estado de lactancia se recomienda valores inferiores a 15 mg/L,³⁰ aunque en Colombia según la resolución 2115 de 2007 el límite máximo permisible es de 10 mg/L³¹.

²⁸ Departamento de Servicios de Salud de California, Rama de Investigaciones de Salud Ambiental. Posibles Efectos En La Salud Relacionados Con Nitratos Y Nitritos En Agua De Pozos Privados. California: 2006. p. 1-2

²⁹ MIALE, J. Hematíe: Metabolismo De Las Porphirinas Y De La Hemoglobina. En: Hematología: Medicina De Laboratorio. Reverté, 1985. p. 487-520. p. 501

³⁰ Organización Mundial de la Salud. Guías para la calidad del agua potable; Tercera ed. 2008. p. 330

³¹ Ministerio de la protección social ministerio de ambiente, vivienda y desarrollo territorial. Resolución número 2115. 2007.p. 3

1.2 TÉCNICAS DE TRATAMIENTO PARA LA REMOCIÓN DE NITRATOS

Con el fin de cumplir las normas estipuladas por las entidades ambientales se recurre a diferentes técnicas de tratamiento de aguas que permitan la remoción de nitratos, entre estas técnicas se encuentran:

- **Intercambio iónico.** El intercambio iónico es una técnica basada en el fenómeno que se produce al poner en contacto un intercambiador (sólido iónico) y una mezcla líquida que contiene los iones en disolución (electrolito)³². La reacción química que se da durante el fenómeno es de carácter reversible, y surge cuando el ion de la solución se intercambia por otro ion de igual signo que se encuentra unido a una partícula sólida inmovilizada. Los intercambiadores empleados durante el proceso son materiales sólidos insolubles, con cationes o aniones intercambiadores en su superficie externa e interna³³.

El ion nitrato puede ser eliminado del agua contaminada usando una columna de intercambio iónico de cloruro (Cl⁻) o bicarbonato (HCO₃⁻). Durante el proceso la concentración de nitratos en el agua tratada disminuye, mientras aumenta de manera proporcional la concentración de cloruros y/o bicarbonatos. A medida que avanza el proceso y los grupos se unen a los iones nitratos la columna se satura, por lo que la resina debe ser regenerada mediante el uso de NaCl en exceso, viéndose reflejado en altos costos³⁴. El nitrato removido del agua tratada se dispone como solución residual y la eliminación de esta se caracteriza por altos costos y problemas de regulación³⁵.

- **Tratamiento biológico.** El tratamiento biológico emplea microorganismos, principalmente bacterias que transforman el sustrato (componente contaminante) en dióxido de carbono, agua y células nuevas. El principio de esta técnica de remoción se basa en que el ion nitrato presente en las aguas residuales puede ser utilizado como alimento o sustrato por los

³² RODRÍGUEZ ROMERO, Juan Francisco. Eliminación De Metales Alcalinos De Polioles Mediante Intercambio Iónico. Cuenca: Universidad de Castilla-La Mancha, Servicio de Publicaciones, 1995. p. 20.

³³ JAWORSKI, María. Desarrollo De Catalizadores Para La Eliminación De Nitratos En Agua De Consumo Humano. Facultad de Ciencias Exactas, 2012. p. 12

³⁴ SAMATYA, Saba, et al. Removal of nitrate from aqueous solution by nitrate selective ion exchange resins. En: REACTIVE AND FUNCTIONAL POLYMERS. vol. 66, no. 11, p.1207.

³⁵ Van Der Hoek, Jan Peter; Van Der Hoek, Wim F and Klapwijk, A. Nitrate removal from ground water — use of a nitrate selective resin and a low concentrated regenerant. En: WATER, AIR, AND SOIL POLLUTION. Jan., vol. 1, p. 41-42

microorganismos³⁶. La remoción de amoníaco se realiza por una oxidación a nitratos y nitritos, mientras el proceso de desnitrificación se realiza en condiciones anóxicas, convirtiendo biológicamente el nitrato en nitrógeno gaseoso en ausencia de oxígeno³⁷. La aplicación de esta técnica presenta limitaciones tales como: eficiencia restringida, posible contaminación microbiológica y la dificultad de control³⁸, adicionalmente la disposición de los lodos generados equivale a altos costos; y el volumen y la composición del agua a tratar puede afectar el crecimiento microbiano³⁹.

- **Ósmosis inversa.** La ósmosis inversa es una técnica de purificación basada en membranas y usada para separar sólidos disueltos, tales como iones, de una solución⁴⁰. Durante el proceso el agua atraviesa una membrana semipermeable o permeable selectiva que permite el paso de las moléculas más finas, es decir el agua pura, permitiendo la separación de las partículas contaminantes. Es llamada ósmosis inversa debido al gradiente de presión necesaria para forzar el paso de agua pura a través de la membrana. Esta técnica se caracteriza por su gran eficiencia, obteniendo remociones de 98% de las partículas disueltas⁴¹. Sin embargo, la disolución resultante con el contaminante removido (alto contenido de nitratos) no puede ser vertida en cuerpos de agua⁴².
- **Procesos electroquímicos.** Los procesos electroquímicos son aquellos donde a través de electricidad se promueve reacciones de óxido-reducción por medio de dos puertos conocidos como cátodo y ánodo⁴³. El procedimiento electroquímico tiene aplicaciones en el tratamiento de residuos altamente

³⁶ HENRY, J. G.; HEINKE, G. W. y GARCÍA, H. J. E. Principios Para El Tratamiento De Aguas Residuales. En: Ingeniería Ambiental. Pearson Educación, 1999. p. 445

³⁷ SEGURA, L. M. S. y ARRIAGA, J. A. L. Principios Básicos De Contaminación Ambiental. Universidad Autónoma del Estado de México, 2003. p. 232

³⁸ KOPARAL, A. Sava y ÖĞÜTVEREN, Ülker Bakir. Removal of nitrate from water by electroreduction and electrocoagulation. En: Journal of Hazardous Materials. vol. 89, no. 1, p. 84

³⁹ XU, Dong, et al. Electrochemical removal of nitrate in industrial wastewater. En: Frontiers of Environmental Science & Engineering. vol. 12, no. 1, p. 2

⁴⁰ HERNÁNDEZ, A. Microfiltración, Ultrafiltración Y Ósmosis Inversa. Editum. Ediciones de la Universidad de Murcia, 1990. p.111

⁴¹ BOHDZIEWICZ, Jolanta; BODZEK, Michał y WSIK, Ewa. The application of reverse osmosis and nanofiltration to the removal of nitrates from groundwater. En: Desalination. vol. 121, no. 2, p. 142

⁴² KOPARAL, A. Savas y GTVEREN, lker Bakir. Removal of nitrate from water by electroreduction and electrocoagulation. Op.cit., p. 84

⁴³ FERNANDES, A., et al. Review on the electrochemical processes for the treatment of sanitary landfill leachates: Present and future. En: Applied Catalysis B: Environmental. Oct, vol. 176-177, p. 184

tóxicos, siendo una tecnología amigable con el medio ambiente y con una alta eficiencia⁴⁴. Empleado procesos electroquímicos el ion nitrato puede ser eliminado mediante una serie de reacciones óxido-reductoras en componentes como el agua, nitrógeno y oxígeno⁴⁵.

1.3 ELECTROCOAGULACIÓN

Actualmente, la coagulación y la floculación son los métodos usuales para el tratamiento de aguas residuales o de aguas destinadas para el consumo. La coagulación se define como la desestabilización de las partículas por medio de la adición de un compuesto químico, que permite que las fuerzas de repulsión electrostática caigan y las fuerzas de atracción predominen en el seno de la disolución, dando lugar a la unión de las partículas y permitiendo su sedimentación al aumentar el tamaño de los sólidos⁴⁶. Por otro lado, la floculación es la aglomeración de las partículas desestabilizadas en la coagulación por medio de la agitación, lo cual busca compactar las partículas, reduciendo su hidratación y logrando así partículas de gran tamaño y mayor peso, mejorando su separación en procesos posteriores⁴⁷.

La electrocoagulación, se ha venido presentando como una alternativa a los procesos tradicionales, en la cual se aplica electricidad a través de electrodos para generar coagulantes in situ por oxidación electrolítica de un ánodo de sacrificio⁴⁸, permitiendo que las partículas contaminantes que se encuentran suspendidas, disueltas o emulsionadas, se desestabilicen para conseguir una neutralización de cargas o bien la formación de agregados hidrofóbicos que precipitan o flotan facilitando su remoción⁴⁹.

⁴⁴Universidad de Alicante. Tratamiento De Aguas Residuales Mediante Tecnología Electroquímica. p. 3.

⁴⁵ PETRII, Oleg A. y SAFONOVA, Tatiana Ya. Electroreduction of nitrate and nitrite anions on platinum metals: A model process for elucidating the nature of the passivation by hydrogen adsorption. En: Journal of Electroanalytical Chemistry. vol. 331, no. 1, p. 897-912

⁴⁶ MARTÍNEZ NAVARRO, Fabiola. Tratamiento De Aguas Residuales Industriales Mediante Electrocoagulación Y Coagulación Convencional. Ediciones de la Universidad de Castilla-La Mancha, 2007. p. 19

⁴⁷ RESTREPO OSORNO, Hernán Alonso. Evaluación Del Proceso De Coagulación - Floculación De Una Planta De Tratamiento De Agua Potable. MEDELLÍN: UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA, 2009. p. 10

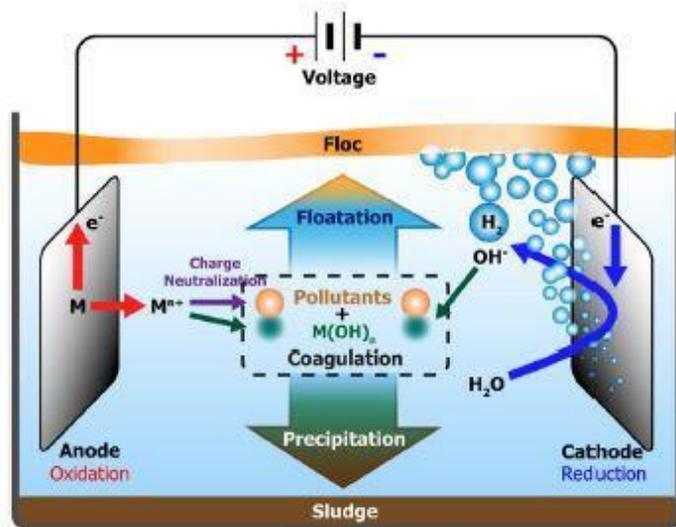
⁴⁸HAKIZIMANA, Jean Nepo, et al. Electrocoagulation process in water treatment: A review of electrocoagulation modeling approaches. En: Desalination. vol. 404, p. 1-2

⁴⁹ ARANGO RUIZ, Álvaro. Tratamiento De Aguas Residuales Mediante Electrocoagulación: Desarrollo Y Potencial De Aplicación. Red Revista Lasallista de Investigación, 2014. p. 81

Al comparar la electrocoagulación frente a la coagulación química, la electrocoagulación presenta ventajas en el agua a tratada, tales como la eliminación de partículas más pequeñas y el de evitar la generación de reacciones que provoquen una contaminación secundaria por adición de reactivos químicos.⁵⁰

1.3.1 Proceso y mecanismo de electrocoagulación. El sistema de electrocoagulación consiste en una celda electrolítica, compuesta por una fuente externa de corriente continua y electrodos sumergidos en un electrolito, en donde el ánodo está conectado al polo positivo en el cual se dan los procesos de oxidación, mientras el cátodo está conectado al polo negativo facilitando procesos de reducción⁵¹.

Figura 3. Mecanismo del proceso de electrocoagulación.



Fuente: AN,Chunjiang, et al. Emerging usage of electrocoagulation technology for oil removal from wastewater: A review. En: SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT. vol. 579, p. 542

⁵⁰ ARBOLEDA CAMACHO, Juan Manuel; HERRERA LÓPEZ, Paula Julieth y PEÑA GUZMÁN, Carlos Andrés. Evaluación de un proceso de electrocoagulación en un reactor tipo Batch para la remoción de cromo hexavalente (Cr^{6+}) con electrodos de aluminio–aluminio y de hierro–aluminio en condiciones de laboratorio. p. 29

⁵¹ LEE, Sin Yin y GAGNON, Graham A. Review of the factors relevant to the design and operation of an electrocoagulation system for wastewater treatment. En: Environmental Reviews. vol. 22, no. 4, p. 421

La electrocoagulación ocurre en 3 etapas⁵²:

1.3.1.1 Oxidación electrolítica del ánodo de sacrificio para la formación in situ del coagulante. Como se muestra en la figura 3, al establecerse la diferencia de potencial entre los electrodos de la celda, surgen una serie de reacciones en ellos. En el ánodo, la corriente pasa oxidando al metal (M) que se desprende en forma de catión (M^{n+}) desde la superficie del electrodo, mientras que en el cátodo el agua es reducida en hidrógeno (H_2) y en el ion hidroxilo (OH^-), es ahí donde los cationes formados y los iones hidroxilos reaccionan para formar los hidróxidos insolubles que permiten la adsorción de las partículas contaminantes favoreciendo la coagulación⁵³.

1.3.1.2 Desestabilización de los contaminantes, suspensión de partículas y ruptura de emulsiones. Para un estado inicial del electrolito a tratar no se produce un estado de agregación de las partículas contaminantes, debido a que existen cargas eléctricas negativas en la superficie de estas, lo que origina la atracción de iones de signo contrario, concentrándose alrededor de ellas formando una capa difusa de iones que provoca una repulsión entre las partículas disminuyendo las fuerzas atracción, haciendo de este un sistema estable sin tendencia a cambios para facilitar su remoción⁵⁴. Es por esto, que una vez formados los hidróxidos, permiten la remoción de las partículas contaminantes presentes en el electrolito por formación de complejos o atracción electrostática⁵⁵. El mecanismo de desestabilización de los contaminantes, suspensión de partículas y ruptura de emulsiones se puede sintetizar de la siguiente manera según Mollah (2004)⁵⁶:

- Compresión de la capa doble difusa alrededor de las especies cargadas por las interacciones de iones generados por la oxidación del ánodo de sacrificio.

⁵² ESSADKI, Abdel Hafid. Electrochemical Probe for Frictional Force and Bubble Measurements in Gas-Liquid-Solid Contactors and Innovative Electrochemical Reactors for Electrocoagulation/Electroflotation. En: Yan Shao. Electrochemical Cells-New Advances in Fundamental Researches and Applications. InTech, 2012. p. 54

⁵³ PANTOJA, E. Aplicación De La Electrocoagulación Y Floculación Sobre El Tratamiento Del Drenaje Ácido De Minas De Carbón. Santiago de Cali: UNIVERSIDAD DEL VALLE, 2012. p. 7

⁵⁴ CAÑIZARES, Pablo, et al. La electrocoagulación, una alternativa al proceso convencional de coagulación de aguas residuales. En: Afinidad. vol. 66, no. 539, p. 28

⁵⁵ MARTÍN-DOMÍNGUEZ, Alejandra, et al. Incidencia del gradiente de velocidad en la eficiencia de la electrocoagulación para remover arsénico en un reactor a flujo pistón. En: Interciencia. vol. 33, no. 7, p. 497

⁵⁶ MOLLAH, Mohammad Y. A., et al. Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation. En: Journal of Hazardous Materials. vol. 114, no. 1, p. 200

- Neutralización de carga de las especies iónicas presentes en las aguas residuales mediante contraiones producidos por la disolución electroquímica del ánodo de sacrificio. Estos contraiones reducen la repulsión electrostática entre partículas en la medida en que predomina la atracción de Van der Waals, lo que causa la coagulación. Una carga neta cero resulta en el proceso.
- Formación de flóculos; el flóculo formado como resultado de la coagulación crea una capa de lodo que atrapa y puentea las partículas coloidales que aún permanecen en el medio acuoso.

1.3.1.3 Agregación de las fases desestabilizadas para formar flóculos. Una vez se haya logrado la disminución o neutralización de las cargas es posible permitir el estado de agregación de partículas de mayor tamaño creando una capa de lodo que atrapa las partículas coloidales⁵⁷.

1.3.2 Reacciones producidas durante el proceso de electrocoagulación.

Como se ha comentado anteriormente una celda de electrocoagulación está compuesta de un ánodo y cátodo, en el cual se aplica un potencial por medio de una fuente externa, es ahí donde el ánodo se somete a una oxidación y el cátodo será reducido, las reacciones electroquímicas se pueden resumir en la siguiente tabla:

Tabla 2. Reacciones electroquímicas en un reactor de electrocoagulación.

Reacciones electroquímicas	
Reacciones en el cátodo	$M_{(aq)}^{n+} + n e^{-} \rightarrow M_{(s)}$ $2H_2O_{(l)} + 2 e^{-} \rightarrow H_{2(g)} + 2 OH^{-}$
Reacciones en un ánodo	$M_{(s)} \rightarrow M_{(aq)}^{n+} + n e^{-}$ $2H_2O_{(l)} \rightarrow 4H^{+}_{(aq)} + O_{2(g)} + 4 e^{-}$

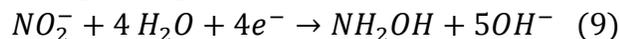
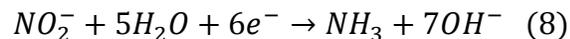
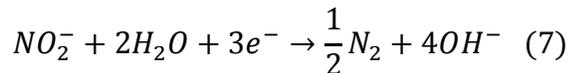
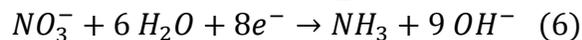
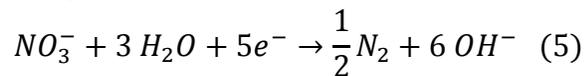
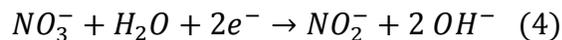
Fuente: GILPAVAS, Edison. APLICACIÓN DE LA ELECTROQUÍMICA EN EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES. Medellín: Universidad EAFIT, 2008. p.5

⁵⁷ ARBOLEDA CAMACHO, Juan Manuel; HERRERA LÓPEZ, Paula Julieth y PEÑA GUZMÁN, Carlos Andrés. Evaluación de un proceso de electrocoagulación en un reactor tipo Batch para la remoción de cromo hexavalente (Cr⁶⁺) con electrodos de aluminio–aluminio y de hierro–aluminio en condiciones de laboratorio. p. 31

Para la remoción de nitratos por electrocoagulación se da por la oxidación del metal en el ánodo que se descompone y logra reducir el nitrato, en nitrógeno o amoníaco según las condiciones experimentales⁵⁸. El nitrato se puede reducir por muchos metales tales como magnesio, manganeso, zinc, cromo, hierro, cadmio, estaño, aluminio y plomo⁵⁹; siendo el aluminio y el hierro lo más utilizados debido a su disponibilidad y bajo precio, además los hidróxidos formados por precipitación son relativamente no tóxicos y su alta valencia permite una eficiente eliminación del contaminante⁶⁰.

A continuación, se muestra las reacciones involucradas en la reducción de nitratos descrito por Koparal (2002)⁶¹:

Ecuación 3. Reacciones catódicas de la electroreducción.



1.3.3 Ventajas y desventajas del proceso de electrocoagulación. La electrocoagulación es una tecnología con un gran potencial en el tratamiento de diferentes tipos de aguas, que ha presentado su evolución histórica, resultando ser eficaz en la remoción de una gran variedad de contaminantes (aceites, fenoles, metales pesados, nitritos, nitratos y fluoruros, entre otros⁶²) en diferentes experimentos frente a los procesos convencionales para la remoción, tales como la

⁵⁸TABASH, Tamer M. S. Nitrate Removal from Groundwater using Continuous Flow Electrocoagulation Reactor. 2013. p. 14

⁵⁹EMAMJOMEH, Mohammad M. y SIVAKUMAR, Muttucumar. Denitrification using a monopolar electrocoagulation/flotation (ECF) process. En: Journal of Environmental Management. vol. 91, no. 2, p. 518

⁶⁰ HAKIZIMANA, Jean Nepo, et al. Electrocoagulation process in water treatment: A review of electrocoagulation modeling approaches. En: Desalination. vol. 404, p.2.

⁶¹ KOPARAL, A. Savas y GTVEREN, Iker Bakir. Removal of nitrate from water by electroreduction and electrocoagulation. Op.cit., p.84

⁶² PIÑA-SOBERANIS, M., et al. Revisión de variables de diseño y condiciones de operación en la electrocoagulación. En: Revista Mexicana De Ingeniería Química. vol. 10, no. 2, p. 264.

coagulación química. Este método no convencional presenta ventajas frente a otros métodos, en el siguiente cuadro se muestra que la electrocoagulación trae consigo una serie de ventajas y desventajas, que permiten determinar si el método es óptimo y viable para su aplicación:

Tabla 3. Ventajas y desventajas de la electrocoagulación.

VENTAJAS	DESVENTAJAS
<ul style="list-style-type: none"> ✓ Trata aguas residuales como aguas destinadas para el consumo. ✓ Combina la oxidación, coagulación y precipitación en una sola etapa, resultando en una reducción de capital. ✓ Reduce la cantidad de reactivos químicos. ✓ Reducción del costo operativo. ✓ Reducción de riesgo de contaminación secundaria y baja producción de lodos. ✓ Se puede usar en zonas rurales, ya que paneles solares son suficientes para llevar a cabo el proceso. 	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Necesita de mantenimiento. ✓ La pasivación del electrodo con el tiempo haciendo que pierda eficacia. ✓ El uso de electricidad puede ser costoso dependiendo del lugar. ✓ Se requiere de alta conductividad en aguas residuales.

Fuente: MOLLAH, M. Yousuf A., et al. Electrocoagulation (EC) — science and applications. En: JOURNAL OF HAZARDOUS MATERIALS. vol. 84, no. 1, p. 31-32

1.4 FUNDAMENTOS ELECTROQUÍMICOS EN PROCESOS DE ELECTROCOAGULACIÓN

La electroquímica constituye una disciplina importante que involucra varios fenómenos, es por tanto que se deben tener en cuenta diferentes factores fundamentos electroquímicos que describan el comportamiento de una celda electroquímica y las reacciones involucradas. Es por tanto que se definirán diferentes aspectos de estudio que permitan describir el proceso de electrocoagulación, tales como la ley de Faraday, el potencial de celda y energía libre de Gibbs.

1.4.1 Ley de Faraday. Una celda electrolítica se describe como una celda galvánica inversa, lo que significa que la corriente fluye en sentido antihorario como

se observa en la Figura 3. Este tipo de celdas consumen energía y las reacciones se conducen en la dirección inversa. Las leyes de Faraday gobiernan el proceso de electrocoagulación, estas leyes de la electrólisis describen la generación de las reacciones electroquímicas que ocurren con la ayuda de una fuente de alimentación externa. Este proceso representa un evento electroquímico en el cual las reacciones electroquímicas son forzadas (no espontáneas) al pasar a una corriente continua a través del electrolito⁶³.

Las leyes de Faraday establecen que:

- **Primera ley** establece que la masa de una sustancia producida en un electrodo es directamente proporcional a la cantidad de corriente eléctrica que circula por el electrolito.
- **Segunda ley** establece que la masa de una sustancia disuelta o depositada durante el paso de una cantidad de electricidad es proporcional a la masa equivalente electroquímica de la sustancia.

La ley de Faraday está dada por la ecuación 4, en donde m es la cantidad de material anódico disuelto (g), I la corriente (A), t el tiempo de electrólisis (s), M el peso molecular específico (g/mol), z número de electrones envueltos en la reacción y F es la constante de Faraday (96500 C/mol)⁶⁴

Ecuación 4. Ley general de la electrólisis

$$m = \frac{I t M}{z F}$$

1.4.2 FEM de una celda bajo condiciones estándar. Para poder entender la transferencia de electrones de manera directa o a través de un circuito externo, se puede comparar esta con la caída de agua en una cascada, “el agua fluye de manera espontánea sobre la cascada debido a la diferencia de energía potencial entre la parte superior de la cascada y el flujo de abajo”; de manera semejante pasa

⁶³ PEREZ, N. Electrochemistry and Corrosion Science. Springer International Publishing, 2016. p. 41

⁶⁴ PANTOJA, E. Aplicación De La Electrocoagulación Y Floculación Sobre El Tratamiento Del Drenaje Ácido De Minas De Carbón. Santiago de Cali: UNIVERSIDAD DEL VALLE, 2012. p. 10

con los electrones, tienden a fluir de manera espontánea hacia el electrodo con un potencial eléctrico más positivo (de ánodo a cátodo).⁶⁵ Las celdas electrolíticas, al poseer una fuente externa el proceso representa reacciones electroquímicas forzadas, lo que implica que son no espontaneas, y por tanto su flujo se da de manera inversa a la de una celda galvánica; ósea del polo positivo de la celda hasta el polo negativo⁶⁶.

La lectura que se da en el voltímetro describe el voltaje de la celda o diferencia de potencial entre dos polos, y está dada en voltios, esta diferencia proporciona la fuerza impulsora que empuja a los electrones a través del circuito externo; y a esta fuerza se le denomina fuerza electromotriz o *fem* (E_{celda}). La fem es calculada a través de los potenciales de los electrodos (ánodo y cátodo), midiendo la tendencia que tiene cada electrodo a generar un proceso de reducción, estos valores se encuentran tabulados de forma estándar y son denominados potenciales estándar de reducción (E_{red}°)⁶⁷.

Ecuación 5. Potencial de celda estándar

$$E^{\circ}_{celda} = E^{\circ}_{red}(\text{proceso de reducción}) - E^{\circ}_{red}(\text{proceso de oxidación})$$

Los potenciales estándar de reducción son determinados por medio de una semi-reacción de referencia, ya que no es posible medir el potencial de reducción de un media-reacción directamente. La media-reacción de referencia es $H_{(ac)}^{+}$ a $H_{2(g)}$ y el potencial del electrodo estándar se fija exactamente en 0 V.

Todos los electrodos en los que la semi-reacción de reducción muestre una mayor tendencia a ocurrir que la reducción de la media- reacción de referencia tiene un potencial de electrodo estándar con valor positivo, mientras que todos los electrodos en los que la semi-reacción de reducción muestre una menor tendencia a ocurrir que la reducción de la media- reacción de referencia tiene un potencial de electrodo estándar con valor negativo⁶⁸.

1.4.3 Energía libre de Gibbs en procesos electroquímicos. Las celdas voltaicas termodinámicamente hablando presentan reacciones de oxidorreducción de manera espontánea, y por tanto cualquier reacción en esta celda debe tener un fem

⁶⁵ BROWN, T. L. Química. 11 ed. Pearson Educación, 2009. p. 855

⁶⁶ PEREZ, N. Electrochemistry and Corrosion Science. Springer International Publishing, 2016. p. 41

⁶⁷ BROWN, T. L. Química. Op. Cit., p. 856

⁶⁸ PETRUCCI, R. H., et al. Química General. Prentice Hall, 2002. p. 871

positivo, pero como se ha definido anteriormente, en una celda electrolítica las reacciones de óxido-reducción se da de manera no espontánea.

Es así como se puede establecer que un valor negativo de E_{celda} indica un proceso no espontáneo y un valor positivo de E_{celda} un proceso espontáneo⁶⁹. La termoquímica dice que una reacción será espontánea o no, cuando la variación de la energía libre de Gibbs viene acompañada de los siguientes criterios:

Tabla 4. Espontaneidad de una reacción química según energía libre de Gibbs.

Energía libre de Gibbs de una reacción	Criterio de Espontaneidad
$\Delta G < 0$	Espontáneo
$\Delta G = 0$	El sistema se encuentra en equilibrio
$\Delta G > 0$	No espontáneo

Fuente: BOTTANI, Eduardo, et al. Química general. 2006. p. 233.

1.4.4 Fem y energía de gibbs. El cambio de la energía libre de Gibbs ΔG , es una propiedad termodinámica que describe la espontaneidad de un proceso que ocurre a temperatura y presión constante. Por otro lado, la fem de una celda E°_{celda} , indica si las reacciones de óxido-reducción que ocurren en un proceso son espontáneas o no⁷⁰. Por tanto, la relación que existe entre ambas puede ser descrita por la siguiente ecuación, en donde n representa el número de electrones que son transportados en la reacción, F es la constante de Faraday, ambos valores son positivos.

Ecuación 6. Relación entre Energía libre de Gibbs y Fem

$$\Delta G = -n * F * E_{celda} \quad (10)$$

Como se muestra en la ecuación 6, un valor positivo para E_{celda} , resultaría en un valor negativo para ΔG , deduciendo así que,

⁶⁹ BROWN, T. L. Química. Op. Cit., p. 862

⁷⁰ BROWN, T. L. Química. Op. Cit., p. 863

Tabla 5. Espontaneidad de una reacción química.

ΔG	E_{celda}	Criterio de Espontaneidad
-	+	Espontáneo
0	0	El sistema se encuentra en equilibrio
+	-	No espontáneo

Fuente: CASTELLAN, G. W. and BASÍN, M. E. C. Fisicoquímica. Addison-Wesley Iberoamericana, 1998. p.400.

2. VARIABLES DE PROCESO PARA EL PROCESO DE ELECTROCOAGULACIÓN

En este capítulo, se presenta la revisión bibliográfica acerca de las variables que están involucradas en el proceso de electrocoagulación, describiendo cuál es su repercusión sobre la eficiencia en la remoción de nitratos. A partir de este análisis se plantea el diseño de experimentos que reunirá los datos arrojados de una matriz de selección bibliográfica que permitirá estudiar el comportamiento del proceso.

2.1 FACTORES QUE INFLUYEN EN EL PROCESO DE ELECTROCOAGULACIÓN

Al poner en marcha el sistema de electrocoagulación hay que tener en cuenta las condiciones y variables que influyen directamente sobre el proceso, esto con el fin de diseñar una celda de electrocoagulación con las características óptimas para remover los nitratos en el agua. Es así como se analiza cada uno de estos factores, en busca de seleccionar las condiciones de trabajo que permita cumplir con la mayor remoción del contaminante.

2.1.1 Electrodo. La importancia a la hora de seleccionar el material de los electrodos en el proceso de electrocoagulación radica en que estos deben garantizar que se lleven las reacciones de óxido-reducción que permitan la remoción del contaminante y minimizando al máximo la generación de reacciones secundarias. La selección del material va a depender de la naturaleza y afinidad que tenga el contaminante a remover con la especie coagulante producida⁷¹.

Los electrodos empleados generalmente son de aluminio o hierro, por su bajo costo, alta efectividad y disponibilidad en el mercado.⁷² El efecto del material de los electrodos sobre el rendimiento del proceso se examinó por Malakootian et al.⁷³, en donde se empleó electrodos de hierro y aluminio (Figura 4), y los resultados ponen

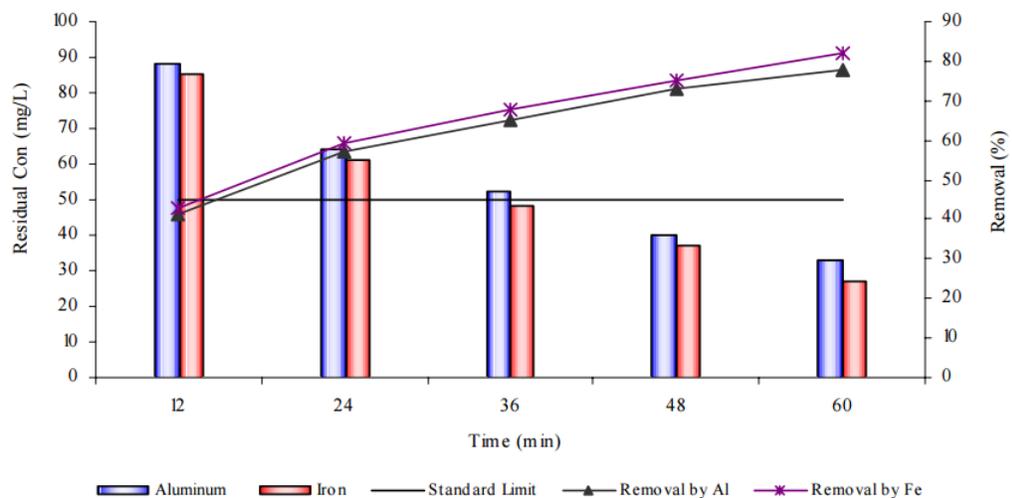
⁷¹ ARBOLEDA CAMACHO, Juan Manuel; HERRERA LÓPEZ, Paula Julieth y PEÑA GUZMÁN, Carlos Andrés. Evaluación de un proceso de electrocoagulación en un reactor tipo Batch para la remoción de cromo hexavalente (Cr^{6+}) con electrodos de aluminio–aluminio y de hierro–aluminio en condiciones de laboratorio. p. 35

⁷² HAKIZIMANA, Jean Nepo, et al. Electrocoagulation process in water treatment: A review of electrocoagulation modeling approaches. En: Desalination. vol. 404, p.2

⁷³ MALAKOOTIAN, M.; YOUSEFI, N. y FATEHIZADEH, A. Survey efficiency of electrocoagulation on nitrate removal from aqueous solution. En: International Journal of Environment Science and Technology. Feb 18,. vol. 8, no. 1.

en evidencia que se obtiene una mayor remoción empleando electrodos de hierro, lo que implica que la concentración residual de nitratos es menor con estos electrodos significando una menor producción de lodo y una mejor remoción del contaminante, esto puede ser explicado porque el hierro posee una densidad mayor a la del aluminio. De acuerdo con la investigación realizada por Kawamura ⁷⁴, se descubrió que la limitación del uso de los electrodos de hierro se debía a la producción de color directamente relacionada con el incremento de la turbidez.⁷⁵

Figura 4. Efecto del pH en la eficiencia de eliminación de nitrato (20 V, Sólidos totales disueltos: 2 g/L, C_i Nitratos :150 mg/L, electrodo de aluminio, tres pares de electrodos).



Fuente: MALAKOOTIAN, M.; YOUSEFI, N. and FATEHIZADEH, A. Survey efficiency of electrocoagulation on nitrate removal from aqueous solution. En: INTERNATIONAL JOURNAL OF ENVIRONMENT SCIENCE AND TECHNOLOGY. Feb 18,. vol. 8, no. 1, p. 112

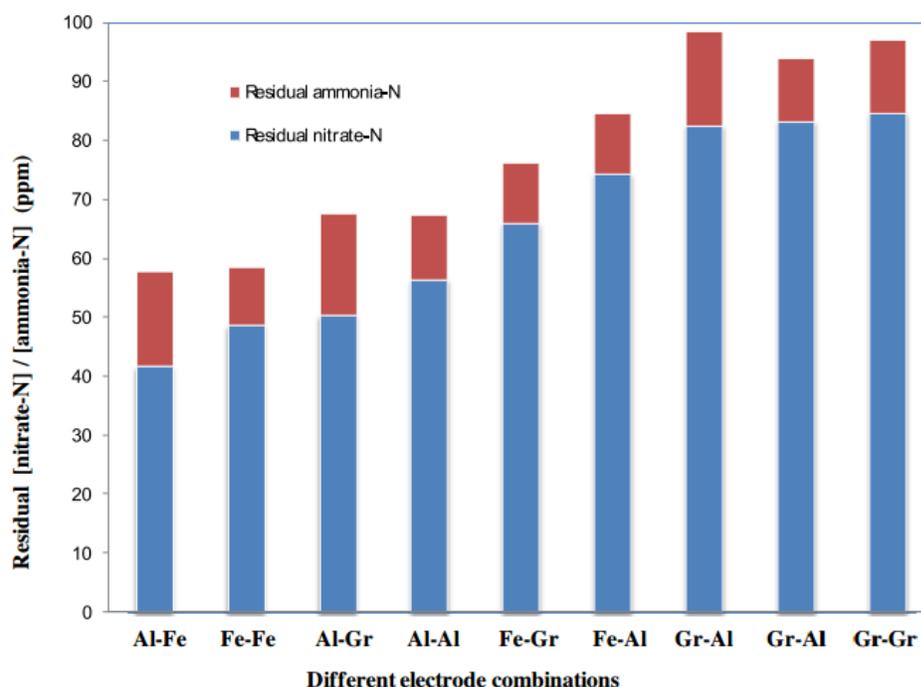
Un estudio reportado por Govindan et al.⁷⁶, busca reportar el efecto de los pares de electrodos en la remoción de nitratos, los materiales empleados son aluminio y hierro, materiales solubles y grafito como un material inerte. Los valores residuales de nitrato como de amoníaco son representados en la siguiente Figura:

⁷⁴ KAWAMURA, Susumu. Integrated Design and Operation of Water Treatment Facilities. John Wiley & Sons, 2000.

⁷⁵ HOON, CHOW HUI. The Removal Methods of Phosphorus/Phosphate and Nitrogen/Nitrate from Water and Wastewater. Tunku Abdul Rahman University College, 2012. p. 27.

⁷⁶ GOVINDAN, Kadarkarai; NOEL, Michael y MOHAN, Raja. Removal of nitrate ion from water by electrochemical approaches. Op. cit., p. 61-62.

Figura 5. Efecto de pares de electrodos (ánodo primero) en el nitrato-N residual y de la concentración de amoniaco-N generado con electrodos de Fe, Al y Gr. (100 ppm en concentración inicial de nitrato, [NaCl] = 100 ppm, pH-7 y densidad de corriente de 25 mAcm⁻² y tiempo de electrólisis = 60 min).



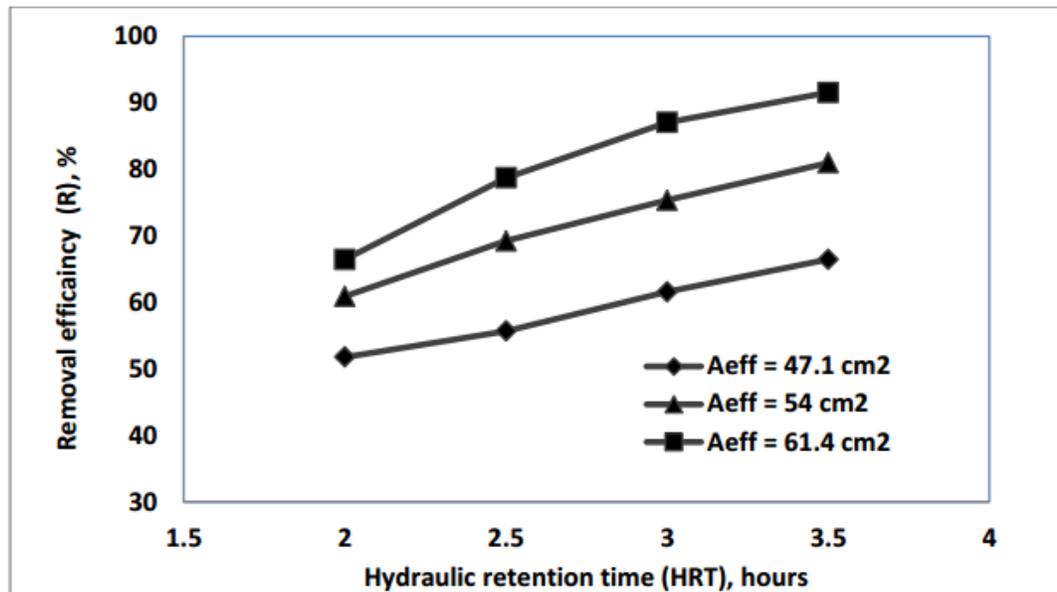
Fuente: GOVINDAN, Kadarkarai; NOEL, Michael and MOHAN, Raja. Removal of nitrate ion from water by electrochemical approaches. En: JOURNAL OF WATER PROCESS ENGINEERING. Jun, 2015.vol. 6, p. 61.

Como se puede observar en la Figura 5, al emplear como ánodo el grafito, este no se disuelve lo que provoca que los valores residuales de nitrato sean elevados. Según el estudio los ánodos de aluminio tienen una mayor eficiencia en la remoción de nitrato comparado con los de hierro. El estudio concluyó que la máxima eficiencia de eliminación de nitratos se logró con un 92% con Al- Fe (ánodo- cátodo) y con el 80% para Fe-Fe. También se señala que el amoniaco se genera invariablemente por electroreducción en los catodos de los nueve experimentos que implican electrodos Al, Fe y Gr, y su producción es de aproximadamente del 20%.

2.1.2 Área efectiva del ánodo. El área de los electrodos influye en la remoción del contaminante, debido a que es en esta en donde se llevan a cabo las reacciones de óxido-reducción y, por lo tanto, entre mayor sea su tamaño mayor así mismo

será la remoción del contaminante. Esto se observó a partir del trabajo realizado por Tabash et al.⁷⁷, en el que un área efectiva baja del ánodo en función del tiempo daba como resultado una eficiencia en la remoción de nitrato más baja.

Figura 6. Efecto del tiempo en la eficiencia de eliminación de nitrato (R) a diferentes valores de Área efectiva. (pH = 7, $C_i \text{ Nitratos} = 200 \text{ mg-NO}_3^- / \text{L}$, $D = 3 \text{ cm}$, $T_i = 25^\circ \text{ C}$ and $V = 40 \text{ V}$).



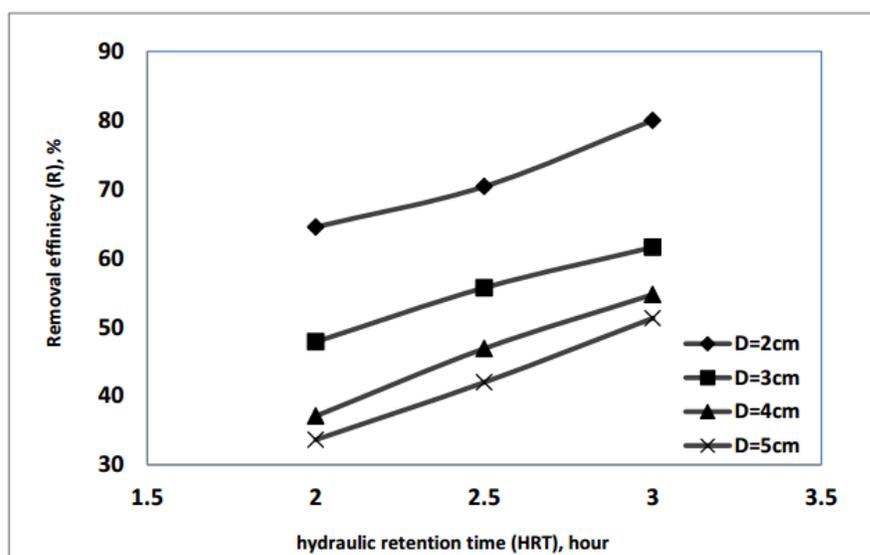
Fuente: TABASH, Tamer M. S. Nitrate removal from groundwater using continuous flow electrocoagulation reactor. 2013. p. 42.

2.1.3 Distancia entre electrodos. La distancia entre los electrodos está relacionada proporcionalmente con la caída de potencial, es así como, la reducción del espacio entre electrodos ayuda a reducir el consumo de energía. A medida que la distancia entre los electrodos disminuye, las burbujas de gas generadas electroquímicamente producen una hidrodinámica turbulenta, lo que conduce a una alta transferencia de masa, así como a una alta velocidad de reacción entre las especies de coagulantes y los contaminantes.⁷⁸

⁷⁷ TABASH, Tamer M. S. Nitrate removal from groundwater using continuous flow electrocoagulation reactor. 2013.

⁷⁸ HAKIZIMANA, Jean Nepo, et al. Electrocoagulation process in water treatment: A review of electrocoagulation modeling approaches. En: Desalination. vol. 404, p. 8.

Figura 7. Efecto del tiempo en la eficiencia de eliminación de nitrato (R) a diferentes valores de Distancia de electrodos. (pH = 7, $Ci_{\text{Nitratos}} = 200 \text{ mg-NO}_3^-/\text{L}$, Área efectiva = $47,1 \text{ cm}^2$, $T_i = 25^\circ\text{C}$ and $V=40 \text{ V}$).



Fuente: TABASH, Tamer M. S. Nitrate removal from groundwater using continuous flow electrocoagulation reactor. 2013. p. 40.

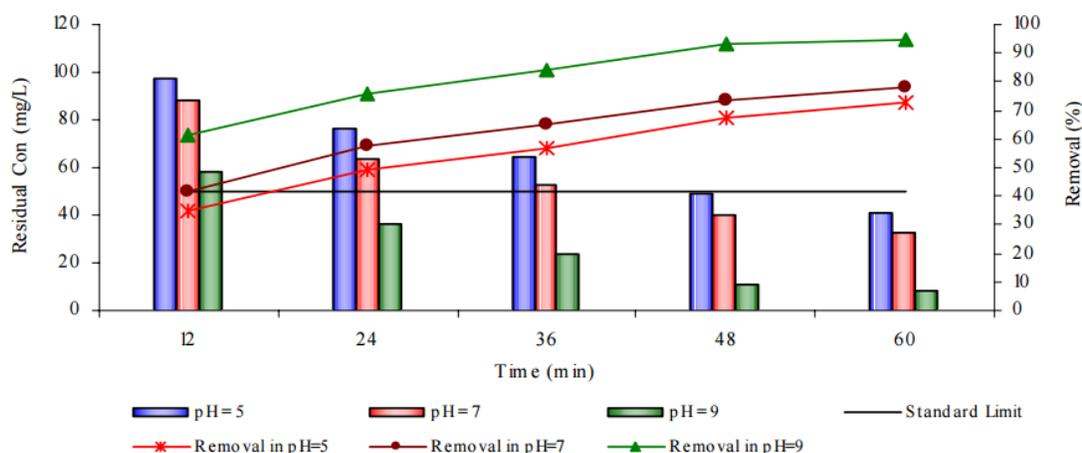
2.1.4 pH inicial. El pH es un factor importante ya que influye directamente proporcional sobre el rendimiento del proceso, ya que este determina la generación de especies iónicas, y su efecto en el agua refleja la eficiencia de la corriente y la solubilidad del metal para la formación de los hidróxidos metálicos.⁷⁹ En diversos estudios, se observó variaciones en el pH durante el transcurso del proceso, debido a que este factor depende de la naturaleza del contaminante, del material de los electrodos y el pH inicial de agua a tratar, por ejemplo, en aguas con pH inicial ácido, la generación de hidrógeno molecular en el cátodo y el desplazamiento del equilibrio hacia la izquierda para las reacciones de liberación de H^+ incrementa el pH; pero para aguas con pH inicial alcalino, la formación de precipitados de hidróxido con los otros cationes como el aluminato ($\text{Al}(\text{OH})_4^-$), puede ser resultado de una disminución en el pH.⁸⁰ Esto resulta en que el proceso de electrocoagulación puede actuar como un moderador de pH.

⁷⁹ CHEN, Guohua. Electrochemical technologies in wastewater treatment. En: Separation and Purification Technology. vol. 38, no. 1, p. 18

⁸⁰ Ibid., p. 18

En general, muchos autores han llegado a la conclusión, de que las mejores eficiencias en la eliminación de diferentes tipos de contaminantes eran a condiciones de pH casi neutras, aunque a estas condiciones el consumo de energía es alto. El pH en la remoción de nitratos es directamente proporcional al rendimiento del proceso. De acuerdo con los experimentos reportado por Malakootian et al.⁸¹, en la Figura 8 muestran como la eficacia de la remoción de nitratos incrementa con el aumento del pH, observando que a un pH 5 mostró la menor eficacia de eliminación de nitratos en comparación con la de pH 7 y pH 9, debido a la reacción entre los iones de metal y de hidróxido, es más favorable en condiciones alcalinas, con un valor de pH más alto.⁸²

Figura 8. Efecto del pH en la eficiencia de eliminación de nitrato (20 V, Sólidos totales disueltos = 2 g/L, Ci Nitratos=150 mg/L, electrodo de aluminio, tres pares de electrodos).



MALAKOOTIAN, M.; YOUSEFI, N. and FATEHIZADEH, A. Survey efficiency of electrocoagulation on nitrate removal from aqueous solution. En: INTERNATIONAL JOURNAL OF ENVIRONMENT SCIENCE AND TECHNOLOGY. Feb 18,.vol. 8, no. 1, p. 109

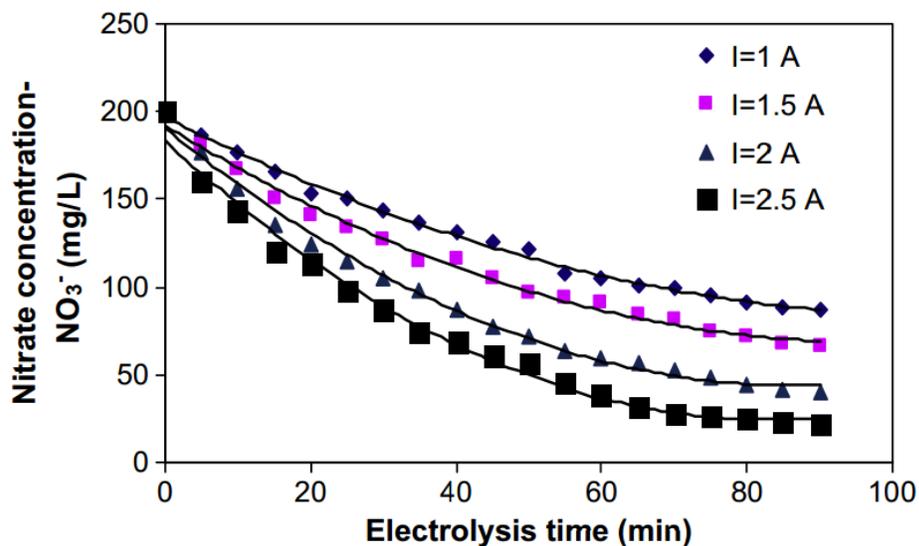
2.1.5 Densidad de corriente. La corriente (I) es un factor clave para la electrocoagulación, generalmente se muestra como una función de la densidad de

⁸¹ MALAKOOTIAN, M.; YOUSEFI, N. y FATEHIZADEH, A. Survey efficiency of electrocoagulation on nitrate removal from aqueous solution. Op. cit., p.108

⁸² HOON, CHOW HUI. The Removal Methods of Phosphorus/Phosphate and Nitrogen/Nitrate from Water and Wasterwater. Op. cit., p. 21.

corriente que es definida como la relación entre la corriente y el área de superficie del electrodo. Al suministrar corriente al sistema de electrocoagulación, esta determina la cantidad de metal (M^{n+}) que se libera al sistema, en otras palabras, determina la dosis de coagulante liberada en el ánodo y la formación del hidrógeno molecular en el cátodo.⁸³ La eficiencia en la remoción de los contaminantes se incrementa con el aumento de la densidad de corriente y de igual manera al consumo de energía, es así como, al emplear una corriente demasiado grande, existe la probabilidad de que disminuya la eficiencia y ocurran pérdidas por la transformación de energía eléctrica en calórica, provocando un calentamiento del medio acuoso.⁸⁴

Figura 9. Variación de la concentración de nitrato con el tiempo de electrólisis en diferentes valores de corriente en el proceso ECF ($\sigma = 400 \mu\text{mhos/cm}$, $\text{pH}_{\text{Inicial}} = 9$).



Fuente: EMAMJOMEH, Mohammad M. y SIVAKUMAR, Muttucumaru. Denitrification using a monopolar electrocoagulation/flotation (ECF) process. En: Journal of Environmental Management. vol. 91, no. 2, p. 519

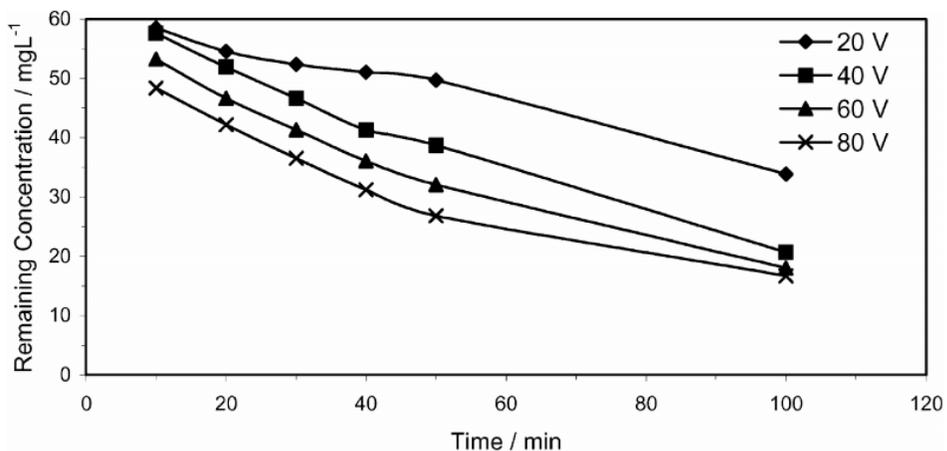
⁸³ HAKIZIMANA, Jean Nepo, et al. Electrocoagulation process in water treatment: A review of electrocoagulation modeling approaches. Op. cit., p. 6.

⁸⁴ ARBOLEDA CAMACHO, Juan Manuel; HERRERA LÓPEZ, Paula Julieth y PEÑA GUZMÁN, Carlos Andrés. Evaluación de un proceso de electrocoagulación en un reactor tipo Batch para la remoción de cromo hexavalente (Cr^{6+}) con electrodos de aluminio–aluminio y de hierro–aluminio en condiciones de laboratorio. p. 35

La selección de este parámetro debe realizarse con otros parámetros de funcionamiento, como el pH, la temperatura y el caudal para garantizar una alta eficiencia de corriente. Acorde a varios estudios, se recomienda el empleo de densidades de corriente inferiores a $20\text{-}25\text{ Am}^{-2}$ para el buen funcionamiento del proceso.⁸⁵

En la remoción de nitratos Emamjomeh et al.⁸⁶, describe el comportamiento de la corriente en la remoción por medio de la Figura 9, en donde se muestra la variación de la concentración de nitratos en el tiempo a distintos valores de corriente. En esta figura se observa que la concentración de nitratos disminuye cuando aumenta la intensidad de corriente, resultando en el estudio un valor de 2,5 A la eliminación más rápida de nitrato debido a la velocidad de disolución del aluminio.

Figura 10. Variación de la tasa de eliminación con el potencial aplicado (C_i Nitratos = 100 mg L^{-1} , pH 7).



Fuente: KOPARAL, A. y ÖGUTVEREN, Bakir. Removal of nitrate from water by electroreduction and electrocoagulation. En: Journal of Hazardous Materials. vol. 89, no. 1, p. 90

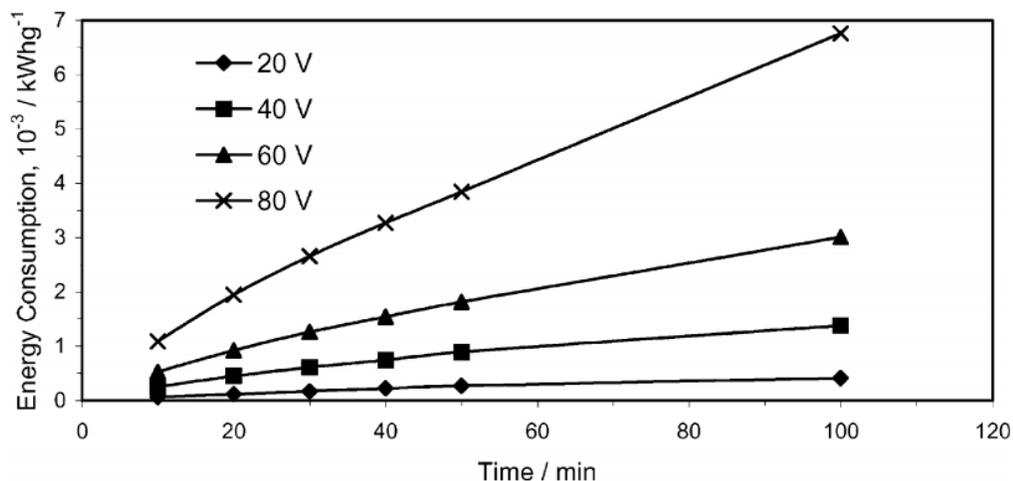
El efecto del potencial aplicado también es significativo en la eficiencia de la remoción de nitratos, en altos voltajes, tanto el tamaño y la tasa de crecimiento de los flóculos aumenta, debido a la cantidad de aluminio oxidado. Como se muestra

⁸⁵ CHEN, Guohua. Electrochemical technologies in wastewater treatment. Op. cit., p. 17

⁸⁶ EMAMJOMEH, Mohammad M. y SIVAKUMAR, Muttucumar. Denitrification using a monopolar electrocoagulation/flotation (ECF) process. En: Journal of Environmental Management. vol. 91, no.2. p. 516-522

en el trabajo reportado por Koparal y Ögutveren⁸⁷ en la Figura 10 un incremento en el potencial aplicado resulta en un incremento de la eficiencia de remoción, pero a su vez representa un aumento en la energía consumida por el proceso como se muestra en la Figura 11.

Figura 11. Efecto del potencial aplicado sobre el consumo de energía (Ci Nitratos =100 mg L⁻¹, pH 7).



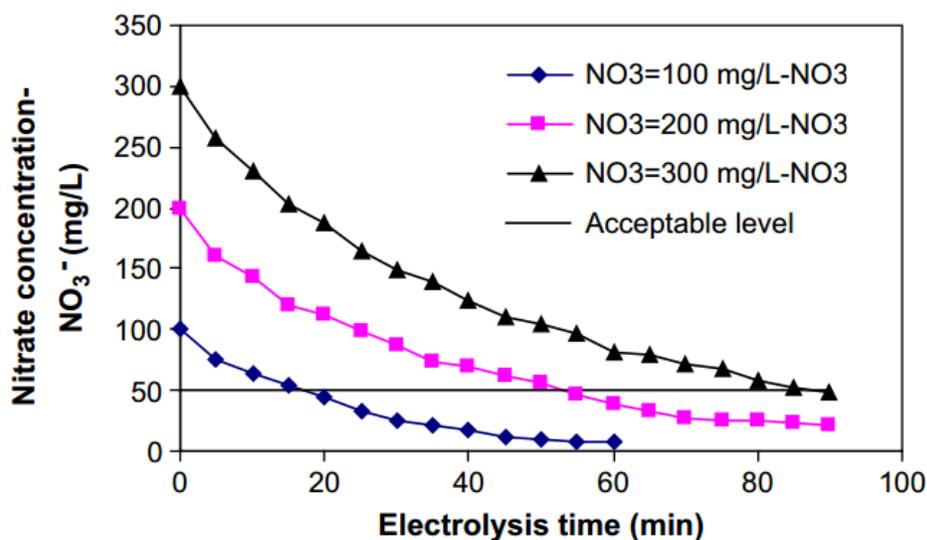
Fuente: KOPARAL, A. y ÖGUTVEREN, Bakir. Removal of nitrate from water by electroreduction and electrocoagulation. En: Journal of Hazardous Materials. vol. 89, no. 1, p. 91

2.1.6 Concentración inicial de nitratos. La concentración inicial del contaminante es otro de los parámetros claves en el tratamiento electroquímico del agua, Emamjomeh⁸⁸ describe el efecto de la concentración inicial de nitratos sobre la eliminación de nitratos mediante el proceso de electrocoagulación como se muestra en la Figura 12, en el que para una concentración de 100 mg/L de nitratos se logró una remoción del 93% en 40 min, pero para la concentración más alta de 300 mg/L de nitratos la remoción disminuyó a un 84% en un tiempo de 90 min, es así como se puede concluir que la eficiencia de eliminación de nitratos disminuyó cuando se incrementó la concentración inicial de nitrato en la solución; y el tiempo requerido para lograr la cantidad deseada de nitrato aumenta.

⁸⁷ KOPARAL, A. y ÖGUTVEREN, Bakir. Removal of nitrate from water by electroreduction and electrocoagulation. En: Journal of Hazardous Materials. vol. 89, no. 1, p. 83-94.

⁸⁸ Ibid., p. 520

Figura 12. Efecto de la concentración inicial de nitrato sobre la eliminación de nitratos en el proceso ECF. ($\sigma = 400 \mu\text{mhos/cm}$, $\text{pH}_{\text{inicial}} = 9$, $V = 25 \text{ V}$ and $I = 2,5 \text{ A}$).



Fuente: EMAMJOMEH, Mohammad M. y SIVAKUMAR, Muttucumaru. Denitrification using a monopolar electrocoagulation/flotation (ECF) process. En: Journal of Environmental Management. vol. 91, no. 2, p. 520

Acorde a varios estudios la disminución de la eficiencia de remoción de nitratos cuando la concentración inicial de nitrato aumenta se atribuye a la falta de los flocúlos formados de óxido del metal en la solución, es así cómo se necesitaron más óxidos del metal para disminuir las concentraciones de nitrato disuelto. La eliminación de nitratos está, en consecuencia, limitada por la tasa de producción de óxidos del metal.⁸⁹

2.1.7 Conductividad. La conductividad tiene un efecto importante en la eficiencia de la electrocoagulación, debido a que un aumento en este parámetro genera un aumento en la densidad de corriente, lo que va relacionado con la dosis de coagulante que se libera al sistema. La explicación física de este parámetro radica en que una solución es más o menos conductiva dependiendo de la cantidad de iones presentes en la solución, un aumento de iones en la solución hace que esta

⁸⁹TABASH, Tamer M. S. Nitrate Removal from Groundwater using Continuous Flow Electrocoagulation Reactor. 2013. Op. cit., p. 50.

se vuelva más conductiva y permita el paso a más electrones por unidad de tiempo⁹⁰. Para el proceso de electrocoagulación, cuando la conductividad de la solución a tratar es baja, es necesaria la adición de un electrolito, que es una sustancia capaz de aumentar la conductividad de la solución, y permitiendo una disminución en el voltaje aplicado lo que implica un ahorro energético⁹¹.

En la literatura es común encontrar que la sal más empleada para aumentar la conductividad es el cloruro de sodio, debido a sus beneficios en cuanto a prevenir los efectos negativos de sulfatos y carbonatos, tales como formación de una capa aislante depositada en la superficie de los electrodos, que podría ocasionar un decrecimiento en la eficiencia debido a un aumento en el potencial de la celda. También es posible generar cloro electrolíticamente que resulte ser eficaz en la desinfección del agua.⁹²

2.1.8 Tiempo de reacción. La optimización del tiempo de operación es un factor muy importante para alcanzar la condición óptima que permita una mejor eliminación del anión nitrato. El tiempo puede ser considerado como la variable independiente en el proceso de electrocoagulación, debido a que su comportamiento en la remoción de nitratos es en función de tiempo, bajo determinadas condiciones de operación.

Es común encontrar estudios, como los reportados por AN, Chunjiang, et al.⁹³, en los que se evidencia que a media que transcurre el tiempo aumenta la eficiencia de eliminación, pero, aunque un aumento adicional del tiempo da como resultado aumento en la eficiencia de eliminación, esto no se aplicaría si la remoción del contaminante en el tiempo ya no es significativa, debido al consumo de energía y el consumo de electrodos que este generaría.

Cabe resaltar que factores como los mencionados en este capítulo son dependientes del tiempo, y por el ejemplo el aumento en el tiempo de retención en

⁹⁰ TABASH, Tamer M. S. Nitrate Removal from Groundwater using Continuous Flow Electrocoagulation Reactor. 2013. Op. cit., p. 54

⁹¹ MARTÍNEZ NAVARRO, Fabiola. Tratamiento de aguas residuales industriales mediante electrocoagulación y coagulación convencional. Ediciones de la Universidad de Castilla-La Mancha, 2007. p.29

⁹² CHEN, Guohua. Electrochemical technologies in wastewater treatment. Op. cit., p. 18

⁹³ AN, Chunjiang, et al. Emerging usage of electrocoagulation technology for oil removal from wastewater: A review. En: SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT. vol. 579, p. 547

el caso de diferencia de potencial y pH constantes aumenta la eficiencia de la eliminación de la dureza y esto se debe a la precipitación de flóculos que provocan la eliminación de las partículas de dureza. Además, en este proceso, la velocidad de mezcla afecta la eficiencia ya que esta mezcla provoca el crecimiento de los flóculos y disminuye el tiempo de retención.⁹⁴

2.2 SELECCIÓN DE VARIABLES Y PARÁMETROS DEL PROCESO

La remoción de nitratos por electrocoagulación varía de acuerdo con las diferentes condiciones de operación, con el fin de evaluar el efecto de las variables implicadas en el proceso se clasificaron según su impacto en el desarrollo del proyecto. Para la selección de variables se empleó una matriz de revisión bibliográfica en donde se tiene en cuenta las variables identificadas con mayor repercusión en la variable de respuesta y la repetitividad de estas en los diferentes estudios realizados anteriormente. La matriz bibliográfica planteada para el proyecto de investigación se representa en el anexo A.

2.2.1 Variables de Operación. De acuerdo con la revisión bibliográfica las variables de operación determinantes en el proceso de electrocoagulación son la concentración inicial de nitratos, la intensidad de corriente o la carga eléctrica aplicada y el tiempo de electrólisis; debido a que dichas variables tienen un impacto significativo en la eficiencia de la remoción de nitratos.

- La concentración inicial de nitratos es considerada una variable crítica debido a su repercusión frente a la eficiencia del proceso, ya que según datos reportados al tener una mayor concentración de nitratos el tiempo de electrólisis aumenta de manera proporcional. Por dichas razones se estableció variar la concentración inicial de nitratos presentes en la solución patrón, empleando concentraciones iniciales de 100, 200 y 300 mg-NO₃⁻/L permitiendo la analizar la remoción por el proceso de electrocoagulación.
- La densidad de corriente al ser la variable que determina la cantidad de iones liberados por los electrodos es proporcional al aumento de la remoción de nitratos, no obstante, al aplicar una densidad de corriente demasiado alta se producirá una disminución significativa en la remoción del contaminante debido a la transformación de energía eléctrica en calórica. Debido a esto se estableció evaluar

⁹⁴ MALAKOOTIAN, M. and YOUSEFI, N. The Efficiency Of Electrocoagulation Process Using Aluminum Electrodes In Removal Of Hardness From Water. En: IRANIAN JOURNAL OF ENVIRONMENTAL HEALTH, SCIENCE AND ENGINEERING. May 14, vol. 6, no. 2, p. 135

el proceso a una corriente aplicada de 1A, 2A y 2,5A, adicionalmente no se tomaron valores superiores debido a la disponibilidad de la fuente impulsora de energía que permite el manejo de 0 y 30 V o con una intensidad de corriente constante entre 0 y 5 A.

- El tiempo es considerada un variable independiente, debido a que la remoción de nitratos se da en función de este. Según varios estudios la eficiencia aumenta con el tiempo, pero un aumento excesivo del tiempo da como resultado la pérdida de eficiencia del proceso, por tal razón se ha establecido un tiempo de electrólisis de máximo de 90 minutos que permita reconocer el desarrollo del proceso.

2.2.2 Variables de Control. Durante el desarrollo del proceso de electrocoagulación existen parámetros que pueden llegar a tener repercusiones si superan ciertas condiciones o rangos de operación. En la remoción de nitratos por electrocoagulación el pH cumple un papel muy importante de tal modo que se debe mantener en un rango específico que favorezca la eficiencia del proceso.

- El pH es una variable que tiene repercusiones sobre la solubilidad del metal para la formación de hidróxidos, debido a que influye sobre la eficiencia de la densidad de corriente aplicada al sistema. Según el anexo A el pH varía durante el desarrollo del proceso y su rango de operación óptimo depende del contaminante a remover, en el caso de la remoción de nitratos el pH óptimo oscila entre 9-11, pero se desea llevar a cabo a pH básico con un valor de 9.

2.2.3 Parámetros de Operación. Los parámetros de operación son variables que se caracterizan por ser fijadas o controladas durante el transcurso del proceso, permitiendo un mejor análisis de las variables determinantes. Durante el desarrollo de experimentos es importante tener en cuenta las variables como parámetros, esta selección debe realizarse en base a referentes bibliográficos⁹⁵. Para el desarrollo del proceso de remoción de nitratos por electrocoagulación se tomaron como parámetros las siguientes variables:

- La remoción de nitratos por el proceso de electrocoagulación se da por la oxidación del ánodo, que se descompone reduciendo el nitrato. Los materiales más empleados como ánodo durante el desarrollo del proceso son el grafito, hierro y aluminio, manteniéndose constante el hierro como cátodo. Según los casos de estudio al emplear grafito se obtienen valores altos de nitrato residual, mientras empleando aluminio y hierro la remoción de nitratos es significativa. El

⁹⁵ DÍAZ, Abel. Principios Del Diseño De Experimentos. En: Diseño Estadístico De Experimentos. 2 ed. Antioquia: Universidad de Antioquia, 2009. p. 9.

aluminio como ánodo y el hierro como cátodo presentan el mayor valor de eficiencia, por lo que se adoptan al proyecto ya que de manera adicional son materiales de fácil acceso y costo accesible.

- La distancia entre electrodos que ha permitido alcanzar una mayor eficiencia ha sido de 2 cm, esta distancia permite una alta velocidad de reacción y así mismo mejores resultados en la remoción de nitratos.
- El área de los electrodos es un parámetro de gran importancia, debido que allí es donde tienen lugar las reacciones de óxido-reducción, por lo que la relación de área y eficiencia en la remoción del contaminante es proporcional. De tal manera que, a mayor área efectiva, mayor es la proporción de metal desprendido que favorece la eliminación del contaminante, es por esto por lo que se desea usar un área efectiva de 107,8 cm² con la cual pretende obtener la mayor remoción posible.

Cuadro 1. Parámetros de Operación

Parámetro	Condición
Ánodo	Aluminio
Cátodo	Hierro
Área efectiva	107,8 cm ²
Distancia entre electrodos	2 cm

Fuente: Elaboración propia

2.3 DISEÑO DE EXPERIMENTOS

El diseño de experimentos es un modelo que busca investigar la repercusión de las variables independientes o de entrada sobre la variable de respuesta o de interés⁷⁴. Con objeto de determinar el efecto de las variables determinantes en la remoción de nitratos en un agua sintética por el proceso de electrocoagulación, se planteó un diseño de experimentos de orden 3³, en el cual se tiene en cuenta las variables mencionadas anteriormente (concentración inicial de nitratos, corriente aplicada y tiempo de electrólisis), para esta selección se tomó en cuenta:

- La concentración inicial nitratos evaluada en este proyecto es de 100, 200 y 300 mg/L de acuerdo con la revisión bibliográfica realizada y la matriz de selección.

- La corriente aplicada establece la cantidad de metal liberado por lo que influye de manera considerable en el proceso de electrocoagulación, durante el desarrollo del proyecto se empleó densidades de corriente de 1,0, 2,0 y 2,5 A.
- La remoción de nitratos se da en función del tiempo, es por esto por lo que el tiempo de reacción establecido será de máximo 90 minutos, para esto se evaluó cada 30 minutos a partir del inicio del proceso de electrocoagulación.

El diseño de experimentos planteado para el proyecto de investigación se representa en la Tabla 6.

Tabla 6. Diseño de experimentos

Factores	Concentración inicial de nitratos			Intensidad de Corriente (A)			Tiempo de reacción (min)		
	<i>(mg – NO₃⁻) /L</i>								
Niveles	100	200	300	1,0	2,0	2,5	30	60	90

Fuente: Elaboración propia

3. DESARROLLO Y ANALISIS EXPERIMENTAL

Este capítulo se describe el desarrollo experimental para la obtención de las mejores condiciones de operación para la remoción de nitratos por electrocoagulación de acuerdo con el diseño de experimentos planteado, además de los materiales y las técnicas empleadas para la cuantificación de nitratos, nitritos y nitrógeno amoniacal. Así mismo se reportaron los resultados obtenidos durante el proceso de electrocoagulación con los análisis pertinentes a las variables de operación y de respuesta.

3.1 DIMENSIONAMIENTO Y MONTAJE EXPERIMENTAL PARA LA ELECTROCOAGULACIÓN

En esta sección se hace una descripción de la celda fabricada para el desarrollo del proceso hasta la descripción de la puesta en marcha de la electrocoagulación.

3.1.1 Dimensionamiento de la celda. Para la puesta en marcha del proceso de electrocoagulación es necesario el dimensionamiento del recipiente donde van a ocurrir las reacciones de óxido-reducción. La celda de EC fue montada para tratar 600 mL de electrolito, este volumen permite la toma de muestras de 50mL para el análisis de nitratos y nitritos en el tiempo sin alterar las condiciones de operación del proceso y minimizando el gasto de reactivos y recursos.

La celda es de forma rectangular y su material es de acrílico con el objetivo de visualizar las etapas del proceso de electrocoagulación mencionadas anteriormente. En el proceso de fabricación se tuvo en cuenta agregar unas ranuras para sostener los electrodos cumpliendo con la distancia ya establecida anteriormente.

El dimensionamiento y características de la celda son descritos en la Cuadro 2, los cuales son resultados de la revisión de estudios previos.

Cuadro 2. Dimensionamiento de la celda de electrocoagulación.

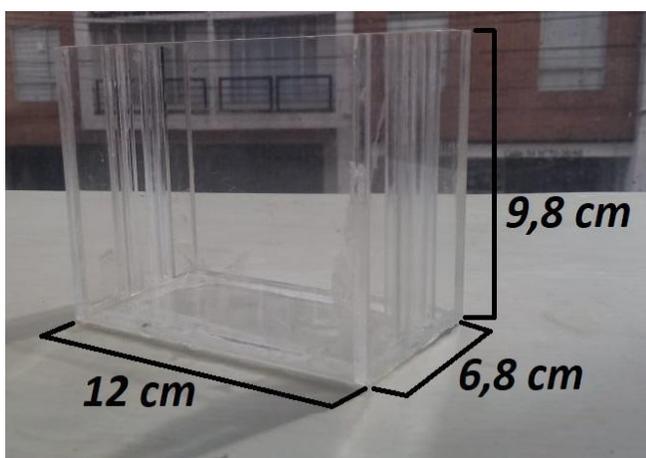
Operación	Sistema Batch
Material	Acrílico
Dimensiones de la celda	Ancho: 12 cm Alto: 9,8 cm Profundidad: 6,8 cm
Ranuras de los electrodos	0,3 cm
Dimensiones de los electrodos	Ancho: 11 cm Alto: 9,8 cm Espesor: 0,3 mm
Distancia entre electrodos	2 cm

Fuente: Elaboración propia

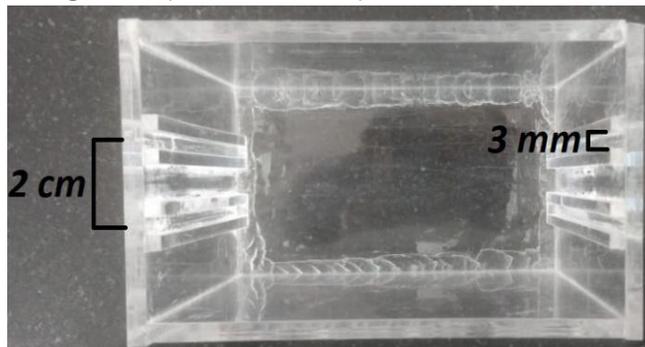
A continuación, se muestra el prototipo construido para desarrollar la experimentación de proceso de electrocoagulación para la remoción de nitratos.

Imagen 1. Celda de electrocoagulación (a. vista frontal, b. vista superior)

a.



b. Imagen 1. (Continuación)



3.1.2 Preparación de efluente o agua sintética a tratar. La evaluación se realizó tomando como base un agua patrón de concentración conocida de nitratos, a la cual se le determinará la concentración removida mediante espectrofotometría ultravioleta siguiendo la Norma Técnica Colombia NTC 4798 (Calidad del agua - Determinación de nitratos, NO_3^-).

Una solución se define como una mezcla homogénea de dos o más sustancias. La sustancia disuelta se denomina soluto y la sustancia donde se disuelve se denomina disolvente. El soluto empleado en la fabricación del agua patrón es el nitrato de sodio el cual se seleccionó de acuerdo con el margen de repetibilidad en una matriz de selección. Adicionalmente, se tuvo en cuenta la necesidad de aumentar la conductividad del agua y el ajuste del pH.

Para la preparación, se disolvió la cantidad de nitrato de sodio calculada en el Anexo B para lograr las concentraciones de 100, 200 y 300 mg/L de nitrato en 200 mL agua destilada, una vez disuelta se agregó 3 mL de una solución de cloruro de sodio del 15% para aumentar la conductividad del agua⁹⁶, y se adiciona a una probeta de 1 L en donde se llevó a un volumen de 600 mL. Cabe anotar que el cloruro de sodio fue seleccionado ya que no presenta interferencias en los métodos de cuantificación elegidos para los distintos análisis.

Una vez preparada el agua patrón, se ajusta el pH a 9 por medio de hidróxido de sodio 1 M, o ácido clorhídrico según sea necesario. Como se puede observar en la imagen 2, el agua rica en nitratos no presenta ninguna alteración del color.

⁹⁶ TABASH, Tamer M. S. Nitrate Removal from Groundwater using Continuous Flow Electrocoagulation Reactor. 2013. Op. cit., p. 54

Imagen 2. Agua sintética preparada en el laboratorio.



3.1.3 Montaje experimental. Para realizar la evaluación de la remoción de nitratos por electrocoagulación en el agua patrón, se montó la unidad como se muestra en la imagen 3. En el cual, de acuerdo con la selección de las variables, se empleó como cátodo el hierro y como ánodo el aluminio en un arreglo simple.

Imagen 3. Montaje experimental.



Una vez se tengan preparadas las soluciones patrón correspondientes al diseño de experimentos, se agregaba a la celda 600 mL del agua a tratar, en simultáneo se insertaron los electrodos en las ranuras y posteriormente son conectados a la fuente. Como se ha recalcado teóricamente al ser una celda electrolítica, el ánodo es conectado al polo positivo de la fuente eléctrica, donde se produce la oxidación; y el cátodo en el polo negativo de la fuente eléctrica, donde se produce la reducción. Para finalizar se pone en marcha la fuente, estableciendo el valor de corriente.

La fuente de energía empleado en el desarrollo de la técnica de electrólisis es de referencia BAKU BK-305D la cual es una fuente reguladora la cual permite operar

con un potencial eléctrico constante entre 0 y 30 V o con una intensidad de corriente constante entre 0 y 5 A.⁹⁷

A partir del inicio del proceso electrolítico, se toman muestras cada 10 min comenzando en 20 hasta 90 min de 30-40 mL de muestra, simultáneamente se registra el valor de la temperatura y el voltaje indicado en la fuente. La muestra extraída atraviesa un filtro de acetato de celulosa 0,45 μm , a fin de liberar la muestra de sólidos que interfieran en su posterior análisis.

3.2 MÉTODOS DE CUANTIFICACIÓN

3.2.1 Análisis de nitratos. La determinación de nitratos en el agua patrón fue determinada según la Norma técnica Colombia NTC 4798 (Calidad del agua - Determinación de nitratos, NO_3^-)⁹⁸, de la cual se rescatan diferentes métodos tales como, cromatografía de iones, electroforesis de iones en capilar, método de electrodo de nitrato, método de reducción de cadmio y por espectrofotometría ultravioleta.

Debido a la disponibilidad, alcance y facilidad de análisis por espectrofotometría ultravioleta, se escogió este método, de manera adicional esta técnica de monitoreo permite medir la absorbancia de este anión a un valor de 220 nm. Este método requiere una segunda medición a 275 nm, que permite corregir el valor, descartando la posible presencia de materia orgánica.

La muestra por analizar debe ser filtrada por medio de filtros de acetato de celulosa 0,45 μm , permitiendo la mayor remoción de partículas suspendidas que interfieran con la medición, aparte de esto debe ser acidificada la muestra con HCl 1 M para evitar la interferencia de hidróxidos o carbonatos.

Cabe anotar que al emplear la solución de cloruro de sodio al 15 % se tomó en cuenta que este no interfiere en la medición de nitratos por esta técnica. La técnica de espectrofotometría ultravioleta obedece la ley Beer y es aplicado a la siguiente ecuación:

⁹⁷ HERNÁNDEZ SALAMANCA, Andrés Camilo y TAFUR LOGREIRA, Javier Santiago. Obtención De Una Agente Desinfectante a Partir De La Electrólisis De Cloruro De Sodio Para El Tratamiento De Agua Potable. Fundación Universidad de América, 2018.p.70

⁹⁸ Instituto Colombiano de Normas Técnicas y Certificación, (ICONTEC). Norma técnica colombiana 4798. Calidad del agua. Determinación de nitratos. Bogotá: ICONTEC, 2014.

Ecuación 7. Cuantificación de nitratos

$$C_{N-NO_3^-} \left(\frac{mg\ N - NO_3^-}{L} \right) = m * (Absorbancia\ 220\ nm - (2 * Absorbancia\ 275\ nm))$$

3.2.1.1 Curva de calibración. Para obtener la concentración de nitratos en las muestras, es necesario establecer una correlación entre la absorbancia de soluciones con concentración conocida llamadas soluciones patrón, las cuales son obtenida a partir de una solución madre rica en el componente a analizar.

La solución madre es preparada con nitrato de potasio al 99%, que ha sido previamente secado por 24 horas, a partir de esta se prepara la solución intermedia de nitratos (1,00 mL=10,0 µg N-NO₃⁻) de la cual se realizan diluciones correspondientes a los patrones para la construcción de la curva de calibración.

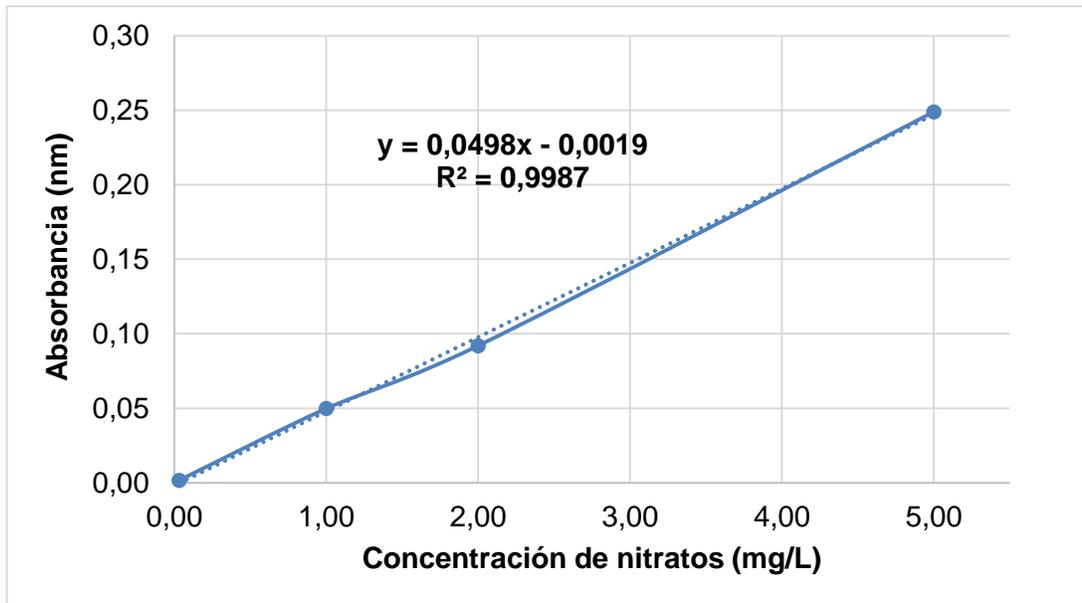
Para realizar la medición se prepara un blanco de 25 mL de agua destilada y se toma el mismo volumen de patrón a analizar con el fin de realizar las mediciones bajo las mismas condiciones, y finalmente se adiciona 0,5 mL de solución de HCl 1M.

Tabla 7. Resultados curva de calibración de nitratos.

Concentración de nitratos (mg N - NO₃⁻/L)	Absorbancia (220 nm)	Absorbancia (275 nm)	Absorbancia corregida (nm)
5,00	0,250	0,0005	0,250
2,00	0,110	0,0090	0,092
1,00	0,050	0,0001	0,050
0,03	0,002	0,0002	0,002

Fuente: Elaboración propia

Gráfica 1. Curva de calibración de nitratos ($N-NO_3^-$)



Fuente: Elaboración propia

3.2.2 Análisis de nitritos. Para la selección del método para la cuantificación de nitritos se basó en la Norma técnica Colombia NTC 4782 (Calidad del agua - Determinación de nitritos, NO_2^-)⁹⁹, la cual propone métodos tales como, colorimétrico, cromatografía de iones, análisis de inyección de flujo.

El método escogido para este análisis es el colorimétrico basados en la disponibilidad y facilidad de la técnica, el protocolo a seguir fue tomado del Standard Methods.

La técnica se basa en el desarrollo de color azo purpura rojizo producido por la adición de un reactivo colorante que reacciona con los nitritos presentes. Este color obedece a la ley de Beer una lectura de absorbancia a 543 nm. La muestra por analizar debe ser filtrada por medio de filtros de acetato de celulosa 0,45 μm , permitiendo la mayor remoción sólidos suspendidos que interfieran con la medición.

3.2.2.1 Curva de calibración. La solución madre es preparada con nitrito de sodio al 99%, a partir de esta se prepara la solución intermedia de nitritos (5,0 mg

⁹⁹ Instituto Colombiano de Normas Técnicas y Certificación, (ICONTEC). Norma técnica colombiana 4782. Calidad del agua. Determinación de nitritos. ICONTEC: 2014.

N-NO₂⁻) de la cual se realizan diluciones correspondientes a los patrones para la construcción de la curva de calibración. Para realizar la medición se prepara un blanco de 25 mL de agua destilada y se toma el mismo volumen de patrón a analizar con el fin de realizar las mediciones bajo las mismas condiciones, finalmente se adiciona 1 mL de solución de reactivo color por cada 25 mL, y la lectura se realiza a partir de 30 min de la adición del reactivo, pero antes de 2 horas.

Imagen 4. Soluciones patrón de la curva de calibración de nitritos.

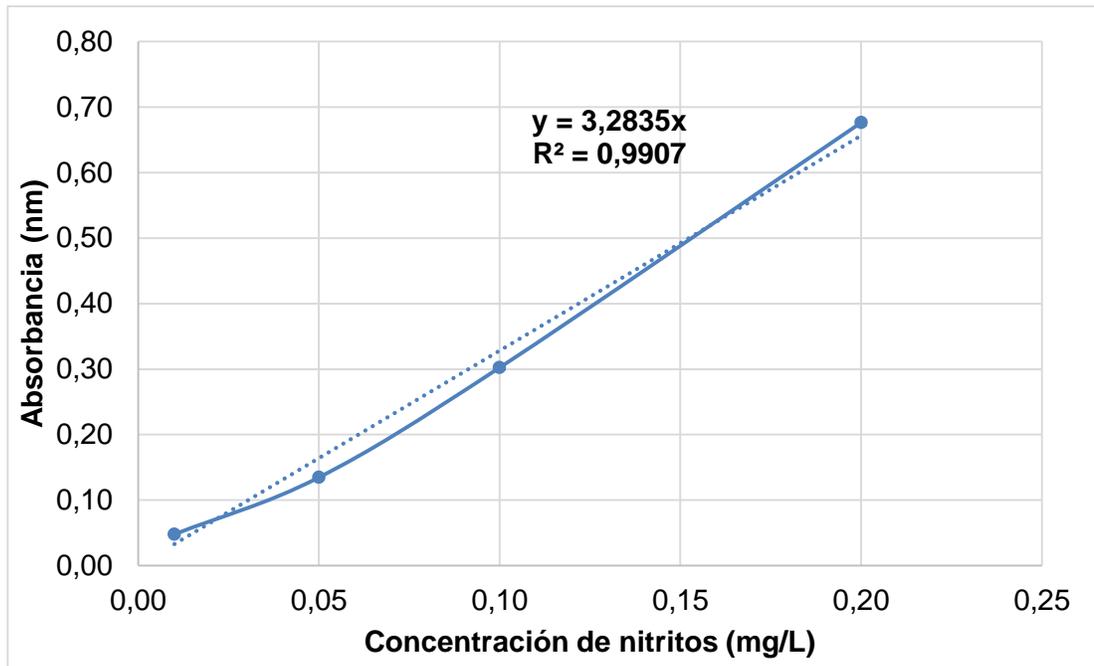


Tabla 8. Resultados curva de calibración de nitritos.

$Ci_{Nitratos}$ (mg/L)	Absorbancia (543 nm)	Absorbancia (543 nm)	Absorbancia (543 nm)	Promedio	Desviación estándar
0,010	0,049	0,045	0,049	0,048	0,0023
0,050	0,13	0,14	0,14	0,13	0,0023
0,100	0,30	0,31	0,30	0,30	0,0032
0,200	0,67	0,68	0,68	0,68	0,0040

Fuente: Elaboración propia

Gráfica 2. Curva de calibración de nitritos ($N-NO_2^-$).



Fuente: Elaboración propia.

3.2.3 Análisis de nitrógeno amoniacal. Para la cuantificación de nitrógeno amoniacal se siguió la Norma técnica Colombia NTC 4783 (Calidad del agua. Determinación de nitrógeno amoniacal, NH_3)¹⁰⁰, la cual propone métodos tales como, la Nesslerización, método de la sal de fenol, método de titulación y método de electrodo selectivo de amoníaco. Debido a la disponibilidad y desarrollo del análisis el método seleccionado es la titulación, el cual se utiliza después de realizar una destilación previa que busca reducir la hidrólisis de cianatos y compuestos orgánicos nitrogenados.

El amoníaco destilado inicialmente es recibido con una solución indicadora de ácido bórico, para posteriormente realizar el proceso de titulación con H_2SO_4 hasta lograr un viraje de amarillo a violeta, indicando el final de la titulación.

¹⁰⁰ Instituto Colombiano de Normas Técnicas y Certificación, (ICONTEC). Norma técnica colombiana 4783. Calidad del agua. Determinación de nitrógeno amoniacal, NH_3 . Bogotá: ICONTEC, 2014.

Ecuación 8. Cuantificación de nitrógeno amoniacal

$$mg(NH_3 - N/L) = \frac{(A - B) * 280}{mL \text{ muestra}}$$

Donde

A = Volmen de H₂SO₄ titulado para la muestra

B = Volmen de H₂SO₄ titulado para el blanco

Imagen 5. Destilación previa para la determinación de amoniaco.



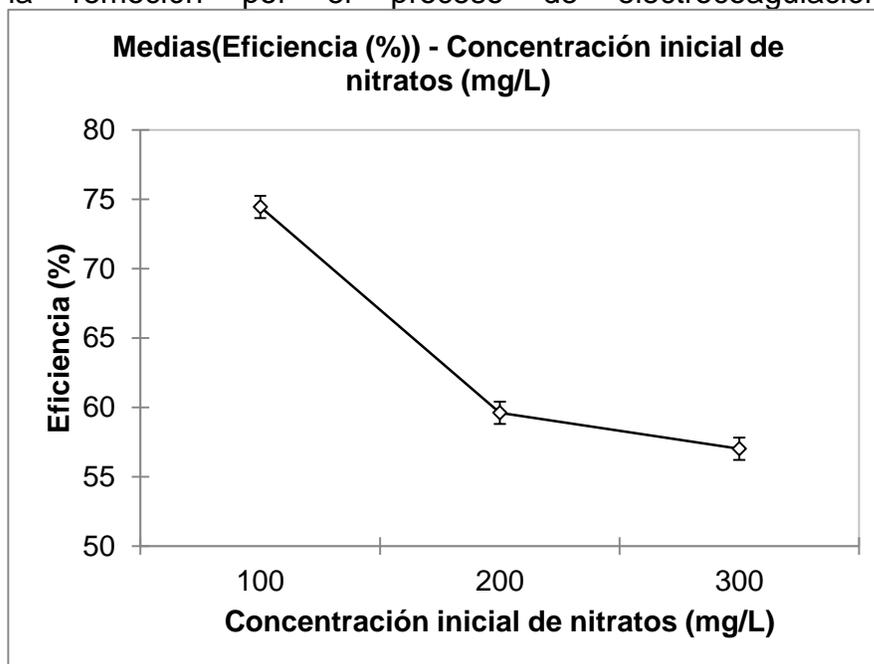
3.3 EFECTO DE LAS VARIABLES DE OPERACIÓN

Con objeto de determinar el efecto de las variables de operación sobre la variable de respuesta (concentración final de nitratos) se realiza un análisis ANOVA, basado en un análisis de varianza de las medias de los factores y sus respectivos niveles¹⁰¹. El desarrollo experimental busca observar el impacto de factores tales como la Intensidad de corriente, concentración inicial de nitratos y tiempo de reacción y sus respectivos niveles especificados en la Tabla 6 del diseño de experimentos, sobre la remoción de nitratos por el proceso de electrocoagulación. El análisis de varianza entre los diferentes niveles de cada factor relacionado con la varianza de los factores permite determinar la incidencia probabilística de los niveles de cada factor sobre la variable de respuesta. Esto significa que, a mayor variación entre los

¹⁰¹ Díaz del Castillo Rodríguez, Felipe. Principios de electrodeposición. Cuautitlán Izcalli: 2008. p. 10-11

diferentes niveles y menor variación dentro de cada nivel, mayor será la probabilidad de que los niveles del factor influyan en la variable de respuesta¹⁰². El análisis de varianza de las variables de operación y sus niveles sobre la remoción de nitratos se desarrolló mediante el programa XLSTAT, el cual nos permite identificar si el efecto de los factores y niveles sobre la variable de respuesta es significativo, al obtener una significancia estadística menor a 0,05¹⁰³. En el caso de la concentración inicial de nitratos podemos evidenciar que a menor concentración mayor es la eficiencia de la remoción, como se puede evidenciar en Gráfica 3, donde se observa una remoción media de 74,46%, 59,61% y 57,01% de nitratos para una concentración inicial de nitratos de 100 mg, 200 mg y 300 mg NO_3^-/L respectivamente. El análisis de la varianza nos permite determinar que las medias de los niveles son significativamente diferentes por lo que este factor tiene un efecto altamente significativo sobre la eficiencia de la remoción de nitratos.

Gráfica 3. Efecto de la concentración inicial de nitratos sobre la remoción por el proceso de electrocoagulación.



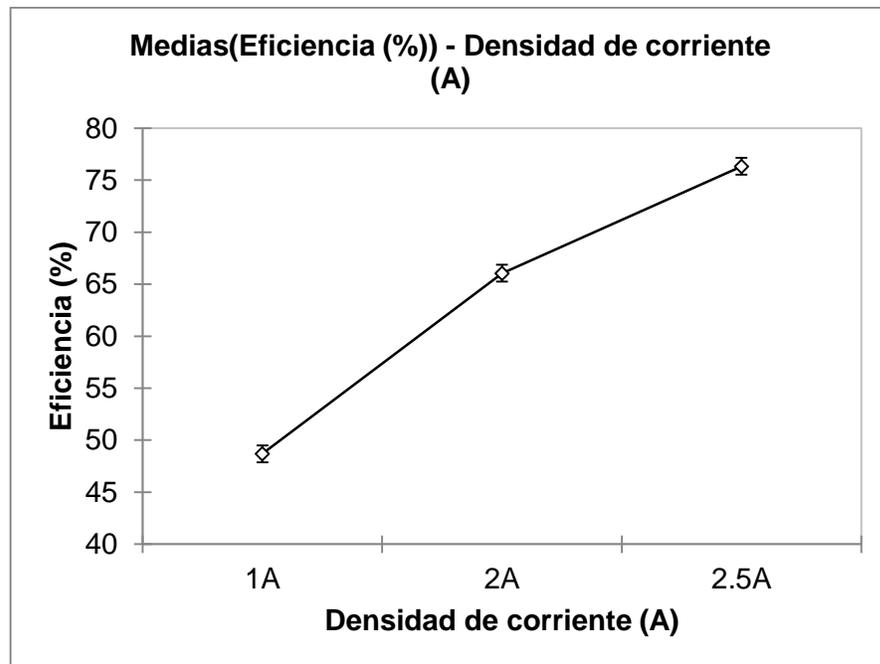
Obtenido con XLSTAT. Concentración inicial de NO_3^- (mg/L):
100 mg NO_3^-/L , 200 mg NO_3^-/L , 300 mg NO_3^-/L .

¹⁰² OTERO, José Vicéns; SÁNCHEZ, Ainhoa Herrarte y MORAL, Eva Medina. Análisis De La Varianza (Anova). 2005. p. 9

¹⁰³ XLSTAT. ANOVA unifactorial y comparaciones múltiples en Exel. Apr 24,. [Consultado el Aug 27,2018]. Disponible en: <https://help.xlstat.com/customer/es/portal/articles/2062232-anova-unifactorial-y-comparaciones-m%C3%BAltiples-en-excel>

Por otro lado, la corriente aplicada es directamente proporcional a la remoción de nitratos, como se puede evidenciar en la Gráfica 4 se evaluaron tres niveles de la corriente aplicada (1A, 2A y 2,5A), donde a 2,5 A se obtiene una eficiencia promedio del 76,34%, mientras a 2 A y 1 A la eficiencia promedio de la remoción disminuye llegando a ser de 66,05% y 48,69% respectivamente. En conclusión, el análisis de varianza nos permite afirmar que la corriente aplicada es un factor que afecta de forma significativa la remoción de nitratos, ya que la eficiencia aumenta de manera relevante obteniendo una menor concentración de nitratos al final del proceso de electrocoagulación.

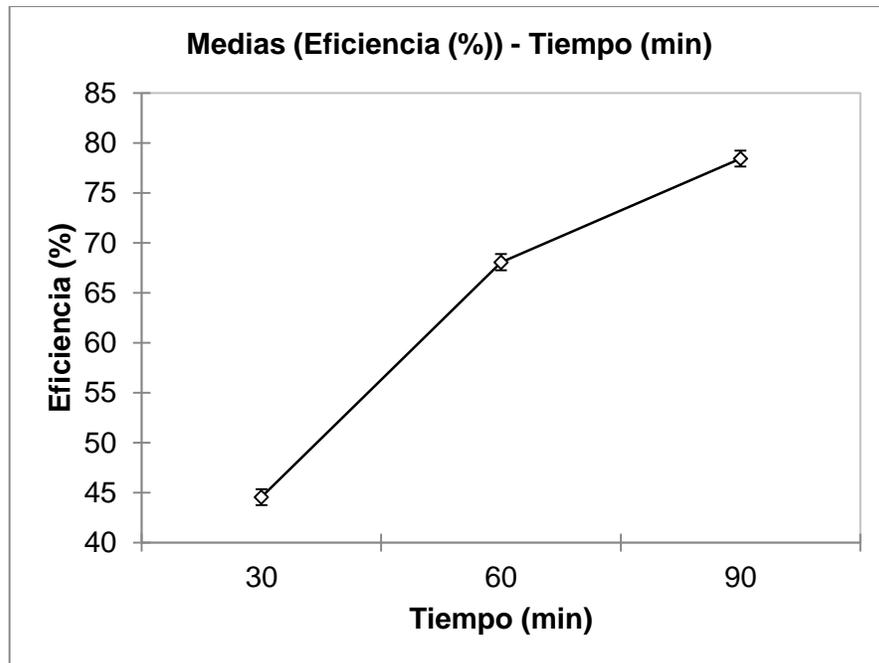
Gráfica 4. Efecto de la corriente aplicada sobre la remoción por el proceso de electrocoagulación.



Obtenido con XLSTAT. Corriente aplicada (A): 1A, 2A, 2,5A.

Por último, en la Gráfica 5 se evidencia el efecto del tiempo de reacción en la remoción de nitratos, el cual es directamente proporcional a la eficiencia del proceso. Como se puede observar se tiene una eficiencia media de 78,45%, 68,08% y 44,56% para tiempos de 30, 60 y 90 min respectivamente, donde la mayor eficiencia de remoción se logra al tiempo máximo de reacción, siendo el lapso de 0 a 30 min el de mayor remoción promedio. Finalmente, la varianza promedio de los niveles de tiempo de reacción permite afirmar que este factor afecta de manera significativa la eficiencia del proceso de remoción de nitratos por electrocoagulación.

Gráfica 5. Efecto del tiempo de reacción sobre la remoción por el proceso de electrocoagulación.

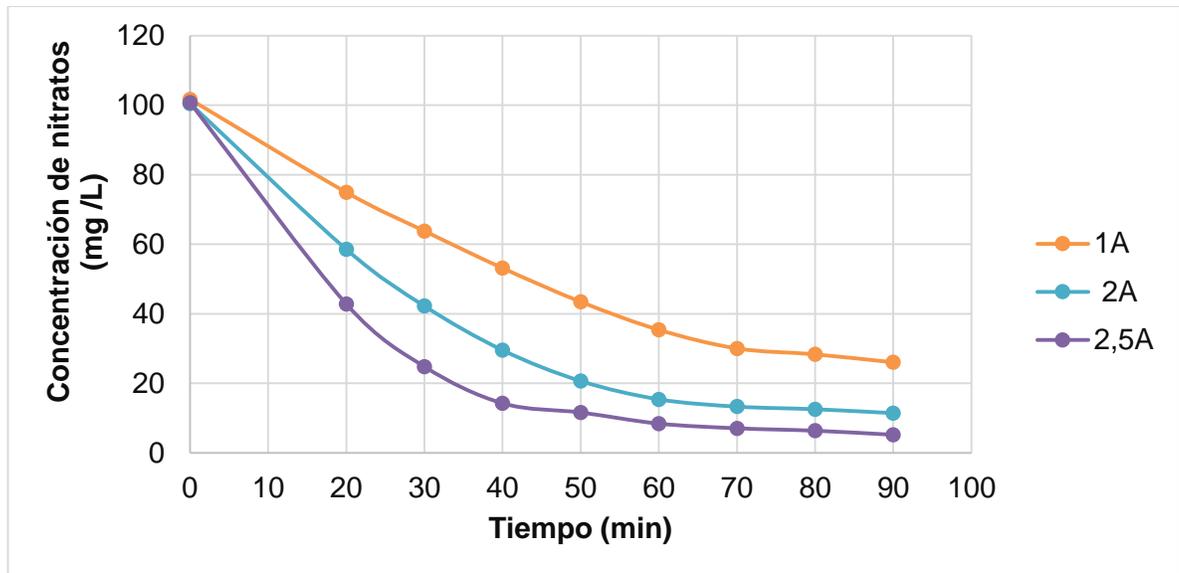


Obtenido con XLSTAT. Tiempo de reacción (min): 30min, 60min y 90min.

En el Anexo C se encuentran los resultados obtenidos de las diferentes interacciones de los factores y sus respectivos niveles obtenidos mediante el análisis estadístico realizado con ayuda del software estadístico XLSTAT.

3.3.1 Efecto de la corriente aplicada. Para llevar a cabo la evaluación de esta variable sobre la remoción de nitratos, se fijó la concentración inicial de nitratos a $100 \text{ mg-NO}_3^-/\text{L}$ y se examinó a valores de corriente de 1, 2 y 2,5 A. En Gráfica 6 se muestra la concentración de nitrato resultante en la solución a lo largo del tiempo, se observó que al comienzo del proceso para cada experimento se dio una reducción significativa de la concentración de nitratos, pero alcanzó un estado estacionario después de la hora en todos los experimentos en donde su remoción ya no fue tan visible. Es notorio que cuando la corriente es aumentada, el porcentaje de remoción será mayor, en este caso para un valor de corriente de 2,5 A al culminar un tiempo de 90 min, la concentración final de nitratos en el agua es de un $5,17 \text{ mg-NO}_3^-/\text{L}$ lo que indicaría un porcentaje de remoción del 95% aproximadamente, caso contrario paso con 1 y 2 A que alcanzaron porcentajes de remoción de aproximadamente de 74 y 89 %, respectivamente.

Gráfica 6. Variación de la Concentración de nitratos con respecto a la corriente aplicada ($C_{i \text{ Nitratos}} = 100 \text{ mg/L}$ y $\text{pH}_{\text{inicial}} = 9$)



Fuente: Elaboración propia

La corriente en el proceso de electrocoagulación tiene su efecto en controlar la velocidad de las reacciones electroquímicas que se llevan en la superficie del electrodo y el medio acuoso, y que determina la concentración de aluminio liberado al sistema. Es por tanto que la corriente es de suma importancia química como un indicador de la velocidad de reacción; es decir, una corriente más alta se traduce en una reacción más rápida¹⁰⁴. Como se puede observar en la Figura 9, Emamjomeh et al.¹⁰⁵, describe un comportamiento similar de la corriente aplicada en la remoción de nitratos, donde se observa que las pendientes de las curvas definen la velocidad de disolución del aluminio, por lo tanto a una corriente de 2,5 A se alcanzó la mayor remoción (93%) en un menor tiempo.

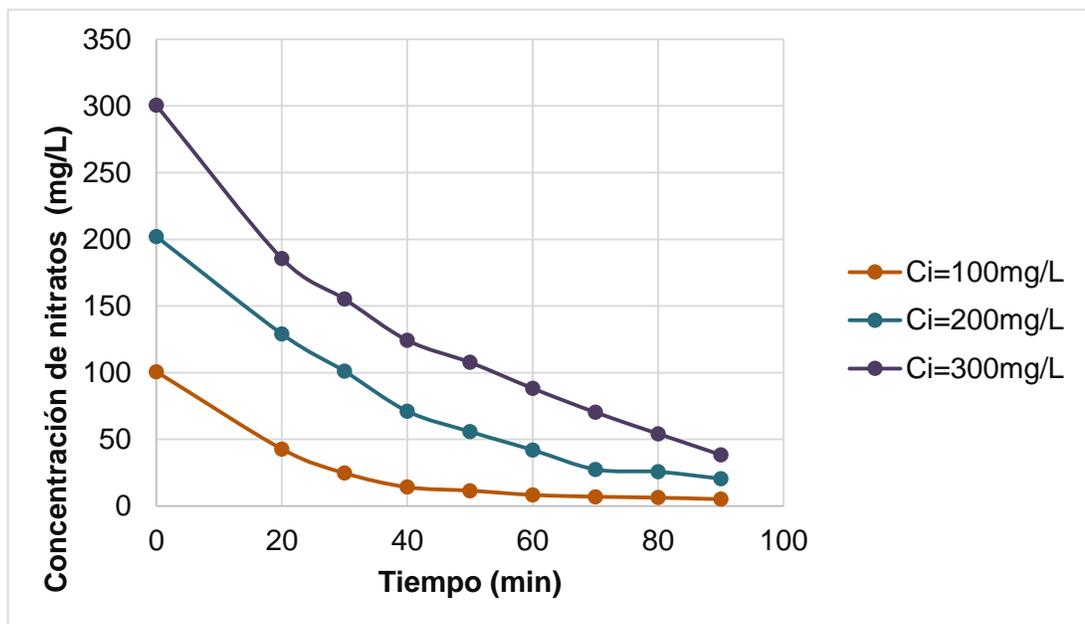
3.3.2 Efecto de la concentración inicial. Para determinar el efecto de la concentración inicial de nitratos en la remoción de este se evaluaron una serie de soluciones patrón de nitratos de concentraciones iniciales de 100, 200 y 300 mg-

¹⁰⁴ GARCIA-SEGURA, Sergi, et al. Electrocoagulation and advanced electrocoagulation processes: A general review about the fundamentals, emerging applications and its association with other technologies. En: JOURNAL OF ELECTROANALYTICAL CHEMISTRY. vol. 801, p. 272

¹⁰⁵ EMAMJOMEH, Mohammad M. y SIVAKUMAR, Muttucumar. Denitrification using a monopolar electrocoagulation/flotation (ECF) process. En: Journal of Environmental Management. vol. 91, no.2. p. 516-522

NO_3^-/L . Para analizar su comportamiento fue necesario fijar la corriente aplicada en 2,5 A, ya que a este valor se da el mayor porcentaje de remoción como se observó en la Gráfica 6. La Gráfica 7 muestra la relación de la concentración de nitrato resultante en la solución a lo largo del tiempo a diferentes valores de concentración inicial de nitratos. Se observó que a medida que la concentración inicial aumentaba, la concentración residual era mayor, en el caso de 100 mg la concentración resultante al transcurrir los 90 min fue de 5,17 mg- NO_3^-/L lo que indicaría un porcentaje de remoción del 95% aproximadamente, en cambio que para 200 y 300 mg- NO_3^-/L el valor de concentración residual de 20,54 y 38,36 mg- NO_3^-/L respectivamente, lo que corresponde a un porcentaje de remoción aproximadamente de 90% para 200 mg- NO_3^-/L y 87% para 300 mg- NO_3^-/L .

Gráfica 7. Variación de la concentración de nitratos con respecto a la concentración inicial de nitratos ($I=2,5$ A- $\text{pH}_{\text{inicial}}=9$).



Fuente: Elaboración propia.

La relación que se evidencia entre la concentración inicial y la remoción de nitratos plantea que, con el aumento de la concentración inicial de nitratos, el porcentaje de remoción disminuye, esto puede ser explicado porque la generación de óxidos del metal no es suficiente para lograr disminuir las concentraciones de nitrato y por tanto

el tiempo requerido para lograr un porcentaje mucho mayor aumentará¹⁰⁶. Adicionalmente este comportamiento es similar al los artículo reportado por Hashim et al¹⁰⁷, en donde se evalúa una concentración inicial menor a las evaluadas anteriormente, de 50 mg/L de nitratos obteniendo una remoción de aproximadamente 98% a un tiempo de tratamiento de 50min, de igual forma se evidencia en Talhi et al¹⁰⁸, donde la menor concentración evaluada de 200 mg/L de nitratos alcanzo la máxima remoción (alrededor de 60%) a los 120 minutos de electrólisis comparada con los otros ensayos reportados en dicho artículo.

3.4 VARIACIÓN DE LAS CONDICIONES DE OPERACIÓN

3.4.1 Comportamiento de la temperatura. La temperatura es la medida de la energía térmica de una sustancia considerando su capacidad para transferir calor a otros cuerpos. El suministro de calor a un cuerpo conlleva un aumento de su temperatura.¹⁰⁹ La temperatura también puede explicarse como una propiedad relacionada con la energía cinética de las partículas que constituyen un sistema¹¹⁰.

Se ha encontrado que la temperatura en el proceso de electrocoagulación puede afectar en la velocidad de reacción, ya que un aumento en la temperatura conlleva a un aumento en la velocidad de reacción, independientemente si las reacciones implicadas son de carácter exotérmico o endotérmico, esto debido a que, al aumentar la temperatura, aumenta el número de especies moleculares con una energía semejante o mayor que la energía de activación, provocando un aumento las colisiones de las moléculas.¹¹¹

Sin embargo, se han encontrado que el aumento de la temperatura puede llegar a no influir de manera significativa en la eficiencia del proceso, pero si puede llevar a

¹⁰⁶ HASHIM, Khalid S., et al. Energy efficient electrocoagulation using a new flow column reactor to remove nitrate from drinking water – Experimental, statistical, and economic approach. En: JOURNAL OF ENVIRONMENTAL MANAGEMENT. Jul 1, vol. 196, p. 229.

¹⁰⁷ Ibid., p. 224-233.

¹⁰⁸ TALHI, Bachagha; MONETTE, Frédéric and AZZOUZ, Abdelkrim. Effective and selective nitrate electroreduction into nitrogen through synergistic parameter interactions. En: ELECTROCHIMICA ACTA. vol. 58, p. 279

¹⁰⁹ CENGEL, Yunus A. and BOLES, Michael A. Termodinámica. Sexta ed. México: McGraw-Hill, 2009. p. 60

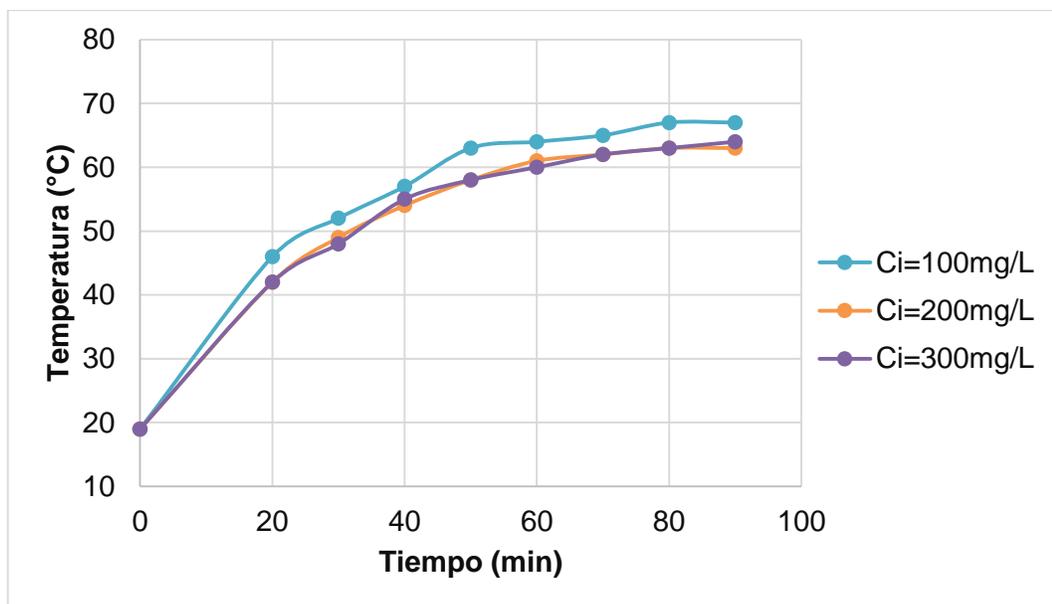
¹¹⁰ Grupo Editorial Norma. Enciclopedia Norma Básica Del Conocimiento Universal: Química. Bogotá: Norma, 1998. p.38

¹¹¹ AVERY, Harold Eric. Cinética Química Básica Y Mecanismos De Reacción. Reverté, 1982. p.51-55

la dispersión de los agregados formados durante el proceso o provocar un aumento en la solubilidad de los precipitados¹¹².

Por lo tanto, para observar el comportamiento de la temperatura con respecto al tiempo en el proceso de electrocoagulación, se tomó las soluciones con concentraciones iniciales de 100, 200 y 300 mg-NO₃⁻/L de nitratos en una celda que opera a 2,5 A, y se midió por medio de un termómetro la temperatura cada 10 min desde los primeros 20 min transcurridos hasta un tiempo de 90 min. El comportamiento de la temperatura en la Gráfica 8 muestra que para los primeros 50 min a medida que el tiempo pasa aumenta la temperatura para las 3 concentraciones iniciales de nitratos, pero después de transcurrido este tiempo la temperatura no tiene un aumento significativo.

Gráfica 8. Comportamiento de la temperatura durante la Electrocoagulación (I=2,5A).

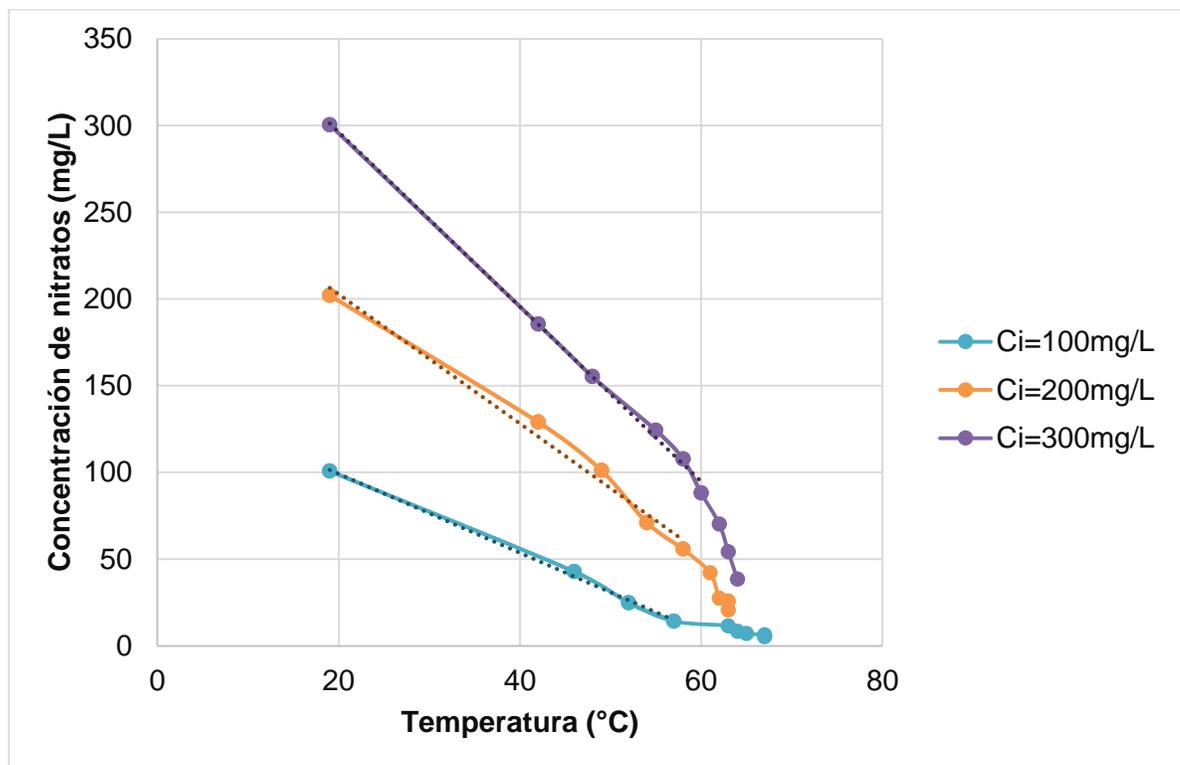


Fuente: Elaboración propia.

¹¹²AGUILAR-ASCÓN, Edwar. Evaluación De La Eficiencia De Una Celda De Electrocoagulación a Escala Laboratorio Para El Tratamiento De Agua. Universidad Nacional Mayor de San Marcos, 2015. p.68

Esta variación de la temperatura también puede ser observada respecto a la concentración residual de nitratos en el agua en la Gráfica 9 en donde se muestra que a medida que disminuye la concentración de nitratos en el agua aumenta la temperatura, también se observa un comportamiento lineal hasta aproximadamente los 60 °C esto se da debido a que el incremento progresivo de la remoción de los nitratos con la temperatura está relacionado directamente con la actividad de destrucción de la película de óxido de aluminio en la superficie del electrodo¹¹³; una vez sobrepasa esta temperatura da una disminución en la remoción como consecuencia de la contracción de los poros grandes del gel de hidróxido de aluminio que da como resultado flóculos más compactos que tienden a depositarse en la superficie del electrodo provocando una pasivación¹¹⁴.

Gráfica 9. Variación de la concentración residual de nitratos respecto a la Temperatura



Fuente: Elaboración propia

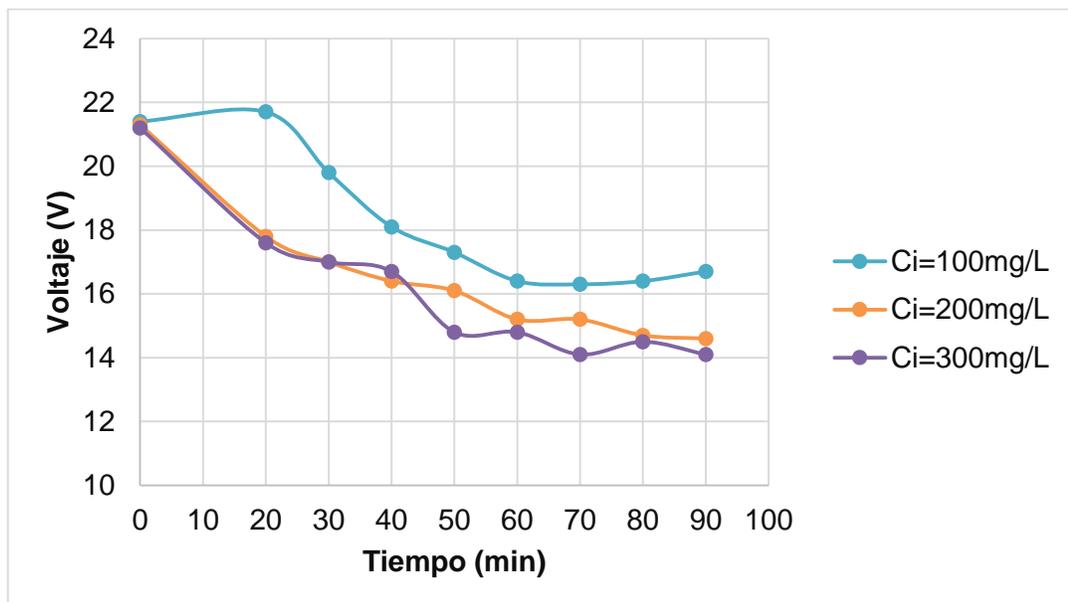
¹¹³RESTREPO MEJÍA, Ana Patricia; ARANGO RUÍZ, Álvaro y GARCÉS GIRALDO, Luis Fernando. La Electrocoagulación: retos y oportunidades en el tratamiento de aguas. Op. cit., p.72

¹¹⁴ CHEN, Guohua. Electrochemical technologies in wastewater treatment. Op. cit., p. 19

Cabe agregar que en las celdas electrolíticas puede generarse un incremento de la temperatura debido al efecto Joule, el cual es definido como “el calentamiento producido en un conductor, por el paso de una corriente eléctrica constante, es proporcional a la intensidad de corriente por la resistencia del conductor”¹¹⁵ lo cual infiere que parte de la energía cinética en los electrones provoquen choques que concluyan en dicho aumento.

3.4.2 Comportamiento del voltaje. Durante el proceso electrocoagulación se estudió el comportamiento del voltaje a lo largo del proceso, los datos mostraron una variación del voltaje cuando se mantenía constante la corriente aplicada (2,5 A). Como se puede observar en la Gráfica 10, a medida que transcurre el tiempo el voltaje tiende a disminuir para las tres concentraciones iniciales, para 100 mg-NO₃⁻/L la curva disminuye hasta los 70 min y posteriormente tiene un ligero aumento; en cambio para 200 y 300 mg-NO₃⁻/L las curvas presentan una serie de altibajos.

Gráfica 10. Comportamiento del voltaje durante el proceso de electrocoagulación (I=2,5A)



Fuente: Elaboración propia

El comportamiento en el voltaje es atribuido a cambios en la conductividad y la resistencia de la solución, que son a su vez debido a la variación de la temperatura

¹¹⁵ HERRANZ, G. S. y OLIVA, A. C. Electrotecnia. Editorial Editex, 2009. p. 31

y la concentración de los contaminantes. Para explicar este comportamiento se emplea la ley de Ohm, la cual indica que “El flujo de corriente en amperios que circula por un circuito eléctrico cerrado, es directamente proporcional a la tensión o voltaje aplicado, e inversamente proporcional a la resistencia en ohmios de la carga que tiene conectada”¹¹⁶ y por tanto se expresa como:

Ecuación 9. Ley de Ohm

$$V = IR \quad (11)$$

Donde:

V = Diferencia de potencial (voltios (V))

I = Intensidad de corriente (amperios (A))

R = Resistencia eléctrica (ohmios (Ω))

Como se puede observar, si se presenta un aumento en la resistencia del medio se dará un aumento en el voltaje, manteniendo constante la corriente, pero para el caso de estudio se ve disminuido el voltaje lo cual indica que la resistencia del medio está disminuyendo, este comportamiento se da de acuerdo con la siguiente ecuación:

Ecuación 10. Expresión de la resistencia

$$R = \rho \frac{l}{A} \quad (12)$$

Donde:

ρ = Resistividad o constante de proporcionalidad ($\Omega \cdot m$)

l = Distancia entre los electrodos (m)

A = Área efectiva del ánodo (m^2)

La resistividad a su vez es igual a la inversa de la conductividad ($1/\sigma$), resultando en la siguiente ecuación:

Ecuación 11. Resistencia expresada en función de la conductividad.

$$R = \frac{l}{\sigma A} \quad (13)$$

σ = Conductividad eléctrica ($\Omega^{-1} \cdot m^{-1}$)

¹¹⁶ GUADARRAMA, R. B.; GUADARRAMA, V. R. B. y RODRÍGUEZ, M. E. R. Circuitos Eléctricos: Teoría Y Práctica. Grupo Editorial Patria, 2014. p. 9

Como se ve en la ecuación 11 al verse aumentada la conductividad del medio se logra que la resistencia disminuya, esto debido a la disolución de iones presentes en el agua como se puede comprobar por medio de las ecuaciones 12 y 13. Las cuales al realizar un conteo de las especies involucradas se observa que a partir de 6 iones son generados 33 iones.

Además, esto sumado al progresivo aumento de la temperatura detectado en Gráfica 8 que hace que el medio sea menos viscoso y se dé el transporte iónico con mayor facilidad¹¹⁷, también explica que la resistencia baje y por tanto concluya en la disminución directa del voltaje

También cabe resaltar que la acumulación de burbujas de oxígeno e hidrógeno en la superficie de los electrodos o incluso la pasivación, puede provocar el incremento de la resistencia eléctrica, lo cual se debe evitar para que no se aumente la caída de potencial y como consecuencia de un mayor consumo de energía. Esto se explicó por los efectos opuestos de la temperatura sobre la eficiencia de la corriente y la conductividad de las aguas residuales. Una temperatura más alta proporciona una conductividad más alta, por lo tanto, un menor consumo de energía.

3.4.3 Comportamiento del pH. Como se ha indicado anteriormente el pH es un factor operativo que influye en el rendimiento del proceso, ya que determina la formación de especies iónicas y la capacidad del metal para solubilizarse en el agua para la formación de los hidróxidos.

El comportamiento del pH inicial se investigó en esta sección y se observó una variación en el pH durante el transcurso del proceso. Como se observa en la Tabla 9 el pH del agua patrón que se preparó en el laboratorio fue ajustado a un valor de pH inicial de aproximadamente 9 (con NaOH para aumentar el pH o HCl para disminuirlo en caso de no llegar al valor deseado) ya que como se ha comentado en estudios anteriores a este pH presenta una mayor remoción de nitratos. Una vez ajustado se pone en marcha el proceso electrolítico durante 90 min, se mide el pH final del agua y del lodo sedimentado a temperatura ambiente, mostrando que ambos aumentan de manera significativa.

¹¹⁷ Hanna Instruments. Conductividad eléctrica (nivel 2). 2018. [Consultado el May 6,2018]. Disponible en: <http://www.hannainst.es/blog/conductividad-electrica-nivel-2/>

Tabla 9. Variación del pH durante la electrocoagulación.

	Concentración inicial de nitratos (mg-NO ₃ ⁻ /L)		
	100	200	300
pH	4,76	5,68	6,01
pH _{inicial}	8,97	9,07	8,98
pH _{final}	10,93	10,55	10,34
pOH _{inicial}	5,03	4,93	5,02
pOH _{final}	3,07	3,45	3,66
Moles iniciales de OH	9,33E ⁻⁰⁶	1,17E ⁻⁰⁵	9,55E ⁻⁰⁶
Moles finales de OH	0,00085	0,00036	0,00022
Moles generadas de OH	0,00084	0,00034	0,00021

Fuente: Elaboración propia.

El aumento del *pH* puede ser justificado por medio de las ecuaciones 3 y 16, que evidencian las reacciones que ocurren en el proceso electrolítico dan como consecuencia de la disociación de especies solubles de los electrodos (hidróxidos y polihidróxidos) con la generación de iones OH^- en la superficie del cátodo durante la electrocoagulación.¹¹⁸

La concentración inicial de hidroxilo (OH^-) se determinó a partir del pH inicial y final del agua patrón a las diferentes concentraciones iniciales de nitratos. Para esto se empleó la ecuación 12 en donde se buscó calcular el *pOH*, para posteriormente determinar concentración de OH^- presentes a través de la ecuación 13. Los resultados fueron reportados en la Tabla 9.

Ecuación 12. Producto iónico del agua.

$$pH + pOH = 14 \quad (14)$$

Ecuación 13. Calculo de los aniones hidroxilo.

$$pOH = -\log[OH^-] \quad (15)$$

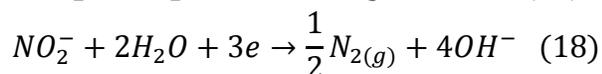
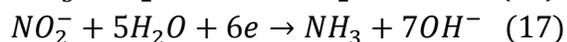
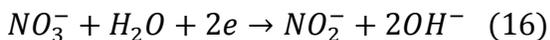
¹¹⁸ GILPAVAS, Edison. Aplicación De La Electroquímica En El Tratamiento De Aguas Residuales. Medellín: Universidad EAFIT, 2008. p.30.

Es importante tener en cuenta que los valores de pH del agua resultante del proceso de electrocoagulación, debe ser sometida a un tratamiento posterior con el fin de disminuir el potencial de hidrógeno a valores comprendidos entre 6,5 y 9, ya que su valor supera el estipulado en la resolución 2115 del 2007 y no se encuentra apto para el consumo humano.

3.5 ANÁLISIS DEL MECANISMO

3.5.1 Balance de materia del proceso de electrocoagulación. La electrocoagulación para la remoción de nitratos combina dos procesos en uno, la adsorción de los contaminantes por medio del coagulante in situ formado y la electroreducción del nitrato a través de reacciones oxidativas y reductivas que permite llevarlo a componentes inocuos tales como el nitrógeno y el oxígeno o subproductos no deseados tales como el nitrito o el amoníaco. Como se puede observar en las siguientes ecuaciones, las reacciones catódicas de reducción del ion nitrato, genera en una primera parte nitrito como producto intermedio, para posteriormente ser convertido en amoníaco o nitrógeno molecular dependiendo de la selectividad electroquímica¹¹⁹.

Ecuación 14. Reacciones catódicas de reducción del ion nitrato



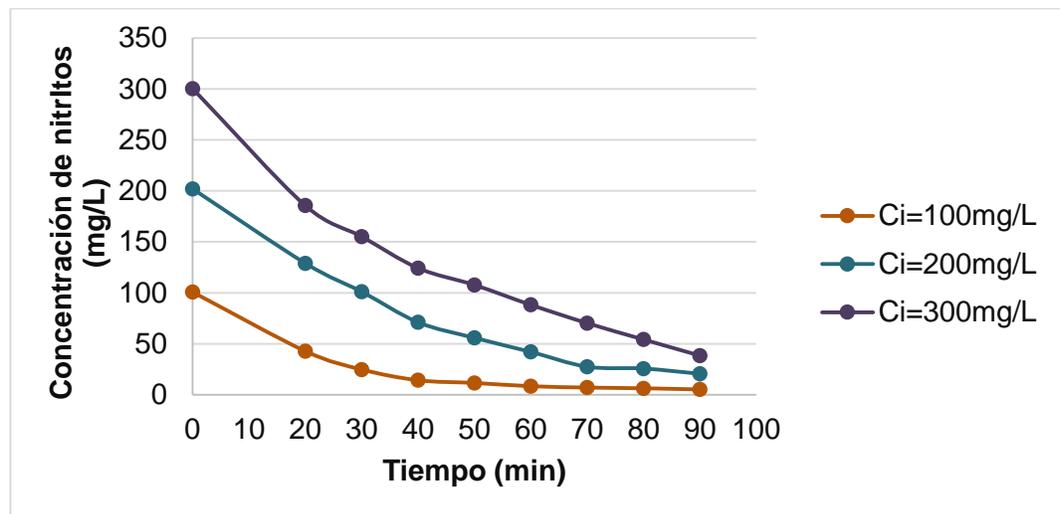
De acuerdo con las reacciones, durante la experimentación se determinó la cantidad de nitrito producido en el transcurso de la electrocoagulación y la cantidad de amoníaco generado al final del proceso. Los resultados que se muestran en la Gráfica 11 (b), ponen en evidencia la generación de nitritos como resultado de la reducción de nitrato. La concentración de nitritos oscila en el tiempo y su concentración es baja en comparación con la concentración de nitratos (Gráfica (a)) presentes, este comportamiento puede ser explicado a que al ser una especie intermedia su aparición no es constante, debido a que su presencia en la solución es de producto y de reactivo a reducirse. También cabe resaltar que su poca presencia, se debe a

¹¹⁹ KOPARAL, A. Savas y GÖREREN, Iker Bakir. Removal of nitrate from water by electroreduction and electrocoagulation. Op. cit., p. 84

que el proceso predominante es la coagulación electroquímica y que la mayor concentración de nitratos está siendo absorbida por el coagulante sin reducirse¹²⁰.

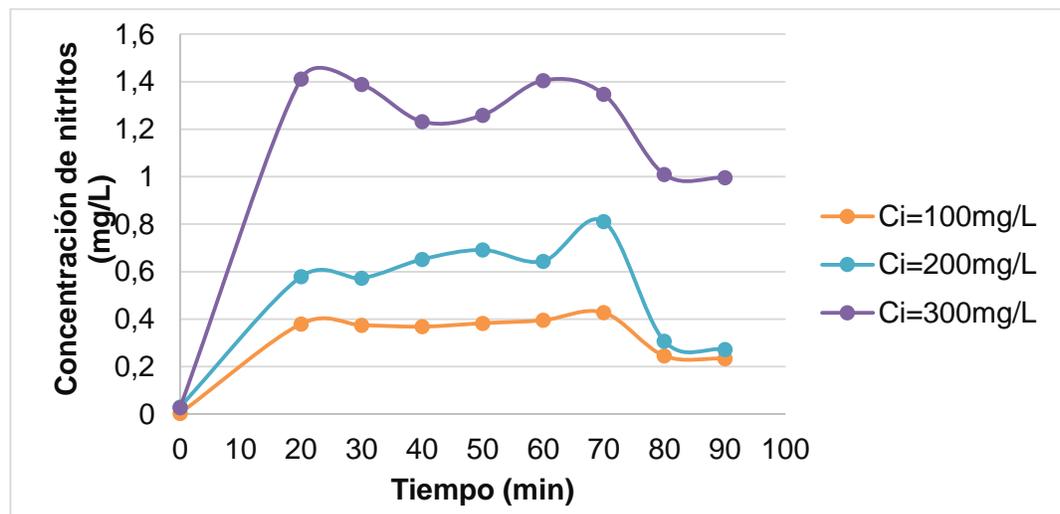
Gráfica 11. Evolución del contenido de Nitratos (a) y Evolución del contenido de Nitritos (b) a 2,5A

a.



Fuente: Elaboración propia.

b.



Fuente: Elaboración propia

¹²⁰ GOVINDAN, Kadarkarai; NOEL, Michael y MOHAN, Raja. Removal of nitrate ion from water by electrochemical approaches. En: Journal of Water Process Engineering. Jun. vol. 6, p. 62

Como podemos observar en la Gráfica 11 al culminar los 90 minutos y a una corriente de 2,5 A la concentración final de nitritos corresponde a 2,34, 2,73 y 9,96 mg /L para una concentración inicial de nitratos de 100, 200, y 300 mg/L respectivamente.

De acuerdo con las reacciones de reducción de nitrato es claro que el amoníaco puede ser uno de los productos resultantes de la electrocoagulación, por tanto, se determinó su concentración al final del proceso electroquímico y sus resultados son mostrados en la Tabla 10.

Tabla 10. Resultados de la cuantificación de nitrógeno amoniacal.

Concentración inicial de nitratos (mg- NO_3^-/L)	Nitrógeno Amoniacal en solución residual (mg/L)	% de nitratos reducidos a $\text{NH}_3\text{-N}$ en solución residual
100	20,4	20,40%
200	50,4	25,20%
300	55,6	18,53%

Fuente: Elaboración propia.

El análisis de especies de nitrógeno en el agua tratada indica que la formación de amoníaco corresponde al producto principal de la electroreducción de nitrato. Los datos de la Tabla 10 fueron tomados a una corriente de 2,5 A ya que representaban el mayor porcentaje de remoción a las diferentes concentraciones iniciales de nitratos. La concentración de amoníaco obtenida al ser significativamente apreciable puede requerir otras técnicas que permitan suprimir el amoníaco en la solución, o incluso mejorar las condiciones operativas o parámetros tales como el pH o el material de los electrodos, permitiendo que la selectividad baje para dicho componente¹²¹¹²². A continuación, se recopila el balance de masa de nitrógeno en el agua como se observa en la Tabla 11.

¹²¹ SHI, Jialu; LONG, Chao y LI, Aimin. Selective reduction of nitrate into nitrogen using Fe–Pd bimetallic nanoparticle supported on chelating resin at near-neutral pH. En: Chemical Engineering Journal. vol. 286, p. 412

¹²² TALHI, Bachagha; MONETTE, Frédéric y AZZOUZ, Abdelkrim. Effective and selective nitrate electroreduction into nitrogen through synergistic parameter interactions. En: Electrochimica Acta. vol. 58, p. 276

Tabla 11. Determinación de nitrato, nitrito y amoníaco. Reacción electroquímica llevada a cabo en $C_i \text{ Nitratos} = 100, 200 \text{ y } 300 \text{ mg } \text{NO}_3^-/\text{L}$, corriente aplicada $- 2,5 \text{ A}$ y tiempo de reacción = 90 min.

Compuesto	Concentración inicial de nitratos ($\text{mg-NO}_3^-/\text{L}$)		
	100	200	300
Nitrato en solución residual después de la electrólisis	5,17	20,54	38,36
Nitrito en solución residual después de la electrólisis	2,34	2,73	9,96
Amoníaco en solución residual después de la electrólisis	20,4	50,4	55,6
Eficiencia de la remoción de nitratos (%)	95%	90%	87%

Fuente: Elaboración propia.

Para este estudio, la cantidad de Nitrógeno liberado y la cantidad de nitratos presentes en los lodos no fue cuantificada, pero se estimó el volumen de lodo generado que se evidencia la Tabla 20, con el fin de tener un panorama de la formación de hidróxido de aluminio que permite la remoción del contaminante.

3.5.2 Dosis requerida. El proceso de electrocoagulación lleva como consecuencia el consumo del metal que es desprendido del ánodo de sacrificio esto debido a que al sistema se le es aplicada una corriente, que permite determinar la dosis de metal liberado o en otras palabras la dosis de coagulante liberado la cual será clave para determinar la eficiencia de remoción del contaminante.

Para determinar la cantidad de aluminio que es disuelto en el medio es necesario emplear la ley de Faraday, la cual cuantifica los cationes metálicos disueltos durante las reacciones de oxidación del ánodo. La ley de Faraday está dada por la ecuación 1:

$$m = \frac{Q M}{z F} \quad (19)$$

Donde m la cantidad del metal disuelto (g), Q es la carga eléctrica total que pasó por la solución (en culombios), M es el peso molecular (g/mol), z es el número de electrones en la reacción de óxido-reducción y F es la constante de Faraday (96485 C / mol e⁻). Debido a que la electrólisis tiene lugar en corriente continua, lo que significa que la corriente es constante tanto en magnitud como en dirección a través del tiempo, es por tanto que Q puede ser descrita como:

Ecuación 15. Carga eléctrica total en corriente continua

$$Q' = It \quad (20)$$

Donde I es la corriente eléctrica (A), t es el tiempo (s). Los resultados obtenidos en el cálculo de la masa de aluminio liberada al sistema se presentan en la Tabla 12.

Tabla 12. Resultados de la masa de aluminio liberada al sistema.

Experimental	Concentración inicial de nitratos de 100 mg-NO ₃ ⁻ /L		
	2,5 A	2,0 A	1,0 A
Peso inicial electrodo (g)	83	97,5	86,5
peso final electrodo (g)	81,6	96,4	85,9
Masa de Aluminio(g)	1,4	1,1	0,6
Teórico			
Masa de Aluminio (g)	1,258	1,007	0,503
% de Error	11,25%	9,27%	19,20%

Fuente: Elaboración propia.

Durante la experimentación, se pesaron los electrodos antes y después de la electrocoagulación para las 3 densidades de corriente investigadas a una concentración inicial de nitrato de 100 mg-NO₃⁻/L, para poder determinar el porcentaje de error el cual nos indicaría la fiabilidad del proceso. Como se puede observar en cada experimento no se arrojaron porcentajes de error por encima del 20 %. La tabla 12 muestra como la masa real desprendida de aluminio es superior a la calculada teóricamente según la ley de Faraday, esta diferencia puede ser causada debido al consumo del metal en la reducción de otros aniones (reacciones

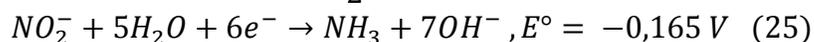
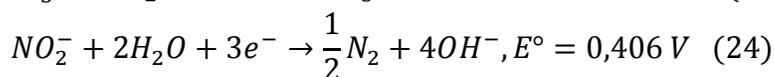
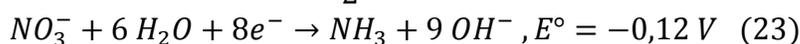
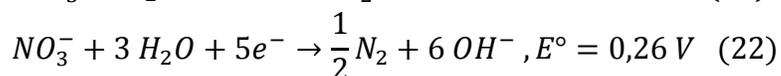
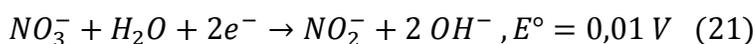
secundarias)¹²³ y/o limitaciones experimentales tales como la temperatura y el pH¹²⁴.

3.5.3 Espontaneidad de la celda. La electrocoagulación como se ha mencionado anteriormente es un proceso desarrollado en una celda electrolítica, constituida por un ánodo y un cátodo que son sometidos a una fuente eléctrica, que fuerza a generar una serie de reacciones de óxido-reducción. Durante la remoción de nitratos surgen una serie de reacciones catódicas que van ligadas a la reducción de ion nitrato y reducción del agua, además de las reacciones anódicas que implican la corrosión u oxidación del ánodo de sacrificio que permitirá la formación de la especie coagulante.

Para que estas reacciones se lleven a cabo es necesario calcular la tendencia que tiene cada electrodo a generar dichas reacciones, o sea la fuerza que sea capaz de impulsar los electrones a través del circuito externo, este valor es conocido como fem, la cual es hallada a través de los potenciales estándar de reducción.

Las reacciones catódicas y anódicas en el proceso de electroreducción y electrocoagulación para la remoción de nitratos se muestran a continuación con sus correspondiente potenciales estándar de reducción¹²⁵:

Ecuación 3. Reacciones catódicas de la electroreducción

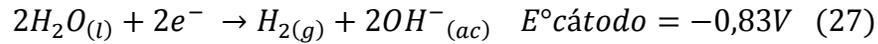


¹²³ MOUEDHEN, G., et al. Behavior of aluminum electrodes in electrocoagulation process. En: JOURNAL OF HAZARDOUS MATERIALS. vol. 150, no. 1, p. 130

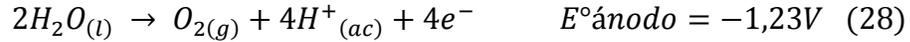
¹²⁴ EMAMJOMEH, Mohammad M. y SIVAKUMAR, Muttucumar. Denitrification using a monopolar electrocoagulation/flotation (ECF) process. En: Journal of Environmental Management. vol. 91, no.2. p. 520

¹²⁵ KOPARAL, A. Savas y GTVEREN, Iker Bakir. Removal of nitrate from water by electroreduction and electrocoagulation. Op. cit., p. 84

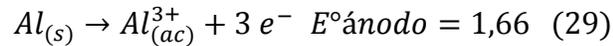
Ecuación 16. Reacciones catódicas de la electrocoagulación



Ecuación 17. Reacciones anódicas de la electroreducción



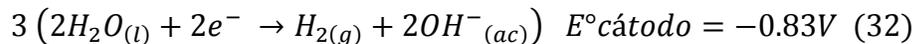
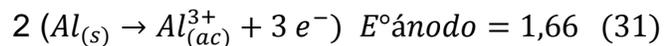
Ecuación 18. Reacciones Anódicas de la electrocoagulación



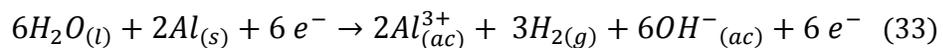
La selección de ánodo y cátodo se hace por medio de las reacciones generadas en la electrocoagulación, debido a que este proceso resulta ser el predominante en la remoción de nitratos propuesta en este estudio. Es así como la reacción tomada en el ánodo es el de la corrosión del aluminio y para el cátodo la reducción del agua, por tanto, el potencial de celda se determina así:

$$\begin{aligned} E^\circ_{\text{celda}} &= E^\circ_{\text{cátodo}} - E^\circ_{\text{ánodo}} \quad (30) \\ E^\circ_{\text{celda}} &= -0,83V - (1,66V) \\ E^\circ_{\text{celda}} &= -2,49V \end{aligned}$$

Como se puede observar, el signo negativo obtenido en el potencial de celda confirma que la electrólisis no es un proceso espontáneo, y para que se lleve a cabo es necesario suministrar un voltaje superior a 2.49 V. A partir del potencial de la celda es posible calcular la energía libre de Gibbs estándar, para esto es necesario obtener la reacción global para determinar los electrones que tiene lugar en la reacción:



Ecuación 19. Reacción global



Como se puede observar, la reacción global tiene a lugar 6 electrones, por tanto, la energía de Gibbs es igual a:

$$\Delta G^{\circ} = -n * F * E^{\circ}_{celda} \quad (34)$$

$$\Delta G^{\circ} = -6 * 96500C/mol * -2,49 V$$

$$\Delta G^{\circ} = 1441710 \frac{J}{mol} = 1441,71 \frac{KJ}{mol}$$

4. COMPARAR LA EFICIENCIA DE LA REMOCIÓN ENTRE LA ELECTROCOAGULACIÓN Y UN COAGULANTE CONVENCIONAL (SULFATO DE ALUMINIO)

En este capítulo, se busca establecer la comparación de la electrocoagulación con la coagulación química, basándose en un análisis de test de jarras. Adicionalmente se realizó un análisis y una caracterización teórica de lodos con la finalidad de determinar la ruta que sigue el proceso de electrocoagulación.

4.1. EXPERIMENTACIÓN TEST DE JARRAS

La potabilización de agua se realiza mediante una serie de procedimientos fisicoquímicos y de desinfección que tienen como objetivo eliminar sustancias contaminantes presentes en la misma, para que finalmente el agua purificada tenga las características físicas, químicas, microbiológicas y organolépticas aptas para el consumo humano¹²⁶. Este proceso consta de siete etapas, que incluyen: captación, coagulación, decantación, filtración, cloración, alcalinización y distribución¹²⁷.

Durante la etapa de coagulación-floculación se busca remover las partículas suspendidas en el agua a tratar, incluyendo los nitratos posiblemente presentes¹²⁸. Para dicha remoción se emplea la adición de un agente coagulante encargado de desestabilizar las partículas suspendidas, mediante el equilibrio de fuerzas electronegativas que posteriormente permiten la formación de flóculos¹²⁹.

Los compuestos inorgánicos de aluminio o hierro son los agentes más comunes en el proceso de coagulación¹³⁰, siendo el sulfato de aluminio uno de los coagulantes

¹²⁶ BARRETO TEJADA, Juan Alejandro. Generalidades De La Potabilización. En: Potabilización Del Agua: Principios De Diseño, Control De Procesos Y Laboratorio. Universidad Piloto de Colombia, 2015. p. 14

¹²⁷ Fibras y Normas de Colombia, S. A. S. Etapas Del Proceso De Potabilización De Agua Para El Consumo Humano. Definiciones Fibras y Normas de Colombia S.A.S. Ingeniería en agua. 2018.

¹²⁸ ANDÍA, Y. Tratamiento De Agua Coagulación Y Floculación. SEDAPAL, 2000. p. 8.

¹²⁹ BARRAQUE, C. H. Coagulación Y Floculación Del Agua. En: Degremont ed. Manual Técnico del Agua. 1979.

¹³⁰ COGOLLO FLÓREZ, Juan Miguel. Clarificación de aguas usando coagulantes polimerizados: Caso del hidroxiclورو de aluminio. En: DYNA. vol. 78, no. 165, p. 20

más empleados debido a su bajo costo, fácil acceso y el alto porcentaje de sedimentación de sólidos en suspensión¹³¹.

El pH, la concentración y la dosis de coagulante son factores que se deben considerar en el proceso de coagulación, debido al efecto que tienen sobre la remoción de las partículas suspendidas¹³². Un estudio reportado por Aghapour et al.¹³³, el cual busca evaluar la viabilidad de la desnitrificación de agua utilizando coagulantes convencionales como sulfato de aluminio y cloruro férrico, concluye que la mayor remoción de nitrato se da a las siguientes condiciones de operación: pH de 7 y una dosis de 4 mg/L de sulfato de aluminio.

El desarrollo experimental siguió el procedimiento para el método de jarras en la coagulación-floculación del agua estipulado por la Norma técnica Colombia NTC 3903(Gestión ambiental - Agua - Procedimiento para el método de jarras en la coagulación-floculación del agua)¹³⁴. Siguiendo la norma se tomó 1000 mL de solución patrón de nitratos y se inició el test de jarras operando a una velocidad de mezcla de 120 rpm por un minuto, posteriormente se agrega la dosis de coagulante a las respectivas concentraciones y se continúa agitando a la misma velocidad durante un minuto más, para finalmente disminuir la velocidad de agitación a 30 rpm por 20 min y suspender la agitación para observar la sedimentación de los flóculos formados tras el paso de 15 minutos.

Teniendo en cuenta la evaluación realizada por Aghapour et al.¹³⁵, el diseño de experimentos desarrollado inicialmente réplica las condiciones de operación que alcanzaron la mayor eficiencia. Se realizaron 3 pruebas del test jarras, cada una con su respectiva réplica, donde la concentración inicial de nitratos de la solución patrón fue de 100, 200 y 300 mg-NO₃⁻/L, el pH se modificó a un valor neutro de aproximadamente 7 y una dosis de coagulante de 4 mg/L como se puede observar en la imagen 6.

¹³¹ SULFATODEALUMINIO. Sulfato de Aluminio: Usos y Aplicaciones. [Consultado el Aug 30,2018]. Disponible en: <http://sulfatodealuminio.com/>

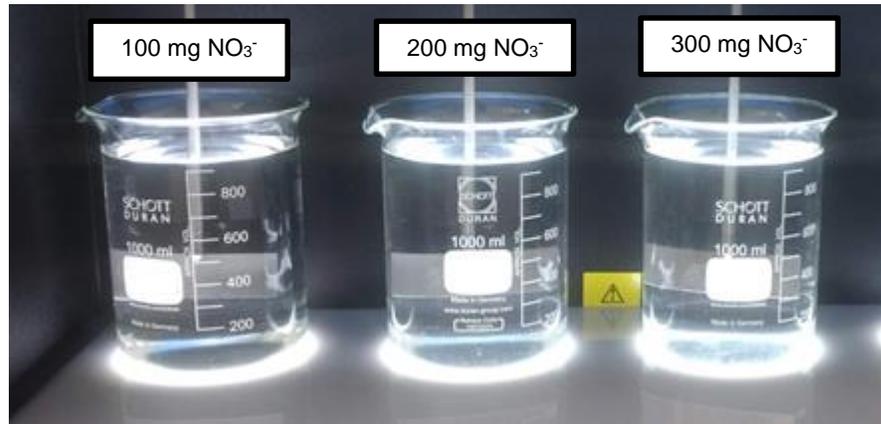
¹³² ANDÍA, Y. Tratamiento De Agua Coagulación Y Floculación. SEDAPAL, 2000. Op. Cit., p. 9-10

¹³³ AGHAPOUR, Ali Ahmad, et al. Nitrate removal from water using alum and ferric chloride: A comparative study of alum and ferric chloride efficiency. En: Environmental Health Engineering and Management Journal. vol. 3, no. 2, p. 69

¹³⁴ Instituto Colombiano de Normas Técnicas y Certificación, (ICONTEC). Norma Técnica Ntc Colombiana 3903. 2010.

¹³⁵ AGHAPOUR, Ali Ahmad, et al. Nitrate removal from water using alum and ferric chloride: A comparative study of alum and ferric chloride efficiency. Op. cit.

Imagen 6. Test de jarras (Dosis de coagulante de 4 mg/L de sulfato de aluminio, pH =7).



Como se puede observar en la Tabla 13 la remoción promedio de nitratos para una concentración inicial de 100, 200 y 300 mg-NO₃⁻/L es de 8,66%, 4,41% y 1,93% respectivamente. También es posible identificar que la disminución de la turbidez es despreciable en la muestra de concentración inicial de 300 mg-NO₃⁻/L, que a su vez es directamente proporcional con la remoción de nitratos.

La eficiencia obtenida a estas condiciones de operación es poco significativa ya que no supera el 9% debido a esto se optó por realizar variaciones en las condiciones de operación variando el pH y la dosis de coagulante empleada, pero manteniendo constante la concentración inicial de nitratos de 100 mg-NO₃⁻/L ya que se observa la relación inversa entre la concentración inicial y la eficiencia de la remoción, es decir que a mayor concentración inicial de nitratos menor es la remoción alcanzada.

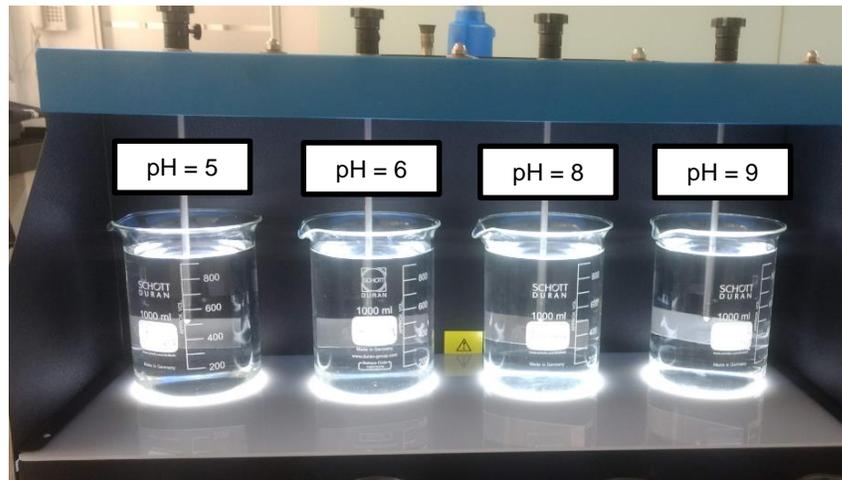
Tabla 13. Resultados de la remoción de nitratos por test de jarras (Dosis de coagulante de 4 mg/L de sulfato de aluminio, pH = 7).

C_iNitratos (mg NO ₃ ⁻ /L)	C_fNitratos (mg NO ₃ ⁻ /L)	Turbidez inicial (NTU)	Turbidez final (NTU)	Remoción de nitratos (%)	Disminución de la turbidez (%)
101,7	92,89	1,27	1,21	8,66	4,72
201,93	194,03	1,35	1,32	3,93	2,22
300,27	294,48	1,64	1,63	1,93	0,61

Fuente: Elaboración propia.

4.1.1 Variación de pH. Teniendo en cuenta el estudio realizado por Andía Cárdenas¹³⁶ y el documento desarrollado por la empresa Silicatos y Derivados S.A. de C.V.¹³⁷, los cuales determinaron el pH de operación del sulfato de aluminio que permita la mayor purificación posible del agua a tratar, concluyendo que el pH óptimo de coagulación de este agente es neutro y ligeramente básico o ligeramente ácido. Como se puede observar en la imagen 7 se realizaron 5 pruebas del test de jarras evaluando valores de pH de 5, 6, 7, 8 y 9, a una concentración inicial de nitratos de 100 mg-NO₃⁻/L y una dosis de coagulante de 4 mg/L de sulfato de aluminio.

Imagen 7. Test de jarras con variación de pH (Ci Nitratos =100 mg/L y dosis de coagulante de 4 mg/L de sulfato de aluminio).



Como se puede observar en la Tabla 14 la remoción promedio de nitratos para un pH de 5, 6, 7, 8 y 9 es de 7,32%, 8,85%, 8,21%, 7,04% y 6,67%, respectivamente. Adicionalmente se observa que la eficiencia de la remoción es proporcional a la disminución de turbidez de las muestras tratadas, que a su vez no supera un valor del 6,30%. La eficiencia de la remoción evaluada con el test de jarras es mínima y no se identifica una variación apreciable según el cambio de pH realizado, aunque se observa que la mayor remoción alcanzada y la mayor disminución de turbidez se obtuvieron a pH neutro, seguida por la remoción obtenida un pH ligeramente básico de 6.

¹³⁶ ANDÍA, Y. Tratamiento De Agua Coagulación Y Floculación. Op. Cit.

¹³⁷ Silicatos y Derivados S.A. de C.V. Proceso De Coagulación / Floculación En El Tratamiento Del Agua. 2008.

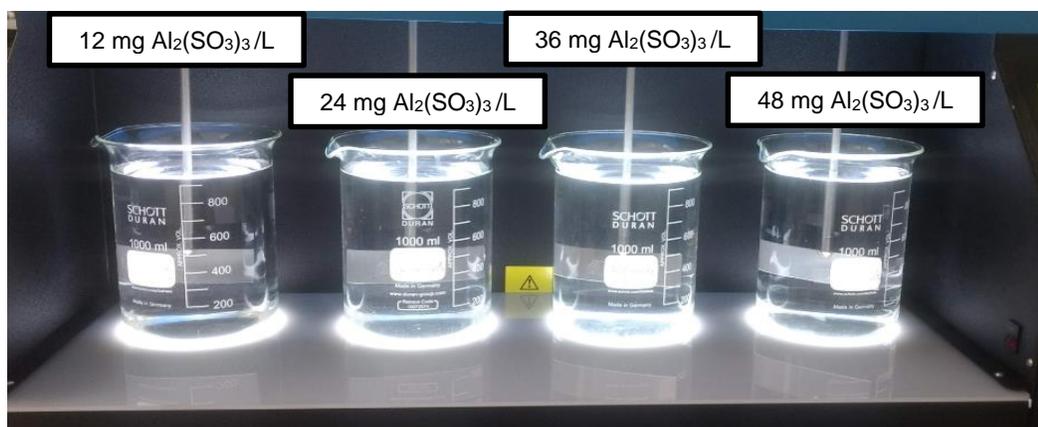
Tabla 14. Resultados de la remoción de nitratos por test de jarras con variación de pH ($C_{i \text{ Nitratos}} = 100 \text{ mg-NO}_3^-/\text{L}$ y dosis de coagulante de 4 mg/L de sulfato de aluminio).

pH	$C_{i \text{ Nitratos}}$ (mg /L)	$C_{f \text{ Nitratos}}$ (mg /L)	Turbidez inicial (NTU)	Turbidez inicial (NTU)	Remoción de nitratos (%)	Disminución de la turbidez (%)
5	101,45	94,02	1,28	1,24	7,32	3,13
6	102,69	94,26	1,28	1,20	8,21	6,25
7	101,43	92,45	1,27	1,19	8,85	6,30
8	101,83	94,66	1,27	1,22	7,04	3,94
9	99,28	92,65	1,26	1,21	6,67	3,97

Fuente: Elaboración propia.

4.1.2 Dosificación del coagulante. Como se puede observar en la imagen 8 con fin el de obtener una mayor remoción de nitratos empleando sulfato de aluminio como agente coagulante se realiza 5 pruebas del test de jarras a un pH neutro, evaluando la remoción sobre una concentración inicial de nitratos de $100 \text{ mg-NO}_3^-/\text{L}$ y realizando variaciones en la dosis de coagulante de manera significativa llegando a valores de 12, 24, 36 y 48 mg/L de sulfato de aluminio.

Imagen 8. Test de jarras variando dosis de coagulante ($C_{i \text{ Nitratos}} = 100 \text{ mg/L}$ y $\text{pH} = 7$).



Como se evidencia en la Tabla 15 la remoción promedio de nitratos usando una dosis de coagulante de 4, 12, 24, 36 y 48 mg de $\text{Al}_2(\text{SO}_3)_3/\text{L}$ es de 8,81%, 9,04%, 9,33%, 9,98% y 10,76% respectivamente. Al aumentar de manera relevante la dosis

de coagulante se observa que la eficiencia y la disminución de la turbidez aumentan proporcionalmente, pero este aumento es poco significativo, ya que aumentando la dosis de 4 mg a 48 mg de sulfato de aluminio/L la eficiencia se incrementó y la turbidez disminuye en aproximadamente 2%.

Tabla 15. Resultados de la remoción de nitratos por test de jarras con variación de dosis de agente coagulante ($Ci_{\text{Nitratos}} = 100 \text{ mg-NO}_3^-/\text{L}$ y $\text{pH} = 7$).

Dosis (mg/L)	Ci_{Nitratos} (mg NO_3^-/L)	Cf_{Nitratos} (mg NO_3^-/L)	Turbidez inicial (NTU)	Turbidez final (NTU)	Remoción de nitratos (%)	Disminución de la turbidez (%)
4	101,39	92,45	1,24	1,22	8,82	1,61
12	102,41	93,15	1,2	1,18	9,04	1,67
24	104,62	94,86	1,18	1,15	9,33	2,54
36	100,64	90,60	1,22	1,16	9,98	4,92
48	102,25	91,24	1,21	1,12	10,77	7,44

Fuente: Elaboración propia.

4.1.3 Comparación y análisis de resultados test de jarras. Se evaluó la capacidad del proceso de electrocoagulación para la desnitrificación de agua empleando como una dosis de agente coagulante de 48 mg de sulfato de aluminio por litro, para tratar un agua patrón de concentración inicial de $100 \text{ mg-NO}_3^-/\text{L}$ a un pH modificado a neutro que finalmente permitió una remoción de 11% aproximadamente, siendo este valor bajo en comparación con la eficiencia de aproximadamente 95% alcanzada con el proceso de electrocoagulación.

La turbidez al ser una medida del efecto de los sólidos suspendidos en los cuerpos de agua¹³⁸, es un parámetro para tener en cuenta en las muestras que alcanzaron la mayor remoción de nitratos. La turbidez de la muestra de $100 \text{ mg-NO}_3^-/\text{L}$ tratada por el proceso de electrocoagulación se redujo en un 88%, mientras la turbidez de la muestra tratada con una dosis de sulfato de aluminio de 48 mg/L se redujo en un 7,44%. Como se evidencia la comparación entre la turbidez de la coagulación química reportada en la Tabla 15 y la turbidez de la electrocoagulación mostrada en la Tabla 16, se puede afirmar que la disminución de turbidez por el método de electrocoagulación es significativamente superior y directamente proporcional a la remoción de nitratos obtenida por dicho método.

¹³⁸ CAMPOS GÓMEZ, Irene. Saneamiento Ambiental. San José, Costa Rica: Universidad Estatal a Distancia, 2003. p. 49

Tabla 16. Variación de la concentración de nitratos con respecto a la concentración inicial de nitratos (2,5 A- pH inicial: 9).

$Ci_{Nitratos}$ (mg NO ₃ ⁻ /L)	$Cf_{Nitratos}$ (mg NO ₃ ⁻ /L)	Turbidez inicial (NTU)	Turbidez inicial (NTU)	Remoción de nitratos (%)	Disminución de la turbidez (%)
99,85	4,33	1,23	0,15	95,66	87,80
202,15	21,15	1,84	0,32	89,54	82,61
301,43	39,02	2,56	0,59	87,06	76,95

Fuente: Elaboración propia.

Es importante recalcar que el proceso de coagulación no es una tecnología especializada en la remoción de este tipo de sales, lo que explica la baja eficiencia que presenta dicho método en la remoción de nitratos, mientras la electrocoagulación demuestra su gran potencial para la desnitrificación de agua incluso a concentraciones más altas de contaminante.

4.2 CARACTERIZACIÓN DE LOS LODOS RESIDUALES

Un artículo reportado por Govindan et al.¹³⁹, desarrollo la caracterización de los lodos resultantes del proceso de electrocoagulación mediante difracción de rayos X (XRD). Esta técnica permitió la identificación de los hidróxidos generados por el ánodo de Al y el cátodo de Gr que hicieron parte de la celda electrolítica como se puede observar en figura 13, en la cual los fuertes picos identifican la presencia del hidróxido de aluminio (Al(OH)₃) como compuesto coagulante formado y que, al tener una solubilidad de 0,0015g/L precipita formando el lodo sin estar en solución¹⁴⁰.

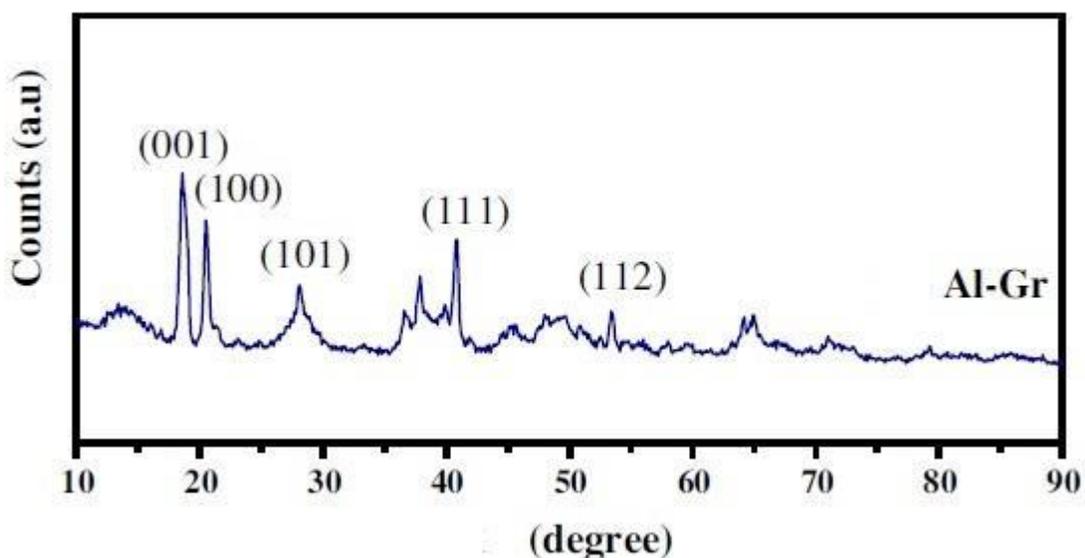
Así mismo Emamjomeh et al.¹⁴¹, empleando la técnica de difracción de rayos X corroboró la presencia de hidróxido de aluminio generado por el ánodo de Al y el cátodo de Fe que hicieron parte de la celda electrolítica, y la ausencia de complejos formados entre el aluminio y el nitrato, demostrando que la remoción del contaminante no se produce por la formación de especies entre el aluminio y el contaminante en solución.

¹³⁹ GOVINDAN, Kadarkarai; NOEL, Michael y MOHAN, Raja. Removal of nitrate ion from water by electrochemical approaches. Op. cit., p. 61-62.

¹⁴⁰ ChemicalBook. Aluminum hydroxide. [Consultado el Oct 1, 2018]. Disponible en: https://www.chemicalbook.com/ChemicalProductProperty_EN_CB9243680.htm

¹⁴¹ EMAMJOMEH, Mohammad M. y SIVAKUMAR, Muttucumar. Denitrification using a monopolar electrocoagulation/flotation (ECF) process. Op. cit.

Figura 13. Patrón de difracción de rayos X del lodo generado electroquímicamente. Reacción electroquímica llevada a cabo por Al-ánodo y Gr-cátodo. (Inicial [nitrato-N] = 100 mg, [NaCl] = 100 mg, densidad de corriente - 25mAcm⁻² y tiempo de electrólisis = 180 min).



Fuente: GOVINDAN, Kadarkarai; NOEL, Michael and MOHAN, Raja. Removal of nitrate ion from water by electrochemical approaches. En: JOURNAL OF WATER PROCESS ENGINEERING. Jun, 2015.Vol. 6, p. 62.

Además, el artículo desarrollado Govindan et al.¹⁴², reporta la cuantificación de nitrógeno amoniacal como producto de la reducción del ion nitrato, además de los nitratos presentes en solución residual y en lodos como se evidencia en la Tabla 17.

Teniendo en cuenta la Tabla 17 se puede observar que la eliminación del ion nitrato por reacciones del electroreducción es de aproximadamente 24%, esto se debe a la reducción del ion nitrato a nitrógeno amoniacal. Mientras la concentración de nitratos en el lodo residual asciende a un 76%, ratificando que la mayor proporción de nitratos es removida por coagulación electroquímica debido a la presencia de hidróxido de aluminio, alcanzando finalmente una remoción de nitratos de aproximadamente 87% por dicho proceso.

¹⁴² GOVINDAN, Kadarkarai; NOEL, Michael y MOHAN, Raja. Removal of nitrate ion from water by electrochemical approaches. Op. cit.

Tabla 17. Determinaciones de nitrato-N y amoníaco-N en solución residual y lodo. Reacción electroquímica llevada a cabo por Al-ánodo y Gr-cátodo. (Inicial [nitrato-N] = 100 mg, [NaCl] = 100 mg, densidad de corriente = 25mAcm⁻² y tiempo de electrólisis = 180 min).

Compuesto	Concentración (mg)
Nitrato en solución residual después de la electrólisis	11
Amoníaco en solución residual después de la electrólisis	21
Nitrato en lodo	66
Total-N	98
Eficiencia de la remoción de nitratos (%)	87

Fuente: GOVINDAN, Kadarkarai; NOEL, Michael and MOHAN, Raja. Removal of nitrate ion from water by electrochemical approaches. En: JOURNAL OF WATER PROCESS ENGINEERING. Jun, 2015.vol. 6, p. 62.

Par este caso de estudio no se determinó la concentración del ion nitrato en los lodos, debido al alto costo de la técnica requerida, pero se determinó el volumen del lodo con el propósito de tener un aproximado de la proporción de contaminantes que se removió por el proceso de coagulación química como se puede observar en la Tabla 18.

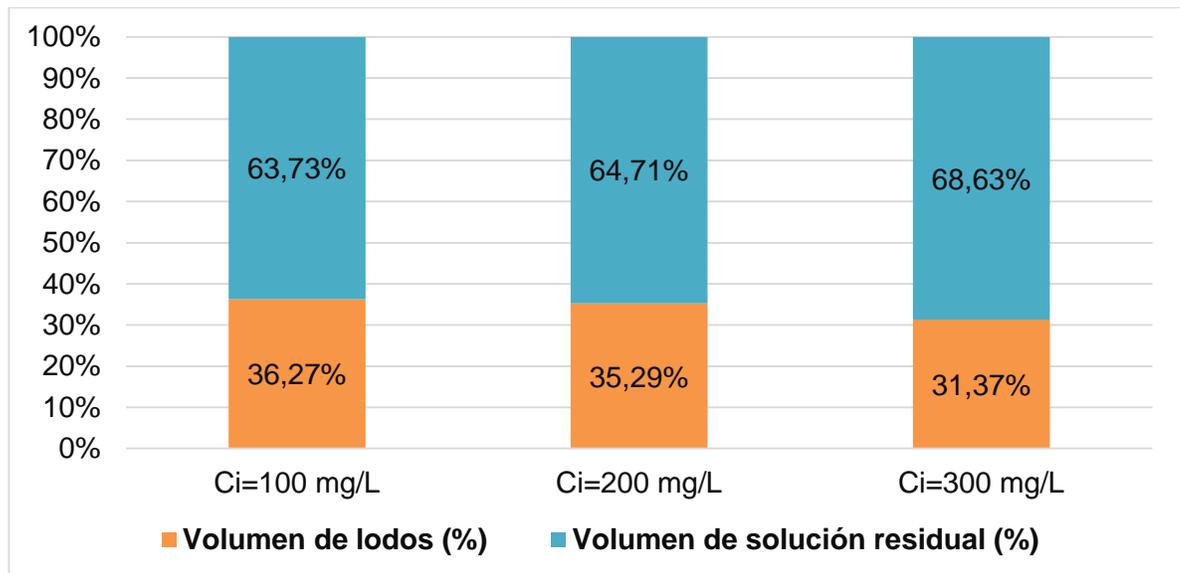
Tabla 18. Volumen de lodo y de solución residual. Reacción electroquímica llevada a cabo en $C_i \text{ Nitratos} = 100 \text{ mg}, 200 \text{ mg y } 300 \text{ mg}$, corriente aplicada = 2,5 A y tiempo de reacción = 90 min.

Concentración inicial de NO_3^- (mg/L)	Volumen final del proceso (mL)	Volumen de solución residual (mL)	Volumen de lodo (mL)	Eficiencia de remoción (%)
100	570	363,24	206,76	95,66
200	580	375,29	204,71	89,54
300	580	398,04	181,96	87,06

Fuente: Elaboración propia.

Como se evidencia en la Tabla 18, al realizarse el proceso de electrólisis se observa una pérdida de solución, esto puede ser debido a la reducción de nitratos a compuestos gaseosos que salen al entorno, como se muestra en las reacciones catódicas y anódicas del proceso de electroreducción y electrocoagulación. Adicionalmente se observa que la solución final del proceso de electrólisis está constituida mayoritariamente por solución residual, donde la mayor proporción de lodos corresponde a la solución que obtuvo la mayor remoción de nitratos como se evidencia en la Gráfica 12, esto según Govindan¹⁴³ se debe a que la eliminación del ion nitrato se da en mayor parte por el proceso de coagulación química debido a la formación de hidróxido de aluminio que atrapa el contaminante y precipita formando el lodo.

Gráfica 12. Porcentaje de volumen de lodo y de solución residual. Reacción electroquímica llevada a cabo en $Ci_{\text{Nitratos}} = 100 \text{ mg}$, 200 mg y 300 mg , corriente aplicada – $2,5 \text{ A}$ y tiempo de reacción = 90 min .



Fuente: Elaboración propia.

¹⁴³ GOVINDAN, Kadarkarai; NOEL, Michael y MOHAN, Raja. Removal of nitrate ion from water by electrochemical approaches. Op. cit., p. 62

4.2.1 Determinación del pH. La determinación de pH se realizó a temperatura ambiente usando un pH-metro marca 350 pH Meter Jenway antes de realizar el proceso de secado, la medición se realizó por duplicado a las muestras de lodos residuales a las condiciones de operación que permitieron alcanzar la mayor remoción de nitratos. Los resultados se muestran en la Tabla 19.

Tabla 19. Resultados de pH del lodo residual. Reacción electroquímica llevada a cabo en $Ci_{\text{Nitratos}} = 100 \text{ mg}$, 200 mg y 300 mg , corriente aplicada – $2,5 \text{ A}$ y tiempo de reacción = 90 min .

Ci_{Nitratos} (mg/L)	pH	Promedio	Desviación estándar
100	11,04	11,07	0,021
	11,10		
200	11,06	11,09	0,018
	11,11		
300	11,03	11,06	0,018
	11,08		

Fuente: Elaboración propia.

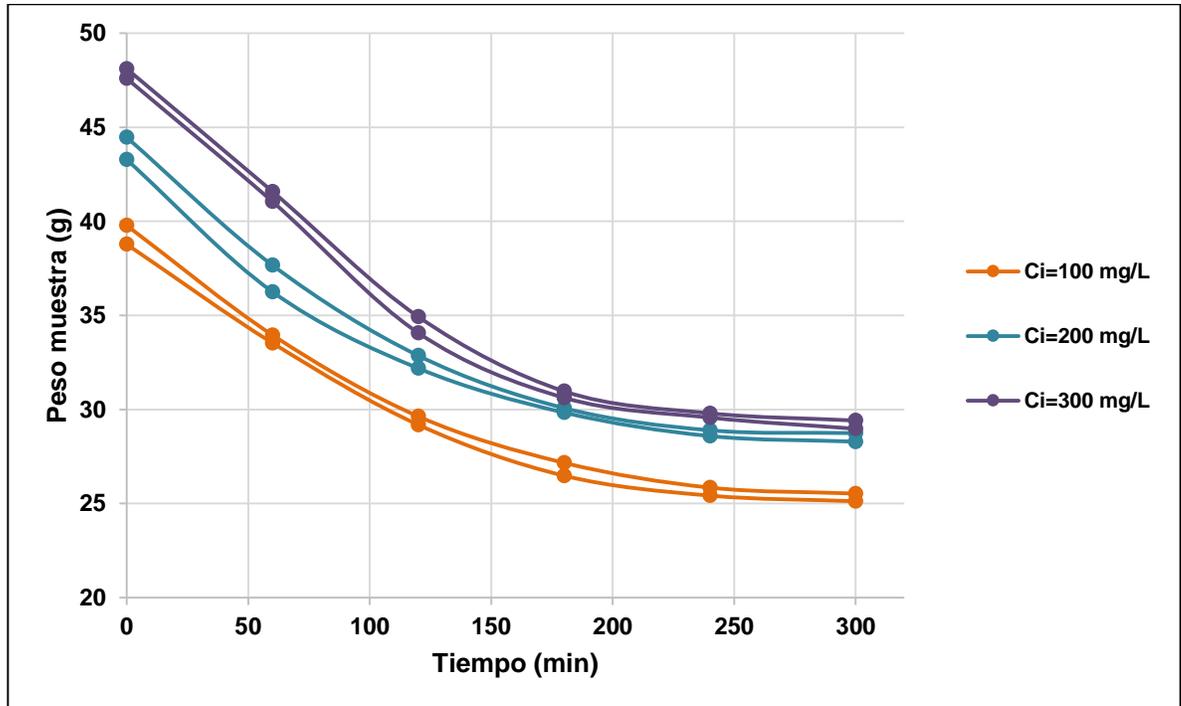
Como se puede observar en la Tabla anteriormente reportada el pH del lodo residual es de aproximadamente 11, siendo este el valor promedio para las tres muestras, por lo que se puede afirmar que el pH final del lodo no es variable dependiente de la concentración inicial de nitratos. Adicionalmente se observa que el pH se alcalinizo teniendo en cuenta que el pH inicial de la solución patrón fue modificado a un valor de 9 aproximadamente, esto puede ser debido al alto contenido de hidróxido metálico encontrado en los lodos.

4.2.2 Determinación de la humedad. La determinación del contenido de humedad se realizó por medio de un tratamiento térmico, en el cual la muestra de lodo residual es sometida a deshidratación utilizando una estufa marca Stable Temp con el fin de retirar la humedad presente. Este análisis se realizó siguiendo la norma ASTM D2216-10 *“para la determinación del contenido de agua en suelos y rocas”*.¹⁴⁴

¹⁴⁴ AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS (ASTM). Determinación del contenido de agua en suelos y rocas. [En línea]. [Revisado 12 de septiembre 2018]. Disponible en internet: <http://webcache.googleusercontent.com/search?q=cache:oZ3iSpppxtkJ:148.243.51.170:8007/intranet/sistema-de-gestion-de-la-calidad-sgc/category/54-procedimientos-de-prueba.html%3Fdownload%3D245:it-003-determinacion-del-contenido-de-agua-en-suelos-y-rocas+%&cd=1&hl=es&ct=clnk&gl=co>

Este método se basa en la variación de la masa del lodo con el tiempo al ser sometido a secado, para esto las muestras son llevadas a la estufa que se encuentra a 110°C y cada 30 minutos se tomó el peso de la muestra., hasta obtener un peso constante o la menor variación posible como se puede evidenciar en la Gráfica 13.

Gráfica 13. Variación de peso de las muestras de lodos residuales.



Fuente: Elaboración propia.

Conociendo el peso inicial y final de las muestras de lodos residuales se dispone a realizar la determinación de humedad por medio de la ecuación 20.

Ecuación 20. Contenido de humedad (%)

$$\%H_0 = \frac{W_o - W_s}{W_o} \times 100 \quad (35)$$

Fuente: AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS (ASTM). Determinación del contenido de agua en suelos y rocas.

Donde:

H_0 = Contenido de humedad (%)

W_o = Peso del lodo húmedo (Peso inicial)

W_s = Peso del lodo seco (Peso final)

El peso del lodo húmedo y del lodo seco se determina empleando la ecuación 20 y 21, respectivamente:

Ecuación 21. Peso del lodo

$$W_{o/s} = W_{cm} - W_{cv} \quad (36)$$

Fuente: AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS (ASTM).
Determinación del contenido de agua en suelos y rocas.

Donde:

$W_{o/s}$ = Peso del lodo

W_{cm} = Peso cápsula con muestra (húmeda o seca)

W_{cv} = Peso cápsula vacía

La determinación de humedad se realizó por duplicado para las tres condiciones de operación que obtuvieron la mayor remoción de nitratos (Concentración inicial de nitratos: 100, 200 y 300 mg/L, corriente aplicada: 2,5A y tiempo de remoción de 90 min). Los resultados se presentan en la Tabla 20 que se muestra a continuación:

Tabla 20. Contenido de humedad inicial en el lodo residual. Reacción electroquímica llevada a cabo en $Ci_{\text{Nitratos}} = 100 \text{ mg}$, 200 mg y 300 mg , corriente aplicada – $2,5 \text{ A}$ y tiempo de reacción = 90 min .

Ci_{Nitratos} (mg/L)	Contenido de humedad (%)	Humedad Promedio (%)	Desviación estándar
100	95,91	97,23	0,01
	98,55		
200	91,45	92,55	0,01
	93,65		
300	83,54	84,35	0,01
	85,15		

Fuente: Elaboración propia.

Se obtuvo un contenido de humedad promedio de 97,23%, 92,55% y 84,35% para las muestras de los lodos 1,2 y 3 respectivamente, siendo el lodo con mayor humedad el correspondiente a la muestra sometida a las condiciones de operación que obtuvo mayor remoción de nitratos. Adicionalmente se calculó la desviación estándar que al tener un valor 0,01 permite inferir que las muestras de lodos son representativas de los lodos totales residuales después de realizar el proceso de electrocoagulación.

4.2.3 Velocidad de sedimentación. El proceso de electrólisis permite la remoción de nitratos por coagulación electroquímica, esto se debe a la presencia de hidróxido de aluminio que atrae el contaminante provocando su neutralización y finalmente generando la formación de flóculos¹⁴⁵.

Una vez dada la formación de flóculos estas partículas son separadas de la solución residual por sedimentación debido a la diferencia de densidad¹⁴⁶. La velocidad de sedimentación se determinó de manera experimental siguiendo el método desarrollado por Cloe y Clevenger, el cual se basa en la diferencia de altura de los lodos con respecto a la solución en función del tiempo¹⁴⁷. Para la determinación experimental la solución final del proceso de electrólisis es depositada en una probeta tomando su altura inicial (h_o), consecutivamente se agita la suspensión de tal manera que la concentración sea uniforme. Finalmente, la probeta se deja en reposo, y se determina la altura de la suspensión en función del tiempo¹⁴⁸, tomando la altura de la suspensión (h) cada dos minutos como se observa en la Gráfica 14.

Ecuación 22. Velocidad de sedimentación

$$V_s = \frac{-(dh)}{(dt)} \quad (37)$$

Fuente: CORTÉS ARTEAGA, Nelly; IBÁÑEZ, Gabriel and GÓMEZ GATICA, Johann. Determinación experimental de la velocidad de sedimentación. Sep 30, p. 5-6

¹⁴⁵ HOON, CHOW HUI. The Removal Methods of Phosphorus/Phosphate and Nitrogen/Nitrate from Water and Wasterwater. Op. cit., p. 87

¹⁴⁶ PÉREZ PARRA, Jorge Arturo. Manual de tratamiento de aguas. Medellín, Colombia: 1981. p. 96

¹⁴⁷ GASOS, P.; PEREZ, Perea y JODRA, L. G. Thickeners Calculation Methods by Discontinuous Testing. Madrid: Junta de Energia Nuclear (JEN), 1957. p. 2-3,9-10.

¹⁴⁸ CORTÉS, Nelly, et al. Determinación Experimental De La Velocidad De Sedimentación. 2014. p. 5-6

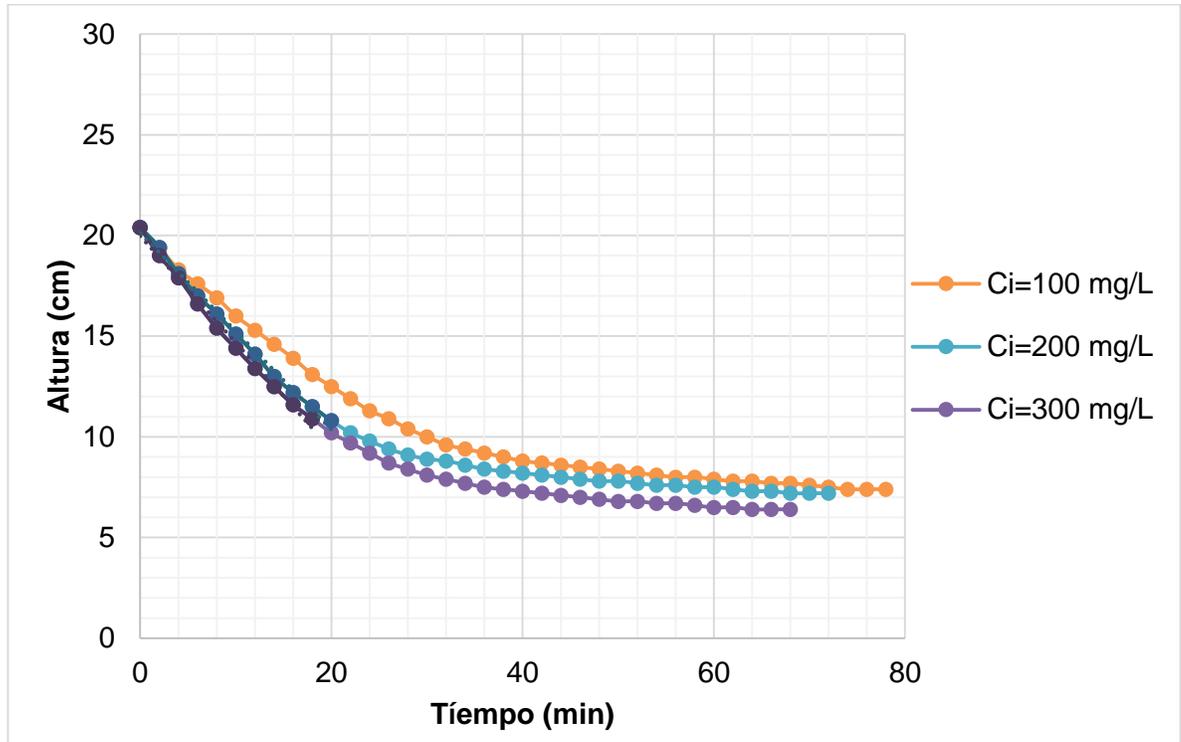
Donde:

V_s = Velocidad de sedimentación (cm/s)

dh = Diferencial de altura (cm)

dt = Diferencial de tiempo (min)

Gráfica 14. Determinación de la altura de la suspensión en función del tiempo.



Fuente: Elaboración propia.

Conociendo la altura de la suspensión en función del tiempo se procede a aplicar la ecuación 22 a la tangente de la Gráfica 14 y presentada anteriormente. Los datos de velocidad de sedimentación se evidencian en la Tabla 21 que se muestra a continuación:

Tabla 21. Velocidad de sedimentación. Reacción electroquímica llevada a cabo en $Ci_{\text{Nitratos}} = 100 \text{ mg}$, 200 mg y 300 mg , corriente aplicada – $2,5 \text{ A}$ y tiempo de reacción = 90 min .

Ci_{Nitratos} (mg/L)	Tiempo (min)	Altura (cm)	Velocidad de sedimentación (cm/min)
100	0	20,4	0,39
	22	11,9	
200	0	20,4	0,49
	18	11,5	
300	0	20,4	0,55
	16	11,6	

Fuente: Elaboración propia

Como se puede observar en la Tabla 23 la velocidad de sedimentación es proporcional a la concentración, ya que al incrementar el número de partículas aumenta los flóculos y el tamaño de estos haciendo más rápida la sedimentación.

5. CONCLUSIONES

- Para el desarrollo de la técnica de electrocoagulación para la remoción de nitratos, se establecieron las variables de operación que repercuten de manera significativa en la eficiencia y eficacia del proceso tales como: la densidad de corriente encontrando valores entre [1-2,5A], el material de los electrodos como: hierro, aluminio, cobre, grafito, carbón y acero dulce , pH inicial encontrando valores entre [5-11] y la concentración inicial del contaminante encontrando valores entre [50-700mg/L], el área y distancia de los electrodos, la conductividad y tiempo de reacción, a partir de una revisión bibliográfica, que posteriormente permitió generar el diseño experimental llevado a cabo para este estudio, en el cual se evaluó tres factores y tres niveles, como lo son la concentración inicial de nitratos, la corriente aplicada y el tiempo de electrólisis.
- Las variables de operación en la desnitrificación del agua patrón, empleando un reactor de electrocoagulación con electrodos de hierro (cátodo) y aluminio (ánodo) a condiciones de pH_{inicial} básico de 9, fueron la concentración inicial de nitratos (100, 200 y 300 mg-NO₃⁻/L), la corriente aplicada (1, 2 y 2,5 A) y tomando muestras cada 10 minutos, en un rango de 20 a 90 min de electrólisis. Se identificó que el efecto de los factores y niveles sobre la variable de respuesta es significativo, observando que la corriente aplicada es la variable determinante ya que controla las reacciones electroquímicas del proceso, adicionalmente la concentración de nitratos removida depende de la dosis de coagulante producida a un tiempo de electrólisis y corriente determinada, por lo que a mayor concentración inicial de contaminante es necesario un mayor tiempo de electrólisis o en su defecto una mayor corriente.
- El resultado superior obtenido en los ensayos fue de 95% de remoción de nitratos en la solución de 100 mg-NO₃⁻/L a partir de una corriente de 2,5 A y 90 minutos de electrólisis; es así como este experimento es el único que cumple con el límite permisible de nitratos en agua (<10 mg/L) reportados en la Resolución 2115 del 2007; mientras que para 200 y 300 mg-NO₃⁻/L se alcanzó una remoción del 90% y del 87%, respectivamente.
- En la técnica de electrocoagulación se evidencia la reducción del ion nitrato, produciendo nitrito y amoniaco. La cuantificación de nitritos arrojó valores superiores a los permisibles (<0.1 mg/L) reportados en la Resolución 2115 del 2007 con valores de más de 2,34 mg-NO₂⁻/L, mientras las concentraciones reportadas para el amoniaco se encuentran en un rango de 20 a 56 mg/L en

solución. Según el Decreto 1594 de 1984 estos valores no deben exceder concentraciones de 1 mg/L de amoníaco en aguas destinadas para consumo humano.

- Para aplicar el proceso de coagulación se generó un diseño experimental en el cual se evaluó dos factores que son: el pH inicial de la solución y la dosis de coagulante empleada. Se demostró que la coagulación no es una tecnología especializada en la remoción de este tipo de sales, reflejo de la baja eficiencia al alcanzar una remoción máxima del 10% a condiciones de pH_{inicial} neutro y a la dosis más alta de coagulante de 48 mg/L de sulfato de aluminio, que no representa una diferencia significativa de la de 4 mg/L que tuvo una remoción del 8,82%. La electrocoagulación demuestra su potencial para la desnitrificación de agua alcanzando remociones de nitratos entre 87% a 95% en un pH_{inicial} de 9 y a una corriente aplicada de 2,5 A.
- Se realizó una revisión de datos secundarios, en lodos generados durante procesos de electrocoagulación, en donde se reportó que el componente principal es el hidróxido de aluminio justificando que su pH sea alcalino. Durante la experimentación se determinó el pH de los lodos resultantes encontrados valores cercanos a 11. Adicionalmente se determinó la humedad, el volumen y la velocidad de sedimentación de los lodos, hallando que para condiciones de *Ci Nitratos* de 300 mg-NO₃⁻/L el lodo es más compacto generando una proporción de volumen del 31,37% y una humedad del 84,35%. Mientras que, la velocidad de sedimentación 0,55 cm/min fue mayor en comparación con los lodos resultantes a concentraciones iniciales de 100 y 200 mg-NO₃⁻/L.

6. RECOMENDACIONES

- Determinar un método que permita la remoción de amoníaco resultante del proceso o investigar las condiciones y parámetros que mejoren la selectividad electroquímica a compuestos como el nitrógeno.
- Medir la conductividad durante el proceso de electrocoagulación.
- Realizar un análisis económico que permita hacer una comparación específica con los métodos convencionales, con intención de resaltar sus ventajas.
- Emplear agitación durante el proceso a fin de investigar su influencia en la electrocoagulación, debido a que esta variable puede llegar mejorar la transferencia de masa.
- Determinar la cantidad de nitrato removido en lodos por medio de una caracterización empleando la técnica de difracción de rayos X, o la cantidad de nitrógeno generado en el proceso, con el objetivo de generar un panorama completo sobre el balance de masa.
- Escalar el proceso de electrocoagulación a fin de observar su desarrollo a volúmenes superiores, y así mismo aplicar el proceso en una fuente hídrica natural.
- Realizar un estudio cinético del proceso con el fin de comprender el mecanismo que rige el proceso electrocoagulación, examinar la tasa de control del proceso de adsorción y las variables que interfieren en el mismo.
- Modificar las condiciones de operación del reactor de electrocoagulación para generar evaluar la eficiencia en la remoción de contaminantes.

BIBLIOGRAFÍA

ABBAYES,H. Botánica: vegetales inferiores. Reverté, 1989. ISBN 9788429118131

Abdel Hafid Essadki ED1, - Yan Shao. Electrochemical Probe for Frictional Force and Bubble Measurements in Gas-Liquid-Solid Contactors and Innovative Electrochemical Reactors for Electrocoagulation/Electroflotation. En: Anonymous Electrochemical Cells. Rijeka: IntechOpen, 2012. Ch. 3 p.

Agencia para sustancias toxicas y el registro de enfermedades. RESUMEN DE SALUD PÚBLICA, Nitrato y Nitrito. Estados Unidos: 2015. 2-4

AGHAPOUR, Ali Ahmad, et al. Nitrate removal from water using alum and ferric chloride: A comparative study of alum and ferric chloride efficiency. En: ENVIRONMENTAL HEALTH ENGINEERING AND MANAGEMENT JOURNAL. vol. 3, no. 2, p. 69-73

AGUILAR-ASCÓN, Edwar. Evaluación de la eficiencia de una celda de electrocoagulación a escala laboratorio para el tratamiento de agua. Universidad Nacional Mayor de San Marcos, 2015.

AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS (ASTM). Determinación del contenido de agua en suelos y rocas. [Consultado el Sep 12, 2018]. Disponible en: <http://webcache.googleusercontent.com/search?q=cache:oZ3iSpppxtkJ:148.243.51.170:8007/intranet/sistema-de-gestion-de-la-calidad-sgc/category/54-procedimientos-de-prueba.html%3Fdownload%3D245:it-003-determinacion-del-contenido-de-agua-en-suelos-y-rocas+&cd=1&hl=es&ct=clnk&gl=co>

AN, Chunjiang, et al. Emerging usage of electrocoagulation technology for oil removal from wastewater: A review. En: SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT. vol. 579, p. 537-556

ANDÍA, Y. Tratamiento de agua coagulación y floculación. SEDAPAL, 2000.

ARANGO RUIZ, Álvaro. Tratamiento de aguas residuales mediante electrocoagulación: desarrollo y potencial de aplicación. Red Revista Lasallista de Investigación, 2014. p. 78-98

ARBOLEDA CAMACHO, Juan Manuel; HERRERA LÓPEZ, Paula Julieth and PEÑA GUZMÁN, Carlos Andrés. Evaluación de un proceso de electrocoagulación en un reactor tipo Batch para la remoción de cromo hexavalente (Cr6+) con electrodos de aluminio-aluminio y de hierro-aluminio en condiciones de laboratorio.

AVERY, Harold Eric. Cinética química básica y mecanismos de reacción. Reverté, 1982.

ÁVILA JIMÉNEZ, Cristian. ¿Cómo es el avance en la cobertura de acueducto en Colombia? [Consultado el Sep 10, 2017]. Disponible en: <http://www.eltiempo.com/archivo/documento/CMS-15445939>

BARRAQUE, C. H. Coagulación Y Floculación Del Agua. En: Degremont ed. Manual Técnico del Agua. 1979.

BARRETO TEJADA, Juan Alejandro. Generalidades De La Potabilización. En: Anonymous Potabilización del agua: Principios de diseño, control de procesos y laboratorio. Universidad Piloto de Colombia, 2015. ISBN 9588957184

BOHDZIEWICZ, Jolanta; BODZEK, Michał and WSIK, Ewa. The application of reverse osmosis and nanofiltration to the removal of nitrates from groundwater. En: DESALINATION. vol. 121, no. 2, p. 139-147

BROWN, T. L. Química. 11th ed. Pearson Educación, 2009. ISBN 9786074420210

CAMPOS GÓMEZ, Irene. Saneamiento ambiental. San José, Costa Rica: Universidad Estatal a Distancia, 2003.

CAÑIZARES, Pablo, et al. La electrocoagulación, una alternativa al proceso convencional de coagulación de aguas residuales. En: AFINIDAD. vol. 66, no. 539, p. 27-37

CENGEL, Yunus A. and BOLES, Michael A. Termodinámica. Sexta ed. México: McGraw-Hill, 2009.

ChemicalBook. Aluminum hydroxide. [Consultado el Oct 1, 2018]. Disponible en: https://www.chemicalbook.com/ChemicalProductProperty_EN_CB9243680.htm

CHEN, Guohua. Electrochemical technologies in wastewater treatment. En: SEPARATION AND PURIFICATION TECHNOLOGY. vol. 38, no. 1, p. 11-41

COGOLLO FLÓREZ, Juan Miguel. Clarificación de aguas usando coagulantes polimerizados: Caso del hidroxiclورو de aluminio. En: DYNA. vol. 78, no. 165, p. 18-27

CORTÉS, Nelly, et al. Determinación experimental de la velocidad de sedimentación. 2014.

DE MIGUEL-FERNANDEZ, Constantino and VÁZQUEZ-TASET, Yaniel Misael. ORIGEN DE LOS NITRATOS (NO₃) Y NITRITOS (NO₂) Y SU INFLUENCIA EN LA POTABILIDAD DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS. En: MINERÍA Y GEOLOGÍA. vol. 22, no. 3, p. 1-9

Del Castillo Rodríguez, Felipe Díaz. PRINCIPIOS DE ELECTRODEPOSICIÓN. CUAUTITLÁN IZCALLI: 2008.

Departamento de Servicios de Salud de California, Rama de Investigaciones de Salud Ambiental. Posibles Efectos en la Salud Relacionados con Nitratos y Nitritos en Agua de Pozos Privados. California: 2006.

DÍAZ,Abel. Principios Del Diseño De Experimentos. En: AnonymousDiseño estadístico de experimentos. 2nd ed. Antioquia: Universidad de Antioquia, 2009. 6-21 p. ISBN 9587142640

EMAMJOMEH,Mohammad M. andSIVAKUMAR,Muttucumaru. Denitrification using a monopolar electrocoagulation/flotation (ECF) process. En: JOURNAL OF ENVIRONMENTAL MANAGEMENT. vol. 91, no. 2, p. 516-522

ESSADKI,Abdel Hafid. Electrochemical Probe for Frictional Force and Bubble Measurements in Gas-Liquid-Solid Contactors and Innovative Electrochemical Reactors for Electrocoagulation/Electroflotation. En: Yan Shao ed. Electrochemical Cells-New Advances in Fundamental Researches and Applications. InTech, 2012.

FERNANDES, A., et al. Review on the electrochemical processes for the treatment of sanitary landfill leachates: Present and future. En: APPLIED CATALYSIS B: ENVIRONMENTAL. Oct.,vol. 176-177, p. 183-200

FERNÁNDEZ RUIZ,L. Contaminación De Origen Agrario. El Problema De Los Nitratos.Contaminación De Origen Agrario. El Problema De Los Nitratos.; En: GETA,J. A. L.; CAMPOS,J. C. R. and Instituto Geológico y Minero de España eds. Presente y futuro de las aguas subterráneas en la Provincia de Jaén. Instituto Geológico y Minero de España, 2002. 157-166 p. ISBN 9788478404728

Fibras y Normas de Colombia, S. A. S. Etapas del proceso de potabilización de agua para el consumo humano. : Definiciones Fibras y Normas de Colombia S.A.S. Ingeniería en agua. 2018.

Fondo de la Población de las Naciones Unidas, (UNFPA). Frente a un mundo cambiante: las mujeres, la población y el clima. Nueva York: 2009.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. Estrategias en materia de fertilizantes. FAO, 2000. ISBN 9789253043514

Food and Agriculture Organization of the United Nations. Colombia - Uso del agua. [Consultado el Apr 8,2018]. Disponible en: http://www.fao.org/nr/water/aquastat/countries_regions/Profile_segments/COL-WU_eng.stm

GARCIA-SEGURA, Sergi, et al. Electrocoagulation and advanced electrocoagulation processes: A general review about the fundamentals, emerging applications and its association with other technologies. En: JOURNAL OF ELECTROANALYTICAL CHEMISTRY. vol. 801, p. 267-299

GASOS,P.; PEREZ,Perea and JODRA,L. G. Thickeners calculation methods by discontinuous testing. Madrid: Junta de Energia Nuclear (JEN), 1957.

GILPAVAS,Edison. APLICACIÓN DE LA ELECTROQUÍMICA EN EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES. Medellín.: Universidad EAFIT, 2008.

GOVINDAN,Kadarkarai; NOEL,Michael and MOHAN,Raja. Removal of nitrate ion from water by electrochemical approaches. En: JOURNAL OF WATER PROCESS ENGINEERING. vol. 6, p. 58-63

Grupo Editorial Norma. Enciclopedia Norma básica del conocimiento universal : química. Bogotá: Norma, 1998. ISBN 958-04-3689-4.

GUADARRAMA,R. B.; GUADARRAMA,V. R. B. and RODRÍGUEZ,M. E. R. Circuitos Eléctricos: Teoría y Práctica. Grupo Editorial Patria, 2014.

HAKIZIMANA,Jean Nepo, et al. Electrocoagulation process in water treatment: A review of electrocoagulation modeling approaches. En: DESALINATION. vol. 404, p. 1-21

Hanna Instruments. Conductividad eléctrica (nivel 2). [Consultado el May 6,2018]. Disponible en: <http://www.hannainst.es/blog/conductividad-electrica-nivel-2/>

HASHIM,Khalid S., et al. Energy efficient electrocoagulation using a new flow column reactor to remove nitrate from drinking water – Experimental, statistical, and economic approach. En: JOURNAL OF ENVIRONMENTAL MANAGEMENT. Jul 1,.,vol. 196, p. 224-233

HENRY,J. G.; HEINKE,G. W. and GARCÍA,H. J. E. Ingeniería ambiental. Pearson Educación, 1999a.

HENRY,J. G.; HEINKE,G. W. and GARCÍA,H. J. E. Principios Para El Tratamiento De Aguas Residuales. En: AnonymouIngeniería ambiental. Pearson Educación, 1999b. 440-450 p. ISBN 9789701702666

HERNÁNDEZ SALAMANCA, Andres Camilo and TAFUR LOGREIRA,Javier Santiago. Obtención de una agente desinfectante a partir de la electrólisis de cloruro de sodio para el tratamiento de agua potable. Fundación Universidad de América, 2018.

HERRANZ,G. S. and OLIVA,A. C. Electrotecnia. Editorial Editex, 2009.

HOON,CHOW HUI. THE REMOVAL METHODS OF PHOSPHORUS/PHOSPHATE AND NITROGEN/NITRATE FROM WATER AND WASTERWATER. Tunku Abdul Rahman University College, 2012.

INSTITUTO COLOMBIANO DE NORMAS TÉCNICAS Y CERTIFICACIÓN. Compendio de normas para trabajos escritos. Bogotá D.C.: El Instituto, 2018. p. 153. ISBN 978-958-8585-67-3.

_____. Norma técnica colombiana 4782. Calidad del agua. Determinación de nitritos. ICONTEC: 2014.

_____. Norma técnica colombiana 4783. Calidad del agua. Determinación de nitrógeno amoniacal, NH₃. Bogotá: ICONTEC, 2014.

_____. Norma técnica colombiana 4798. Calidad del agua. Determinación de nitratos. Bogotá: ICONTEC, 2014.

_____. NORMA TÉCNICA NTC COLOMBIANA 3903. 2010.

JAWORSKI, María. Desarrollo de catalizadores para la eliminación de nitratos en agua de consumo humano. Universidad Nacional de La Plata, 2012.

KAWAMURA, Susumu. Integrated design and operation of water treatment facilities. John Wiley & Sons, 2000.

KOPARAL, A. Sava and ÖĞÜTVEREN, Ülker Bakir. Removal of nitrate from water by electroreduction and electrocoagulation. En: JOURNAL OF HAZARDOUS MATERIALS. vol. 89, no. 1, p. 83-94

LA ORGANIZACIÓN DE LAS NACIONES UNIDAS PARA LA ALIMENTACIÓN Y LA AGRICULTURA. Anuario estadístico de la FAO 2014. La Alimentación y la Agricultura en América Latina y el Caribe.

LA ORGANIZACIÓN DE LAS NACIONES UNIDAS PARA LA AGRICULTURA Y LA ALIMENTACIÓN. Aumento de la producción agrícola a través del uso de fertilizantes y otros insumos. Nicaragua. [Consultado el Apr 27, 2018]. Disponible en: <http://www.fao.org/docrep/field/381335.htm#P215-13727>

LA ORGANIZACIÓN DE LAS NACIONES UNIDAS PARA LA ALIMENTACIÓN Y LA AGRICULTURA. Como alimentar al mundo en 2050. Roma, Italia: Prisa, 2009. 2-3

LA ORGANIZACIÓN DE LAS NACIONES UNIDAS PARA LA ALIMENTACIÓN Y LA AGRICULTURA. El Suelo. En: Departamento de montes ed. Ecología y enseñanza rural. Nociones ambientales básicas para profesores rurales y extensionistas. Roma, Italia: 1996.

LA ORGANIZACIÓN DE LAS NACIONES UNIDAS PARA LA ALIMENTACIÓN Y LA AGRICULTURA. Los fertilizantes y su uso: una guía de bolsillo para los oficiales de extensión. FAO, 2002.

LEE, Sin Yin and GAGNON, Graham A. Review of the factors relevant to the design and operation of an electrocoagulation system for wastewater treatment. En: ENVIRONMENTAL REVIEWS. vol. 22, no. 4, p. 421-429

LI, Hu-lin, et al. Electrochemical reduction of nitrate and nitrite in concentrated sodium hydroxide at platinum and nickel electrodes. En: JOURNAL OF THE ELECTROCHEMICAL SOCIETY. vol. 135, no. 5, p. 1154-1158

MALAKOOTIAN,M. and YOUSEFI,N. The Efficiency Of Electrocoagulation Process Using Aluminum Electrodes In Removal Of Hardness From Water. En: IRANIAN JOURNAL OF ENVIRONMENTAL HEALTH, SCIENCE AND ENGINEERING. May 14,.vol. 6, no. 2, p. 131-136

MALAKOOTIAN,M.; YOUSEFI,N. and FATEHIZADEH,A. Survey efficiency of electrocoagulation on nitrate removal from aqueous solution. En: INTERNATIONAL JOURNAL OF ENVIRONMENT SCIENCE AND TECHNOLOGY. Feb 18,.vol. 8, no. 1, p. 107-114

MARTÍN-DOMÍNGUEZ,Alejandra, et al. Incidencia del gradiente de velocidad en la eficiencia de la electrocoagulación para remover arsénico en un reactor a flujo pistón. En: INTERCIENCIA. vol. 33, no. 7, p. 496-502

MARTÍNEZ NAVARRO,Fabiola. Tratamiento de aguas residuales industriales mediante electrocoagulación y coagulación convencional. Ediciones de la Universidad de Castilla-La Mancha, 2007.

Medina Morales, Ma. Del C and CANO RÍOS,P. Nitrates contamination in water, soil, and crops in the Comarca Lagunera. En: REVISTA CHAPINGO SERIE ZONAS ÁRIDAS. vol. II, no. 1, p. 9-14

MIALE,J. Hematíe: Metabolismo De Las Porfirinas Y De La Hemoglobina. En: AnonymouseHematología: medicina de laboratorio. Reverté, 1985. 487-520 p. ISBN 9788429155501

Ministerio de desarrollo y agricultura; SISPA and DANE. Importancia de los fertilizantes nitrogenados. Colombia: 2012.

Ministerio de salud y protección Social and Ministerio de vivienda, ciudad y territorio. Resolución número 0549. Colombia: 2017.

Ministerio de la protección social ministerio de ambiente, vivienda y desarrollo territorial. Resolución número 2115. 2007

MOLLAH,Mohammad Y. A., et al. Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation. En: JOURNAL OF HAZARDOUS MATERIALS. vol. 114, no. 1, p. 199-210

MOUEDHEN,G., et al. Behavior of aluminum electrodes in electrocoagulation process. En: JOURNAL OF HAZARDOUS MATERIALS. vol. 150, no. 1, p. 124-135

NUÑEZ,Silvia Iñigo; Carretero Gómez, Maria del Mar and Subdirección General de Higiene y Seguridad Alimentaria. Contaminantes: Nitratos en productos vegetales y alimentos infantiles. Primera ed. 2011.

Organización Mundial de la Salud. Guías para la calidad del agua potable; Tercera ed. 2008.

OTERO, José Vicéns; SÁNCHEZ, Ainhoa Herrarte and MORAL, Eva Medina. ANÁLISIS DE LA VARIANZA (ANOVA). 2005.

PANTOJA, E. Aplicación de la electrocoagulación y floculación sobre el tratamiento del drenaje ácido de minas de carbón. Santiago de Cali.: UNIVERSIDAD DEL VALLE, 2012.

PÉREZ PARRA, Jorge Arturo. Manual de tratamiento de agua. Colombia: 1981.

PEREZ, N. Electrochemistry and Corrosion Science. Springer International Publishing, 2016.

PETRII, Oleg A. and SAFONOVA, Tatiana Ya. Electroreduction of nitrate and nitrite anions on platinum metals: A model process for elucidating the nature of the passivation by hydrogen adsorption. En: JOURNAL OF ELECTROANALYTICAL CHEMISTRY. vol. 331, no. 1, p. 897-912

PETRUCCI, R. H., *et al.* Química general. Prentice Hall, 2002.

PIÑA-SOBERANIS, M., *et al.* Revisión de variables de diseño y condiciones de operación en la electrocoagulación. En: REVISTA MEXICANA DE INGENIERÍA QUÍMICA. vol. 10, no. 2, p. 257-271

RESTREPO OSORNO, Hernán Alonso. Evaluación del proceso de coagulación-floculación de una planta de tratamiento de agua potable. Universidad Nacional de Colombia, 2009.

RODRÍGUEZ ROMERO, Juan Francisco. Eliminación de metales alcalinos de polioles mediante intercambio iónico. Cuenca.: Universidad de Castilla-La Mancha, Servicio de Publicaciones, 1995.

SAMATYA, Saba, *et al.* Removal of nitrate from aqueous solution by nitrate selective ion exchange resins. En: REACTIVE AND FUNCTIONAL POLYMERS. vol. 66, no. 11, p. 1206-1214

SCHLEGEL, F. M.; Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación and CHIAPPINI, A. Ecología y enseñanza rural: nociones ambientales básicas para profesores rurales y extensionistas. FAO, 1996.

SEGURA, L. M. S. and ARRIAGA, J. A. L. Principios básicos de contaminación ambiental. Universidad Autónoma del Estado de México, 2003.

SHI, Jialu; LONG, Chao and LI, Aimin. Selective reduction of nitrate into nitrogen using Fe–Pd bimetallic nanoparticle supported on chelating resin at near-neutral pH. En: CHEMICAL ENGINEERING JOURNAL. vol. 286, p. 408-415

Silicatos y Derivados S.A. de C.V. Proceso de Coagulación / Floculación en el tratamiento del agua. 2008.

SULFATODEALUMINIO. Sulfato de Aluminio: Usos y Aplicaciones. [Consultado el Aug 30,2018]. Disponible en: <http://sulfatodealuminio.com/>

TABASH,Tamer M. S. Nitrate removal from groundwater using continuous flow electrocoagulation reactor. The Islamic University-Gaza, 2013.

TALHI,Bachagha; MONETTE,Frédéric and AZZOUZ,Abdelkrim. Effective and selective nitrate electroreduction into nitrogen through synergistic parameter interactions. En: ELECTROCHIMICA ACTA. vol. 58, p. 276-284

TENNE,R., et al. Efficient electrochemical reduction of nitrate to ammonia using conductive diamond film electrodes. En: JOURNAL OF ELECTROANALYTICAL CHEMISTRY. vol. 347, no. 1, p. 409-415

Universidad de Alicante. Tratamiento de aguas residuales mediante tecnología electroquímica.

VAN,der Hoek; VAN,der Hoek and Klapwijk,Abraham. Nitrate removal from ground water — use of a nitrate selective resin and a low concentrated regenerant. En: WATER, AIR, AND SOIL POLLUTION. vol. 37, no. 1, p. 41-53

WORLD HEALTH ORGANIZATION,(WHO) and The United Nations Children's Fund, (UNICEF). Progress on Drinking Water, Sanitation and Hygiene. Geneva: 2017. 23-24

XLSTAT. ANOVA unifactorial y comparaciones múltiples en Excel. Apr 24,. [Consultado el Aug 27,2018]. Disponible en: <https://help.xlstat.com/customer/es/portal/articles/2062232-anova-unifactorial-y-comparaciones-m%C3%BAltiples-en-excel>

XU,Dong, et al. Electrochemical removal of nitrate in industrial wastewater. En: FRONTIERS OF ENVIRONMENTAL SCIENCE & ENGINEERING. vol. 12, no. 1, p. 9

ANEXO A

MATRIZ DE REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA Y METODOLOGÍA DE SELECCIÓN

Revisión	Año	$Ci_{Nitratos}$ (mg/L)	Electrodos (Ánodo- Cátodo)	Tiempo (min)	Corriente o voltaje	pH	Eficiencia (%)
Mansooreh Dehghani, Mehdi Hoseini,	2016	100 mg	Al-Fe	75	15,20,30 V	11	86
Emamjomeh , M. M., & Sivakumar, M.	2009	100,200 Y 300	Al-Fe	90	1,1.5,2, 2.5A	9--11	93
Lin and Wu	1996	600	No reporta- Cu	-	1-2.5A	-	92
Urgurlu	2003	-	Al-Al	7.5	40-80mA	9--11	65
	2004	-	Fe-Fe	7.5	40-80mA	9--11	95
Ghanim, A. N., & Ajjam, S. K.	2013	150	Fe-Fe	70	2,4,6,8,10 mA	8	88
Ghanim, A.N.	2013	150	Acero al carbón	75	2,4,6,8,10 mA	8	92.25
Kadarkarai Govindan, Michael Noela & Raja Mohan.	2015	100	Al-Fe	180	25 mAcm-2	7	92
	2015	100	Fe-Fe	180	25 mAcm-2	7	80
A. Savas Koparal, Ulker Bakir Ogutveren	2002	100 y 300	Grafito-Tela de Carbón	90	20,40,60, 80V	9--11	80%
Sanjeev Kumar, N., & Goel, S.	2011	300	Acero dulce-hierro	360	10-25V	6	84

Jothinathan Lakshmi, Ganapathy Sozhan, et al.	2013	300-700	Al-Al	60	0.10,0,15,0,25,0.50,0.754/dm ²	7	95,9
M. Malakootian, N. Yousefi, A. Fatehizadeh	2011	100-200	Al-Fe	60	10,20,30,40V	7	89,7
Tania Yehya, Wafaa Balla, Mohammed Chafi	2015	50 Y 200	Al-Al	120	1.5,3,4.5A	10	90

Tomando en cuenta la matriz de revisión bibliográfica anteriormente se procede a realizar a seleccionar las variables según el margen de repetitividad:

- Par de electrodos

Electrodos		Numero de repeticiones de cátodo	Numero de repeticiones de ánodo	Porcentaje ánodo (%)	Porcentaje cátodo (%)
Ánodo	Cátodo				
Aluminio	Aluminio	7	3	53,85	21,43
Hierro	Hierro	3	8	23,08	61,54
Acero al carbón		1	1	7,69	7,69
Grafito	Cobre	1	1	7,69	7,69
Acero dulce	Tela de carbón	1	1	7,69	7,69

Adicionalmente se observa pareja de electrodos aluminio (ánodo) - hierro (cátodo):

Ánodo - Cátodo	Numero de repeticiones	Porcentaje (%)
Aluminio - Hierro	4	28,6
Aluminio- Aluminio	2	21,4
Hierro - Hierro	3	21,4
No reporta - Cu	1	7,1
Acero al carbón	1	7,1
Grafito - Tela de carbón	1	7,1
Acero dulce-Hierro	1	7,1

- pH inicial de la solución patrón

pH	Numero de repeticiones	Porcentaje (%)
6	1	7,69
7	4	30,77
8	2	15,38
9 -11	4	30,77
10	1	7,69
11	1	7,69

- Concentración inicial de nitratos

Concentración inicial (mg)	Numero de repeticiones	Porcentaje (%)
50	1	5,56
100	6	33,33
150	2	11,11
200	3	16,67
300	4	22,22
600	1	5,56
700	1	5,56

- Tiempo de electrólisis

Tiempo (min)	Numero de repeticiones	Porcentaje (%)
7,5	1	8,33
60	2	16,67
70	1	8,33
75	2	16,67
90	2	16,67
120	1	8,33
180	2	16,67
360	1	8,33

ANEXO B

MATRIZ DE REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA PARA LA PREPARACIÓN DEL AGUA PATRÓN

MATRIZ PREPARACIÓN DEL AGUA SINTÉTICA			
Revisión	Componente	Concentración inicial de componente	Elaboración del agua patrón
Ghanim (2013)	Nitratos	150 mg/L	Agua desionizada, Nitratos de sodio (NaNO ₃)
Emamjomeh (2009)	Nitratos	100, 200 y 300 mg/L	Agua destilada, Nitratos de sodio (NaNO ₃) y NaHCO ₃ . Se agregaron soluciones de hidróxido de sodio 1 M para el ajuste del pH.
Govindan (2015)	Nitratos	100 mg/L	Se preparó agua contaminada con nitrato sintético usando nitrato de potasio de calidad analítica (KNO ₃ , 99%) y cloruro de sodio (NaCl, 99%). Las sales se disolvieron en agua doble destilada
Tabash (2013)	Nitratos	100,150, 200 mg/L	Las muestras (solución de nitrato) se prepararon en laboratorio utilizando nitrato de potasio (KNO ₃) + Agua destilada
Lacasa (2011)	Nitratos	25 mg/L	El agua subterránea sintética consistió en nitrato de sodio (NaNO ₃) y un electrolito de soporte para aumentar su

			conductividad (Na ₂ SO ₄). Se informa que esta concentración de nitratos es la concentración promedio de nitratos en las aguas subterráneas en zonas agrícolas que tienen un uso excesivo de fertilizantes.
Kumar (2013)	Nitratos	300mg/L	Soluciones de agua destilada enriquecidas con nitrato y un experimento con agua corriente enriquecida con nitrato. Las soluciones de nitrato se prepararon usando nitrato de potasio (KNO ₃).
A. Sava, S Kopalal (2001)	Nitratos	100 a 300 mg/L	Agua destilada + Nitratos de sodio (NaNO ₃)
Yehya (2015)	Nitratos	50 mg/L	Agua destilada + Nitratos de sodio (NaNO ₃). La composición del agua sintética también incluye cationes (sodio: 78 mg / L, potasio: 835 mg / L) y aniones (cloruros: 60 mg / L, sulfatos: 1,09 mg / L, bicarbonatos: 107 mg / L).

De acuerdo con la matriz anterior, se evidencia, que el soluto con mayor repetibilidad bibliográfica es el nitrato de sodio (NaNO₃) y el disolvente será Agua destilada.

Las concentraciones por preparar son de 100, 200 y 300 mg/L



- 100 mg/L

$$\frac{100 \text{ mg} NO_3^-}{L} * \frac{1 \text{ g}}{1000 \text{ mg}} * \frac{1 \text{ mol } NO_3^-}{62 \text{ g} NO_3^-} = 0,0016 \frac{\text{mol } NO_3^-}{L}$$

Para un volumen de 600 mL:

$$0,0016 \frac{\text{mol NO}_3^-}{L} * \frac{1 L}{0,6 L} = 0,0027 \frac{\text{mol NO}_3^-}{L}$$

Debido a que la relación estequiométrica es 1 a 1, la molaridad del Na^+ y NaNO_3 será la misma obtenida con la del ion nitrato, por tanto

$$0,0027 \frac{\text{mol NaNO}_3}{L} * \frac{99 \text{ g puro NaNO}_3}{100 \text{ g NaNO}_3} * \frac{84,99 \text{ g NaNO}_3}{\text{mol NaNO}_3} = 0,23 \text{ g NaNO}_3$$

- 200 mg/L

$$\frac{200 \text{ mg NO}_3^-}{L} * \frac{1 \text{ g}}{1000 \text{ mg}} * \frac{1 \text{ mol NO}_3^-}{62 \text{ g NO}_3^-} = 0,0032 \frac{\text{mol NO}_3^-}{L}$$

Para un volumen de 600 mL:

$$0,0032 \frac{\text{mol NO}_3^-}{L} * \frac{1 L}{0,6 L} = 0,0053 \frac{\text{mol NO}_3^-}{L}$$

Debido a que la relación estequiométrica es 1 a 1, la molaridad del Na^+ y NaNO_3 será la misma obtenida con la del ion nitrato, por tanto

$$0,0053 \frac{\text{mol NaNO}_3}{L} * \frac{99 \text{ g puro NaNO}_3}{100 \text{ g NaNO}_3} * \frac{84,99 \text{ g NaNO}_3}{\text{mol NaNO}_3} = 0,45 \text{ g NaNO}_3$$

- 300 mg/L

$$\frac{300 \text{ mg NO}_3^-}{L} * \frac{1 \text{ g}}{1000 \text{ mg}} * \frac{1 \text{ mol NO}_3^-}{62 \text{ g NO}_3^-} = 0,0048 \frac{\text{mol NO}_3^-}{L}$$

Para un volumen de 600 mL:

$$0,0048 \frac{\text{mol NO}_3^-}{L} * \frac{1 L}{0,6 L} = 0,008 \frac{\text{mol NO}_3^-}{L}$$

Debido a que la relación estequiométrica es 1 a 1, la molaridad del Na^+ y NaNO_3 será la misma obtenida con la del ion nitrato, por tanto

$$0,008 \frac{\text{mol NaNO}_3}{L} * \frac{99 \text{ g puro NaNO}_3}{100 \text{ g NaNO}_3} * \frac{84,99 \text{ g NaNO}_3}{\text{mol NaNO}_3} = 0,67 \text{ g NaNO}_3$$

ANEXO C

RESULTADOS DE LA CUANTIFICACIÓN DE NITRATOS A DIFERENTES EXPERIMENTOS

- Resultados (Cuantificación de nitratos)

Inicial [nitrato-N] = 100 mg , Corriente aplicada = 1A				
Tiempo	Concentración (mg)	Concentración promedio	Eficiencia Promedio (%)	Desviación estándar
0	102,35	101,73	0,00	0,01
	101,10			
20	76,39	74,94	26,33	0,02
	73,49			
30	61,74	63,82	37,27	0,03
	65,89			
40	53,79	53,13	47,77	0,01
	52,48			
50	45,01	43,43	57,30	0,04
	41,86			
60	36,28	35,38	65,22	0,03
	34,48			
70	31,49	30,02	70,49	0,05
	28,55			
80	27,65	28,31	72,17	0,02
	28,98			
90	25,31	26,02	74,42	0,03
	26,74			

Inicial [nitrato-N] = 100 mg, Corriente aplicada = 2A				
Tiempo	Concentración (mg)	Concentración promedio	Eficiencia Promedio (%)	Desviación estándar
0	100,25	100,52	0,00	0,00
	100,79			
20	59,12	58,53	41,77	0,01
	57,95			
30	42,65	42,23	57,99	0,01
	41,81			
40	28,93	29,52	70,64	0,02
	30,11			
50	20,59	20,64	79,46	0,00
	20,70			
60	15,62	15,38	84,70	0,02
	15,14			
70	13,69	13,28	86,79	0,03
	12,88			
80	13,02	12,53	87,53	0,04
	12,04			
90	11,96	11,41	88,65	0,05
	10,85			

Inicial [nitrato-N] = 100 mg , Corriente aplicada = 2,5 A				
Tiempo	Concentración (mg)	Concentración promedio	Eficiencia Promedio (%)	Desviación estándar
0	101,34	100,76	0,00	0,01
	100,19			
20	43,82	42,81	57,51	0,02
	41,80			
30	26	24,80	75,39	0,05
	23,60			
40	14,78	14,24	85,87	0,04
	13,69			
50	12,15	11,59	88,50	0,05
	11,02			
60	8,66	8,39	91,67	0,03
	8,13			
70	7,39	7,05	93,01	0,05
	6,71			
80	6,02	6,35	93,70	0,05
	6,67			
90	4,97	5,18	94,86	0,04
	10,85			

Inicial [nitrato-N] = 200 mg, Corriente aplicada = 1 A				
Tiempo	Concentración (mg)	Concentración promedio	Eficiencia Promedio (%)	Desviación estándar
0	200,15	202,82	0,00	0,01
	205,49			
20	157,89	159,12	21,55	0,01
	160,35			
30	148,63	145,80	28,12	0,02
	142,96			
40	136,15	134,92	33,48	0,01
	133,69			
50	129,01	124,28	38,72	0,04
	119,55			
60	104,39	109,22	46,15	0,04
	114,05			
70	108,55	105,06	48,20	0,03
	101,58			
80	92,78	95,29	53,02	0,03
	97,81			
90	91,56	88,74	56,25	0,03
	85,93			

Inicial [nitrato-N] = 200 mg, Corriente aplicada = 2 A				
Tiempo	Concentración (mg)	Concentración promedio	Eficiencia Promedio (%)	Desviación estándar
0	203,14	200,56	0,00	0,01
	197,98			
20	148,02	152,61	23,91	0,03
	157,19			
30	125,89	119,78	40,28	0,05
	113,68			
40	87,33	89,91	55,17	0,03
	92,49			
50	76,11	73,71	63,25	0,03
	71,32			
60	62,98	62,39	68,89	0,01
	61,80			
70	45,79	47,14	76,49	0,03
	48,50			
80	44,61	45,13	77,50	0,01
	45,65			
90	46,23	44,42	77,85	0,04
	42,61			

Inicial [nitrato-N] = 200 mg, Corriente aplicada = 2,5 A				
Tiempo	Concentración (mg)	Concentración promedio	Eficiencia Promedio (%)	Desviación estándar
0	198,65	202,09	0,00	0,02
	205,53			
20	126,37	129,04	36,15	0,02
	131,70			
30	104,38	101,11	49,97	0,03
	97,84			
40	68,71	71,14	64,80	0,03
	73,58			
50	56,08	55,82	72,38	0,00
	55,57			
60	43,87	42,07	79,18	0,04
	40,27			
70	26,99	27,51	86,39	0,02
	28,02			
80	25,01	25,73	87,27	0,03
	26,44			
90	21,04	20,58	89,82	0,02
	20,12			

Inicial [nitrato-N] = 300 mg, Corriente aplicada = 1 A				
Tiempo	Concentración (mg)	Concentración promedio	Eficiencia Promedio (%)	Desviación estándar
0	301,28	304,34	0,00	-0,01
	307,39			
20	267,01	262,27	13,82	0,02
	257,53			
30	229,31	231,35	23,98	0,01
	233,38			
40	198,15	206,87	32,03	-0,04
	215,58			
50	175,46	178,35	41,40	-0,02
	181,25			
60	168,09	164,90	45,82	0,02
	161,71			
70	149,66	147,53	51,52	0,01
	145,40			
80	131,00	133,61	56,10	0,02
	136,23			
90	116,91	118,76	60,98	0,02
	120,60			

Inicial [nitrato-N] = 300 mg, Corriente aplicada = 2 A				
Tiempo	Concentración (mg)	Concentración promedio	Eficiencia Promedio (%)	Desviación estándar
0	305,23	301,33	0,00	0,01
	297,42			
20	226,3	221,37	26,54	0,02
	216,43			
30	183,74	181,81	39,66	0,01
	179,87			
40	154,88	158,19	47,50	0,02
	161,51			
50	127,45	132,33	56,08	0,04
	137,21			
60	117,96	119,24	60,43	0,01
	120,51			
70	95,98	100,22	66,74	0,04
	104,46			
80	86,18	88,43	70,65	0,03
	90,69			
90	71,32	72,29	76,01	0,01
	73,26			

Inicial [nitrato-N] = 300 mg, Corriente aplicada = 2,5 A				
Tiempo	Concentración (mg)	Concentración promedio	Eficiencia Promedio (%)	Desviación estándar
0	303,25	300,48	0,00	0,01
	297,71			
20	187,69	185,62	38,22	0,01
	183,55			
30	149,31	155,22	48,34	0,04
	161,13			
40	122,73	124,30	58,63	0,01
	125,86			
50	104,81	107,75	64,14	0,03
	110,69			
60	86,55	88,23	70,64	0,02
	89,92			
70	68,93	70,28	76,61	0,02
	71,63			
80	53,2	54,24	81,95	0,02
	55,27			
90	37,98	38,43	87,21	0,01
	38,89			

ANEXO D
ANÁLISIS DE VARIANZA

- Análisis de Varianza

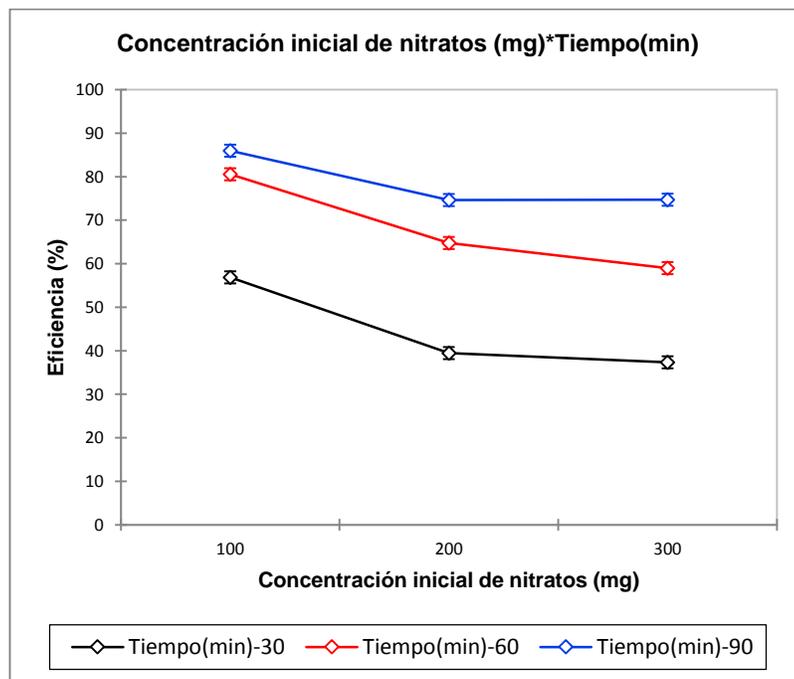
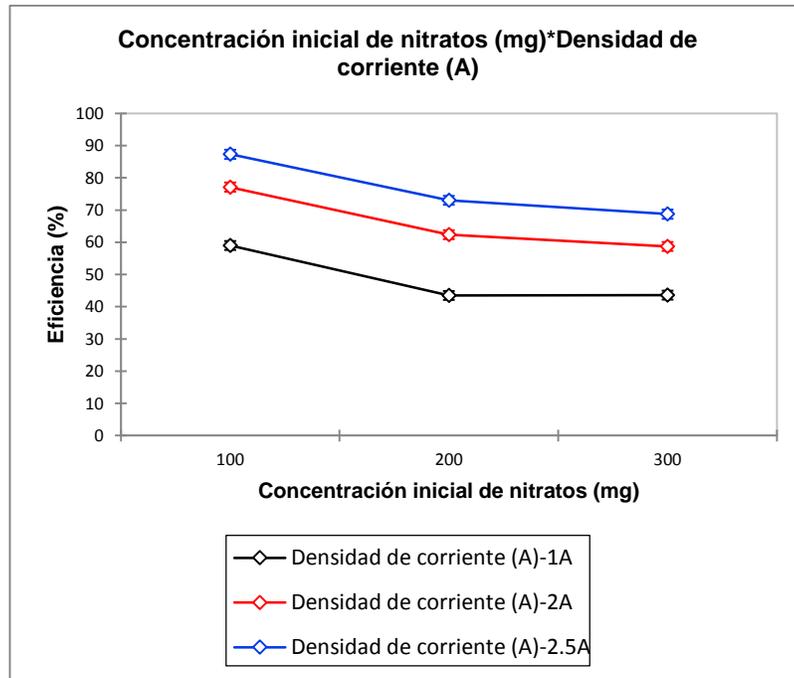
Regresión de la variable Eficiencia (%):	
Estadísticos de bondad del ajuste (Eficiencia (%)):	
Observaciones	54,000
Suma de los pesos	54,000
GL	47,000
R²	0,973
R² ajustado	0,969
MEC	12,572
RMSE	3,546
MAPE	4,463
DW	1,291
Cp	7,000
AIC	143,201
SBC	157,124
PC	0,035

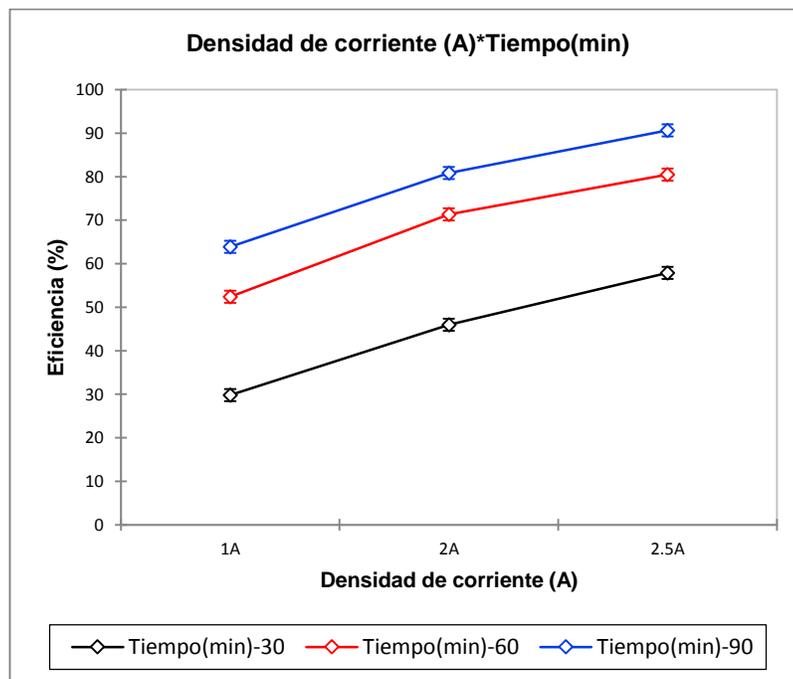
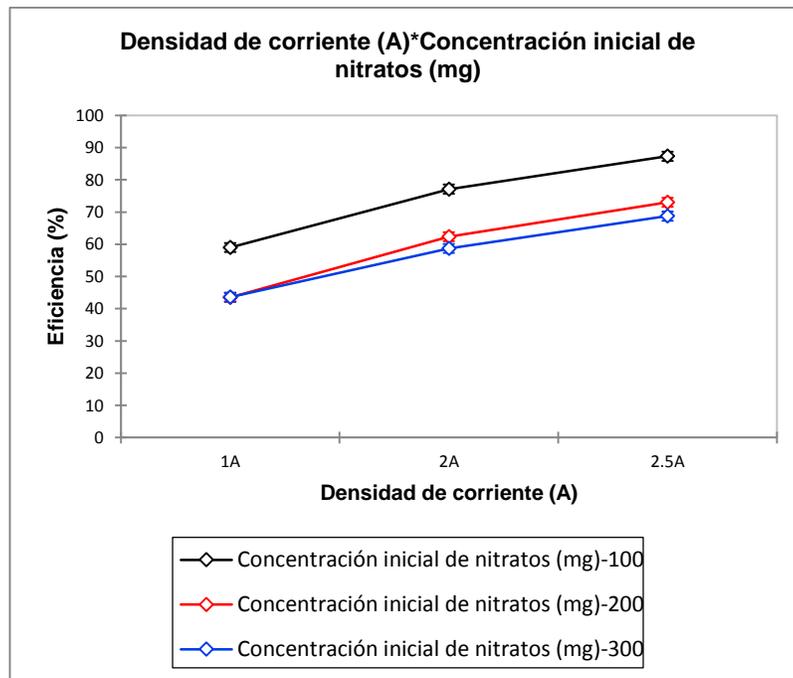
Fuente	Error estándar
Concentración inicial de nitratos (mg)-100	0,000
Concentración inicial de nitratos (mg)-200	0,028
Concentración inicial de nitratos (mg)-300	0,028
Corriente aplicada (A)-1A	0,000
Corriente aplicada (A)-2A	0,028
Corriente aplicada (A)-2.5A	0,028
Tiempo(min)-30	0,000
Tiempo(min)-60	0,028
Tiempo(min)-90	0,028

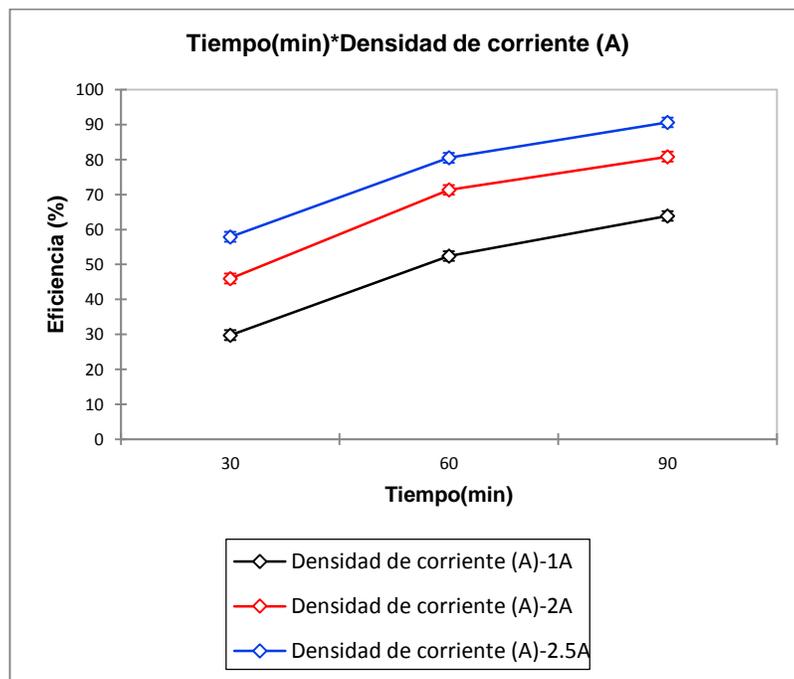
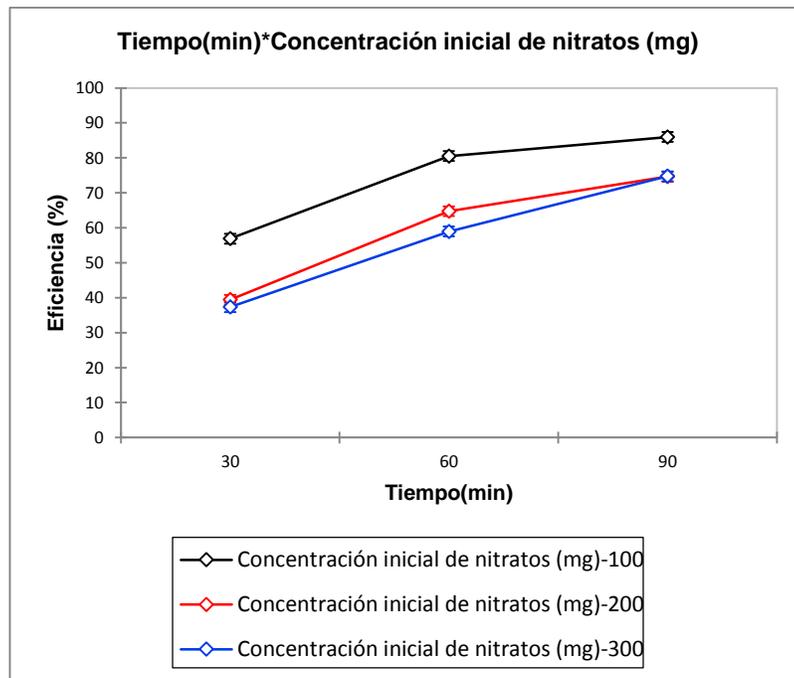
Resumen (Medias LS) - Concentración inicial de nitratos (mg):	
	Eficiencia (%)
100	74,463 a
200	59,611 b
300	57,008 c
Pr > F(Modelo)	< 0,0001
Significativo	Sí

Resumen (Medias LS) - Corriente aplicada (A):	
	Eficiencia (%)
2.5 ^a	76,341 a
2 ^a	66,052 b
1 ^a	48,689 c
Pr > F(Modelo)	< 0,0001
Significativo	Sí

Resumen (Medias LS) - Tiempo(min):	
	Eficiencia (%)
90	78,449 a
60	68,077 b
30	44,555 c
Pr > F(Modelo)	< 0,0001
Significativo	Sí







ANEXO E

POTENCIALES ESTÁNDAR DE REDUCCIÓN A 25 °C.

Semirreacción	E°(V)
$F_2(g) + 2e^- \longrightarrow 2F^-(ac)$	+2.87
$O_3(g) + 2H^+(ac) + 2e^- \longrightarrow O_2(g) + H_2O$	+2.07
$Co^{3+}(ac) + e^- \longrightarrow Co^{2+}(ac)$	+1.82
$H_2O_2(ac) + 2H^+(ac) + 2e^- \longrightarrow 2H_2O$	+1.77
$PbO_2(s) + 4H^+(ac) + SO_4^{2-}(ac) + 2e^- \longrightarrow PbSO_4(s) + 2H_2O$	+1.70
$Ce^{4+}(ac) + e^- \longrightarrow Ce^{3+}(ac)$	+1.61
$MnO_4^-(ac) + 8H^+(ac) + 5e^- \longrightarrow Mn^{2+}(ac) + 4H_2O$	+1.51
$Au^{3+}(ac) + 3e^- \longrightarrow Au(s)$	+1.50
$Cl_2(g) + 2e^- \longrightarrow 2Cl^-(ac)$	+1.36
$Cr_2O_7^{2-}(ac) + 14H^+(ac) + 6e^- \longrightarrow 2Cr^{3+}(ac) + 7H_2O$	+1.33
$MnO_2(s) + 4H^+(ac) + 2e^- \longrightarrow Mn^{2+}(ac) + 2H_2O$	+1.23
$O_2(g) + 4H^+(ac) + 4e^- \longrightarrow 2H_2O$	+1.23
$Br_2(l) + 2e^- \longrightarrow 2Br^-(ac)$	+1.07
$NO_3^-(ac) + 4H^+(ac) + 3e^- \longrightarrow NO(g) + 2H_2O$	+0.96
$2Hg^{2+}(ac) + 2e^- \longrightarrow Hg_2^{2+}(ac)$	+0.92
$Hg_2^{2+}(ac) + 2e^- \longrightarrow 2Hg(l)$	+0.85
$Ag^+(ac) + e^- \longrightarrow Ag(s)$	+0.80
$Fe^{3+}(ac) + e^- \longrightarrow Fe^{2+}(ac)$	+0.77
$O_2(g) + 2H^+(ac) + 2e^- \longrightarrow H_2O_2(ac)$	+0.68
$MnO_4^-(ac) + 2H_2O + 3e^- \longrightarrow MnO_2(s) + 4OH^-(ac)$	+0.59
$I_2(s) + 2e^- \longrightarrow 2I^-(ac)$	+0.53
$O_2(g) + 2H_2O + 4e^- \longrightarrow 4OH^-(ac)$	+0.40
$Cu^{2+}(ac) + 2e^- \longrightarrow Cu(s)$	+0.34
$AgCl(s) + e^- \longrightarrow Ag(s) + Cl^-(ac)$	+0.22
$SO_4^{2-}(ac) + 4H^+(ac) + 2e^- \longrightarrow SO_2(g) + 2H_2O$	+0.20
$Cu^+(ac) + e^- \longrightarrow Cu^0(ac)$	+0.15
$Sn^{4+}(ac) + 2e^- \longrightarrow Sn^{2+}(ac)$	+0.13
$2H^+(ac) + 2e^- \longrightarrow H_2(g)$	0.00
$Pb^{2+}(ac) + 2e^- \longrightarrow Pb(s)$	-0.13
$Sn^{2+}(ac) + 2e^- \longrightarrow Sn(s)$	-0.14
$Ni^{2+}(ac) + 2e^- \longrightarrow Ni(s)$	-0.25
$Co^{2+}(ac) + 2e^- \longrightarrow Co(s)$	-0.28
$PbSO_4(s) + 2e^- \longrightarrow Pb(s) + SO_4^{2-}(ac)$	-0.31
$Cd^{2+}(ac) + 2e^- \longrightarrow Cd(s)$	-0.40
$Fe^{2+}(ac) + 2e^- \longrightarrow Fe(s)$	-0.44
$Cr^{3+}(ac) + 3e^- \longrightarrow Cr(s)$	-0.74
$Zn^{2+}(ac) + 2e^- \longrightarrow Zn(s)$	-0.76
$2H_2O + 2e^- \longrightarrow H_2(g) + 2OH^-(ac)$	-0.83
$Mn^{2+}(ac) + 2e^- \longrightarrow Mn(s)$	-1.18
$Al^{3+}(ac) + 3e^- \longrightarrow Al(s)$	-1.66
$Be^{2+}(ac) + 2e^- \longrightarrow Be(s)$	-1.85
$Mg^{2+}(ac) + 2e^- \longrightarrow Mg(s)$	-2.37
$Na^+(ac) + e^- \longrightarrow Na(s)$	-2.71
$Ca^{2+}(ac) + 2e^- \longrightarrow Ca(s)$	-2.87
$Sr^{2+}(ac) + 2e^- \longrightarrow Sr(s)$	-2.89
$Ba^{2+}(ac) + 2e^- \longrightarrow Ba(s)$	-2.90
$K^+(ac) + e^- \longrightarrow K(s)$	-2.93
$Li^+(ac) + e^- \longrightarrow Li(s)$	-3.05

* Para todas las semirreacciones, la concentración es de 1 M para las especies disueltas, y la presión para los gases es de 1 atm. Éstos son los valores de estado estándar.

Fuente: CHANG, Raymond. Química. Décima Edición. México: Mc Graw Hill, 2010. p. 846.