

UNIVERSIDAD
NACIONAL
DE COLOMBIA

FACTIBILIDAD TÉCNICA DE LA APLICACIÓN DE LA ELECTROCOAGULACIÓN COMO TRATAMIENTO PARA LA REMOCIÓN DE MERCURIO EN AGUAS DE CONSUMO DEL BAGRE, ANTIOQUIA.

GONZALO DE JESÙS RESTREPO MARTÍNEZ

Universidad Nacional de Colombia
Facultad Minas, Antioquia
(Facultad Minas, Área Curricular Medio Ambiente.)
Medellín, Colombia
2023

FACTIBILIDAD TÉCNICA DE LA APLICACIÓN DE LA ELECTROCOAGULACIÓN COMO TRATAMIENTO PARA LA REMOCIÓN DE MERCURIO EN AGUAS DE CONSUMO DEL BAGRE, ANTIOQUIA

GONZALO DE JESÙS RESTREPO MARTÍNEZ

Tesis o trabajo de investigación presentada(o) como requisito parcial para optar al título
de:

Magister en Medio Ambiente y Desarrollo

Director (a): Moisés Oswaldo Bustamante Rúa

Título (Doctor. Minería y Metalurgia., Ing. de Minería y Metalurgia de la Universidad
Nacional de Colombia, Magíster en Ciencias de la Ingeniería con Mención en Metalurgia

Codirector (a): Álvaro de Jesús Arango Ruíz.

Título (Doctor en Ingeniería, Ingeniero Químico)

Universidad Nacional de Colombia

Facultad Minas, Antioquia

(Facultad Minas, Área Curricular Medio Ambiente.)

Medellín, Colombia

23-10-2023

(Dedicatoria o lema)

Agradecimientos especiales a mis padres, por ser el motor de mis proyectos y perseverancia, por apoyarme durante toda mi vida en cada meta propuesta. A mi Novia María Isabel Domínguez Carmona por ser un apoyo durante este periodo de estudio, por entender la distancia, ser parte motivadora e inspiradora en mi vida, por su amor y comprensión. empujarme a esforzarme cada vez más.

Así mismo mis más sinceros agradecimientos al Doctor. Ing. Moisés Oswaldo Bustamante Rúa & el Doctor. Ing. Álvaro de Jesús Arango Ruíz, por su apoyo durante este proceso del aprendizaje y la transferencia de conocimientos que nos permiten fortalecer nuestras capacidades y aptitudes.

Termino mis agradecimientos con la siguiente frase de Albert Einstein que me ha acompañado durante todo mi proceso de formación:

“Intenta no volverte un hombre de éxito, sino un hombre de valor”.

Resumen

FACTIBILIDAD TÉCNICA DE LA APLICACIÓN DE LA ELECTROCOAGULACIÓN COMO TRATAMIENTO PARA LA REMOCIÓN DE MERCURIO EN AGUAS DE CONSUMO DEL BAGRE, ANTIOQUIA.

La electrocoagulación es un proceso electroquímico utilizado en el tratamiento de aguas contaminadas con mercurio. El presente documento de investigación tuvo como fin el análisis del proceso electroquímico en la remoción de mercurio de aguas simuladas a las concentraciones evidenciadas en aguas de consumo humano del municipio del Bagre, Antioquia. La metodología se basó en la optimización de una celda de electrocoagulación con el establecimiento de un escenario fisicoquímico con condiciones óptimas de pH, densidad de corriente, el material usado en los electrodos de sacrificio y el tiempo requerido con el fin de mejorar la eficiencia del proceso. Los resultados evidenciaron que la celda de electrocoagulación presente en el laboratorio de la Universidad Nacional de Colombia, logro una eficiencia de 99,64- 99,77% de remoción de Hg, con el empleo de electrodos de aluminio, el cual puede ser considerado como procedimiento útil en la remoción de este tipo de metales presentes en aguas contaminadas.

Palabras clave: electrocoagulación, electrodos de sacrificio, mercurio, tratamiento de aguas.

Abstract

TECHNICAL FEASIBILITY OF THE APPLICATION OF ELECTROCOAGULATION AS A TREATMENT FOR THE REMOVAL OF MERCURY IN DRINKING WATERS OF CATFISH, ANTIOQUIA.

Electrocoagulation is an electrochemical process used in the treatment of mercury-contaminated water. The purpose of this research document was the analysis of the electrochemical process in the removal of mercury from simulated water at the concentrations evidenced in water for human consumption in the municipality of Bagre, Antioquia. The methodology was based on the optimization of an electrocoagulation cell with the establishment of a physicochemical scenario with optimal conditions of pH, current density, the material used in the sacrificial electrodes and the time required in order to improve the efficiency of the process . The results showed that the electrocoagulation cell present in the laboratory of the National University of Colombia, achieved an efficiency of 99,64- 99,77% of Hg removal, which can be considered as a useful procedure in the removal of this type. of metals present in polluted waters.

Keywords: electrocoagulation, sacrificial electrodes, mercury, water treatment.

Contenido

	Pág.
Resumen	V
Lista de figuras	1
Lista de tablas	3
Lista de Símbolos y abreviaturas	4
Introducción	5
1. Marco teórico	11
1.1 Implicaciones de la Minería Aurífera	11
1.2 Metodologías del tratamiento de aguas residuales contaminadas con metales pesados.....	12
1.3. La Electrocoagulación.....	15
1.4. Aspectos Técnicos para la Electrocoagulación.....	16
1.5. Proceso de Electrocoagulación.....	19
1.6. Antecedentes del área de estudio.....	23
1.6.1. Contenido de mercurio en los efluentes en la zona de estudio (Bagre, Antioquia).....	23

1.6.2. Contaminación por mercurio a otras especies animales incluidas en la dieta del ser humano y domésticos.	26
1.6.3. Estudios relacionados del impacto ambiental a causa del uso del mercurio.....	27
1.7. Antecedentes de modelos de electro coaguladores para la remoción de mercurio.....	29
2. Metodología.....	33
2.1. Enfoque metodológico	33
2.2. Población	33
2.3. Etapas del proyecto de investigación.....	33
2.3.1. Fase I: Preliminar.....	34
2.3.2. Fase II: Planeación experimental.....	34
2.3.3. Fase III: Desarrollo experimental	35
2.3.4. Análisis estadístico de varianza	38
3. Resultados	39
3.1. Georreferenciación del área de toma de muestras	39
3.2. Descripción general del proyecto de investigación	40
3.3. Descripción del método de valoración de la eficiencia de remoción del Hg	41
1.3 ANOVA DE UN FACTOR proceso de electrocoagulación con electrodos de Al vs proceso de electrocoagulación con electrodos de Fe	50
4. Discusión	54

5. Conclusiones 57

Lista de figuras

	Pág.
Figura 1. Celda de electrocoagulación. Diseño de una celda de electrocoagulación para el tratamiento de aguas residuales de la industria láctea por Arango, A., Garcés, & F., 2007, Revista universidad EAFIT.....	15
Figura 2. Reactor Bach de electrocoagulación: (a) Reactor tipo Bach monopolar en paralelo, (b) Reactor tipo Bach monopolar en serie	17
Figura 3. Reactor electroquímico filtro de prensa.....	17
Figura 4. Celdas de electrodo tipo cilíndrico.....	18
Figura 5. Celdas de electrocoagulación de lecho fluidizado.....	18
Figura 6. El Bagre, Antioquia, Colombia.....	23
Figura 7. Especie <i>Chaetostoma sp.</i> Bio acumuladora de metales pesados. Bioacumulación de metales pesados en tres especies de peces bentónicos del río Monzón, región Huánuco. Ortega, 2020, REBIOL	25
Figura 8. Puntos de muestreo de las muestras tomadas para el análisis de concentración de Hg informados por Luna & Soto y ubicación de la planta de Aguas del Bagre S.A., Antioquia	26
Figura 9. Georreferenciación mediante el software ArcGis Pro para la geolocalización de los puntos de muestreo en el Río Nechí del Bagre, Antioquia.	39
Figura 10. Laboratorio de la Corporación Universitaria Lasallista, Antioquia, Colombia.....	40
Figura 11. Preparación de las muestras, Laboratorio de la Corporación Universitaria Lasallista de Colombia, Antioquia.....	41

Figura 12. Muestras de mercurio a diferentes concentraciones para la lectura de la Absorbancia, Laboratorio de la Corporación Universitaria Lasallista de Colombia, Antioquia.	43
Figura 13. Analizador directo de Mercurio DMA-80.....	44
Figura 14. Análisis de datos e información obtenida de las concentraciones de mercurio.	44
Figura 15. Curva de calibración de la concentración de Mercurio en ng.	45
Figura 16. Celda de electrocoagulación en vertical para la remoción de agua contaminada con mercurio.	49
Figura 17. Intervalos entre el proceso de electrocoagulación con electrodos de Al VS electrodos de Fe.....	53
Figura 18. Intervalos de % de remoción Vs tratamiento.	53

Lista de tablas

	Pág.
Tabla 1. Procedimiento de la toma de muestra de acuerdo con el artículo No. 27 del decreto 1575 de mayo 09 de 2007.....	36
Tabla 2. Matrices experimentales.....	37
Tabla 3. Preparación de la curva de calibración para el análisis de concentraciones de Hg mediante la determinación de la ABS.....	41
Tabla 4. Parámetros influyentes en el proceso de electrocoagulación.	45
Tabla 5. Escenario fisicoquímico observado en el proceso de electrocoagulación a 5 voltios, con electrodos de hierro y aluminio. Muestra 1.....	46
Tabla 6. Escenario fisicoquímico observado en el proceso de electrocoagulación a 4 voltios, con electrodos de Hierro y aluminio. Muestra 1.....	46
Tabla 7. Escenario fisicoquímico observado en el proceso de electrocoagulación a 5 voltios, con electrodos de Hierro y aluminio. Muestra 2.....	47
Tabla 8. Escenario fisicoquímico observado en el proceso de electrocoagulación a 4 voltios, con electrodos de Hierro y aluminio. Muestra 2.....	47
Tabla 9. Escenario fisicoquímico observado en el proceso de electrocoagulación a 5 voltios, con electrodos de Hierro y aluminio. Muestra 3.....	47
Tabla 10. Escenario fisicoquímico observado en el proceso de electrocoagulación a 4 voltios, con electrodos de Hierro y aluminio. Muestra 3.....	48
Tabla 11. Escenario fisicoquímico observado en el proceso de electrocoagulación a 5 voltios, con electrodos de Hierro y aluminio. Muestra 4.....	48
Tabla 12. Escenario fisicoquímico observado en el proceso de electrocoagulación a 4 voltios, con electrodos de Hierro y aluminio. Muestra 4.....	48
Tabla 13. resultados de la concentración de mercurio en las muestras postratamiento.	50
Tabla 14. Resultados de concentración de mercurio dependiente de las diversas condiciones fisicoquímicas de operación del electrocoagulador.	51
Tabla 15. Análisis de Varianza.....	52
Tabla 16. Resumen del modelo	52
Tabla 17. Medias	52
Tabla 18. Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%. 52	52

Lista de Símbolos y abreviaturas

Símbolos con letras latinas

Símbolo	Término	Unidad SI
Hg	Mercurio	$\mu\text{g/L}$
$(\text{CH}_3\text{Hg})^+$	Metilmercurio	Mg/m^3
<i>L</i>	Litro	L
<i>PM</i>	Peso molecular	g/mol
<i>p</i>	Presión	bar
A_s	Área superficial	m^2/g
<i>V</i>	Voltaje	Voltios

Símbolos con letras griegas

Símbolo	Término	Unidad SI	Definición
μg	Concentración de Hg	μg	Micro gramo
\emptyset	Diámetro	nm	nanometro
σ	Densidad de Corriente	A/m^2	Amperios por metro cuadrado

Abreviaturas

Abreviatura	Término
<i>CCD</i>	Diseño Factorial Compuesto Central

Introducción

Actualmente se presenta una problemática ambiental, debido a la contaminación de fuentes naturales hídricas por acciones antrópicas, generadas por el ingreso de metales pesados en los ecosistemas, como es el caso del mercurio, un metal que evidencia un peligro inminente por su persistencia y alta toxicidad (Acuña-Viteri & A., 2021).

El mercurio presente en agua genera problemas ambientales y a la salud pública, debido a que es considerado como un metal pesado y tóxico que puede ingresar al organismo por la ingesta de alimentos provenientes de la cadena trófica tal como las especies animales: *Chaetostoma sp.*, *Pimelodus clarias* y *Prochilodus Magdalanae* y especies vegetales por la ingesta de cereales como: *Oryza sativa*. Por vía nasofaríngea pueden ingresar durante la etapa de amalgamación del mercurio, generalmente si es por quema al aire libre, un proceso que genera emisiones mayores a 0.025 mg de Hg/m³ (Córdoba J. R., 2016).

Según la forma química del mercurio en el cual sea su ingesta vía nasal-oral depende el grado de su toxicidad. El estado químico que causa mayor daño neurotóxico es el metilmercurio (CH₃Hg)⁺, en el caso del mercurio inorgánico su ingesta ocasiona afecciones al riñón y su forma metálica es un grado menos tóxico. Teniendo en cuenta la caracterización Toxicocinética, se pueden evidenciar dos fases:

- Fase primera: también llamada intoxicación aguda, correspondiente a la absorción del mercurio que ocasiona alteración de la salud del ser humano tal como; cefaleas, mareos, adelgazamiento, artralgias, insomnio y parestesias.
- Fase segunda: también llamada intoxicación crónica, correspondiente a la intoxicación, que permite el desarrollo de síndromes y muestra características patognomónicas, entre las cuales se encuentran; síndrome

digestivo, síndrome renal (glomerulonefritis extra membranosa), síndrome neurológico (temblor, ataxia, adiadococinesia y degeneración axonal) y síndrome oftalmológico.

Así mismo puede causar otras afecciones o predisponer el desarrollo de enfermedades hematológicas (Incremento del colesterol), dermatitis y cáncer, por la exposición en su forma de metilmercurio. El mercurio ha sido catalogado como agente tóxico, que predispone el desarrollo de la malaria, lupus eritematoso y artritis reumatoides, su acción está asociada a alguna afección del sistema inmune que genera la oportunidad para el desencadenamiento de enfermedades (Alonso & Cervera, 2021)

Cuando la intoxicación se presenta en mujeres en estado de embarazo, especialmente por bioacumulación en la ingesta de alimentos en su forma química como metilmercurio, este ingresa a la placenta, procede a la barrera hematoencefálica (BHE) e impide el desarrollo adecuado del cerebro (Muñoz et al., 2012), así mismo interrumpe el proceso de formación del corazón y el sistema nervioso del feto (Figuroa Olarte, 2020).

En un estudio sobre las alteraciones comportamentales y neuropsicológicas realizado por García *et al.*, (2000), a 22 hombres con edades de 20-45 años y periodo de exposición de 3 años al metal toxico y un grupo control de 22 hombres sin exposición al Hg, del municipio del Bagre, Antioquia, se evidenció dentro de sus resultados alteraciones neurológicas asociadas con el deterioro intelectual; por disfunción ejecutiva y praxias construccionales, síndromes de ansiedad, depresión y alteraciones neurológicas tal como: temblor lingual, insomnio y amnesia, ocasionadas por intoxicación con mercurio producto del uso de métodos de amalgamación (García-Navarro, 2000).

La problemática de la contaminación de las aguas debido a los diferentes procesos de tipo industrial y artesanal ha llevado a que se presenten diferentes tecnologías para remover contaminantes, en las cuales se aplican principios de tipo químico, físico y biológico que, al integrarse, presentan un procedimiento óptimo

(Pabón, Benítez, Sarria, & Gallo, 2020; Vela-García, Guamán-Burneo, & González-Romero, 2019). Entre algunas técnicas que se pueden presentar para el tratamiento de aguas contaminadas con mercurio, se tienen los tratamientos como: la adsorción, la precipitación química, ozonificación, fotocatalisis, reacciones con fenton, ósmosis inversa, tratamientos biológicos (aerobios y anaerobios) y adsorción sobre carbón activado. De manera general todo procedimiento para el tratamiento de aguas contaminadas con mercurio genera un residuo, una variedad de compuestos que pueden ser más tóxicos que los mismos contaminantes ((Sarria-Villa, Gallo-Corredor, & Benítez-Benítez, 2020). Muchas de las técnicas de tratamiento de aguas residuales, que se pueden encontrar, generan una disminución en los contaminantes tóxicos, al igual que la generación de residuos, pero con la desventaja de que son procedimientos costosos que los hace poco viables en su implementación.

Para el tratamiento de aguas contaminadas se vienen utilizando tecnologías electroquímicas, las cuales se presentan como una solución viable técnica y económicamente. Esta metodología ha evidenciado buenos resultados en el caso específico de las aguas residuales contaminadas con mercurio, ofreciendo ventajas competitivas en comparación con tecnologías convencionales (Acosta Niño, Coy Barrera, Bourdón García, & Cuervo, 2013). Entre las tecnologías que ofrece la electroquímica se encuentran la electrocoagulación, electro-flotación y electro-decantación (Santacruz, 2020)

La electrocoagulación es una tecnología que consiste en la desestabilización de las partículas contaminantes suspendidas en el agua (contaminantes) a consecuencia de inducir corriente eléctrica en el medio acuoso. Este procedimiento tiene como método el uso de placas metálicas, aprovechando al metal como un material con alta potencialidad de conductividad eléctrica. Cuando este procedimiento ocurre, las partículas con ayuda de la electricidad forman compuestos que no tienen afinidad con el agua (hidrofóbicos), los cuales por gravedad se precipitan (Meliton Romero & Miyashiro Aguirre, 2022). Los residuos

producidos con la técnica de electrocoagulación posteriormente son removidos mediante operaciones convencionales de separación sólido-líquido.

La electrocoagulación aun siendo una técnica poco explorada, ha alcanzado avances considerables en el tratamiento de algunos tipos de aguas residuales; se ha evidenciado buenos resultados en la remoción de metales pesados como el mercurio y otro tipo de contaminantes procedentes de las industrias como las textiles, de minería, de los procesos farmacéuticos y de refinerías de crudo en la industria petrolera, ubicándose como una tecnología de vanguardia a comparación con las tecnologías de tratamiento de aguas tradicionales (Xu, y otros, 2018)

La aplicación de esta tecnología ha generado interés de tipo científico con aplicabilidad en procesos industriales, que pretende entender los procedimientos electroquímicos y ahondar en una técnica con un potencial grande en la reducción de contaminantes tóxicos (Magaña-Irons, Rojas-Vargas, González-Díaz, & Ojeda-Armaignac, 2020)

En estudios a nivel de investigación científica, la electrocoagulación arroja parámetros representativos como la viabilidad de la purificación y el reciclaje del agua, al igual que la posibilidad de disminuir la contaminación de aguas en lugares con altas tasas de contaminantes tóxicos y no tóxicos, y una nueva técnica que permita disminuir los tratamientos químicos para tratar aguas (Restrepo, 2020)

Un caso especial, es la contaminación de aguas en cercanías de las explotaciones mineras que usan mercurio para la recuperación de oro en un proceso conocido como amalgamación (Ojeda Urquiza & Puma Pacco, 2023).

El Bagre presenta desde el año 2000 hasta el 2010, tasas de contaminación por mercurio desde el 53-72 % de contaminados y desde el 10-30% de intoxicados reportados en exámenes de concentración de mercurio en sangre en hospitales, laboratorios, secretarías de salud y análisis in situ (minas y entables) (Roeser, 2012). En este sentido, aguas provenientes del río Nechí (Antioquia) presentan un grave problema de contaminación por metales pesados como el mercurio. Atendiendo a la problemática actual, ¿Es factible el desarrollo de un sistema de

electrocoagulación que permita reducir la carga contaminante de mercurio presente en muestras de aguas provenientes del río del Bagre Antioquia?

La presente investigación tiene como fin el análisis del proceso de electrocoagulación para la remoción de mercurio de aguas para consumo humano, donde se establecerá el escenario fisicoquímico para la recuperación del mercurio de las muestras a analizar, así mismo se propuso una metodología para la remoción de mercurio y se establecieron las condiciones óptimas de pH, densidad de corriente, materiales usados en los electrodos de sacrificio y el tiempo requerido que permitan mejorar la eficiencia del proceso.

1. Marco teórico

1.1 Implicaciones de la Minería Aurífera

Según los entes mineros, el sector aurífero en Colombia obtiene el mayor porcentaje de la producción nacional a partir de la pequeña y mediana minería, que extraen el metal de manera tradicional y artesanal. Sin embargo, se evidencia la magnitud del efecto ambiental generado en este sector de la producción debido a que carece de una óptima planeación, legalización para establecer el control y estructura que permita a su vez mitigar los efectos nocivos que puede tener sobre los ecosistemas y el medio ambiente. El mercurio ha sido utilizado en la mayoría de las regiones auríferas del mundo, con el fin de lograr la recuperación del oro, y por lo general las inversiones son menores en relación con equipos de alguna tecnología tales como plantas gravimétricas, de precipitación o concentración, además en muchos casos no tienen en cuenta las condiciones de seguridad mínimas para su uso y aplicación (Marrugo Negrete, Paternina Uribe, & Marrugo Madrid, 2022)

Para la obtención del oro, se generan aguas con residuos principalmente de cianuro, sulfuros, sulfatos, fosfato, nitrógeno y sus compuestos, carbonatos, arsénico y sus otras formas químicas, metales pesados tales como: zinc, mercurio, hierro, cromo y manganeso (Acheampong, Adiyiah, & Okwaning A., 2013). Estos componentes tóxicos pueden ser transportados hacia cuerpos hídricos, los cuales por bioacumulación pueden afectar a largo plazo la vida de las personas que viven del ecosistema (Abu Bakar, 2013).

En estudios que han sido desarrollados y emitidos por el Ministerio del Medio Ambiente, en las regiones auríferas de Colombia, demostraron altos niveles de

concentración (sobrepasando los límites permisibles de 0,001 mg/L) de mercurio, vanadio, cianuro, cromo, litio y otros metales pesados encontrados en estructuras y en análisis sanguíneo de especies animales y vegetales, presente en los ecosistemas que componen las cuencas, donde la problemática ambiental, debida principalmente a la actividad minera en expansión, es alarmante (Peña, 2003).

1.2 Metodologías del tratamiento de aguas residuales contaminadas con metales pesados

Las técnicas de tratamiento de aguas residuales para la eliminación o reducción de contaminantes inorgánicos como son los metales pesados, dependen de características como solubilidad, óxido reducción y capacidad de formar complejos. Es por esto por lo que se han propuesto técnicas basadas en las características que presentan este tipo de contaminantes, dentro de las cuales se encuentran: técnicas convencionales y no convencionales (Pabón, et al., 2020).

La filtración por membrana es un método altamente eficiente de fácil operación y el cual ocupa espacios reducidos, su desventaja radica en la producción de altas cantidades de lodos conformados por metales pesados, la técnica es especialmente usada en procesos como: producción de bebidas y alimentos e industrias recicladoras de aceite. La filtración por membrana puede darse por: nanofiltración, ultrafiltración y microfiltración (Pabón, et al., 2020). Otro método, es la electrodiálisis, el cual se basa en el uso de membranas selectivas permeables con constante campo eléctrico, utilizada en la remoción de compuestos iónicos presentes en soluciones acuosas (Pabón, et al., 2020).

Por otro lado, la ósmosis inversa es una de las técnicas que utilizan membranas en la separación de componentes por difusión controlada, fundamentada en el principio de carga y desigualdad de tamaño, en el cual se utiliza una membrana de tipo semipermeable con poros de diámetro entre 0.1-1,0 nm (Pabón, et al., 2020; Fuentes García & Huertas Gonzalez, 2021).

En el caso en la nanofiltración para la remoción de elementos pesados, esta se basa en el uso de presiones en intervalos entre 10-50 bar, las membranas usadas en este proceso poseen la capacidad de separar sustancias o componentes con pesos moleculares menores a los 200-300 g/mol (Pabón, et al., 2020). La ultrafiltración es otro de los métodos usados en el tratamiento de aguas basado en la separación selectiva mediante el uso de presiones que alcanzan hasta los 10 bar, es utilizada en la concentración de solutos y sólidos con pesos moleculares mayores a los 1000 uma (Pabón, et al., 2020).

El intercambio iónico por su parte es una técnica que se basa en el intercambio de iones con carga equivalente presentes en una matriz sólida conformada especialmente de material de resina, la cual captura los iones metálicos presentes en una solución, como consecuencia expulsa iones de matriz con carga igual a las moléculas que se desean retener (Pabón, et al., 2020).

Otro método considerado útil en la remoción de contaminantes son los procesos de adsorción basados en la transformación de la masa donde mediante interacciones físicas y químicas los residuos son trasladados hacia los puntos activos localizados en el adsorbente utilizado. Dentro de los adsorbentes mayormente utilizados se encuentran; arcillas, carbón activado, zeolitas, biopolímeros, plantas, perlas de sílice, residuos lignocelulósicos (Pabón, et al., 2020). El carbón activado es uno de los adsorbentes más utilizado, ha evidenciado llevar a cabo procesos de remoción eficientes, debido a características como el área superficial en intervalos entre 500-1500 m²/g y el espectro de la superficie funcional la cual le permite establecer una asociación con diversos reactivos (Pabón et al., 2020). Otro adsorbente son los nanotubos de carbono, clasificados según su forma en nanotubos de carbono de pared múltiple y de pared simple, este último el mecanismo de actuación es por atracción electrostática, intercambio iónico mediante interacciones químicas y la sorción/precipitación, lo que les confiere la capacidad de ser los mejores tipos de adsorbentes para el tratamiento de aguas residuales, debido a sus características magnéticas, mecánicas, especificidad químicas y equilibrio térmico (Pabón, et al., 2020).

Otro tipo de remoción de contaminantes es el método de precipitación. La precipitación química es una técnica eficiente y de bajo costo a nivel industrial, pero presenta la desventaja en el mantenimiento debido a que genera una alta cantidad de lodos. Los procesos más utilizados son: precipitación por sulfuros (solubilidad baja y residuos precipitados no anfóteros) y por hidróxidos (control de pH, costos bajos de la técnica, fácil procesos de sedimentación y eliminación de residuos por floculación). Se ha demostrado que la precipitación química presenta una alta eficiencia en la remoción de metales como; Cd (II), Zn (II), Mn (II) y Cu (II), pero posee graves problemas ambientales (Pabón, et al., 2020). La precipitación por sulfuros es catalogada como **método potente** en la remoción de metales pesados presentes en aguas residuales por proceso de precipitación. Los compuestos utilizados para el proceso principalmente son: sulfuro de sodio, sulfuro de hierro y sulfuro de hidrogeno. Se recomienda el uso del proceso en soluciones con condiciones neutras o básicas, para evitar la emisión de gases tóxicos (Pabón, et al., 2020). La precipitación por hidróxidos permite la eliminación de metales pesados mediante las capas de iones trivalentes se convierten en hidróxidos dobles. Los agentes precipitantes más utilizados para procesos de precipitación de iones metálicos son; el hidróxido de sodio y el hidróxido de calcio (Pabón, et al., 2020).

Otro método es la coagulación-floculación basado en la desestabilización de partículas coloidales, las cuales posteriormente serán aglomeradas. Durante la primera fase, el método de coagulación suprime la doble capa eléctrica la cual es una característica principal de los coloides, seguido la floculación cumple la función de atraer las partículas coloidales mediante el uso de agentes aglutinantes. Dentro de las sustancias química comúnmente utilizadas se encuentran: el cloruro férrico hexahidratado, el alumbre, el sulfato ferroso, el sulfato férrico y la cal (Pabón, et al., 2020). La electro -floculación por su parte, se fundamenta en la agregación electrolítica de compuestos iónicos metálicos, donde la eficiencia del proceso se basa en el uso de un sistema de burbujeo de gases como; O₂ y H₂, el cual arrastra los agentes contaminantes hacia la superficie (Pabón, et al., 2020).

La flotación es otro de los métodos usado en el tratamiento de aguas fundamentado en distribuir los compuestos iónicos del metal presente en las aguas residuales de características hidrofóbicas, por medio de la aplicación de agentes tensoactivos, para luego ser eliminados mediante sistemas de burbujeos de aire (Pabón, et al., 2020).

1.3. La Electrocoagulación

Método fundamentado en la coagulación y floculación los cuales son llevados a cabo en celdas o reactores electrolíticos, el sistema está conformado por electrodos y una fuente de corriente. El método consiste en usar electrodos para ejercer una desestabilización de las partículas coloidales, el medio acuoso se somete a una inducción ocasionada por una corriente eléctrica mediante placas paralelas, especialmente compuestas de materiales como el aluminio o hierro (Pabón, et al., 2020; Arango, A., Garcés, & F., 2007). En la figura 1 se muestra una celda de electrocoagulación.

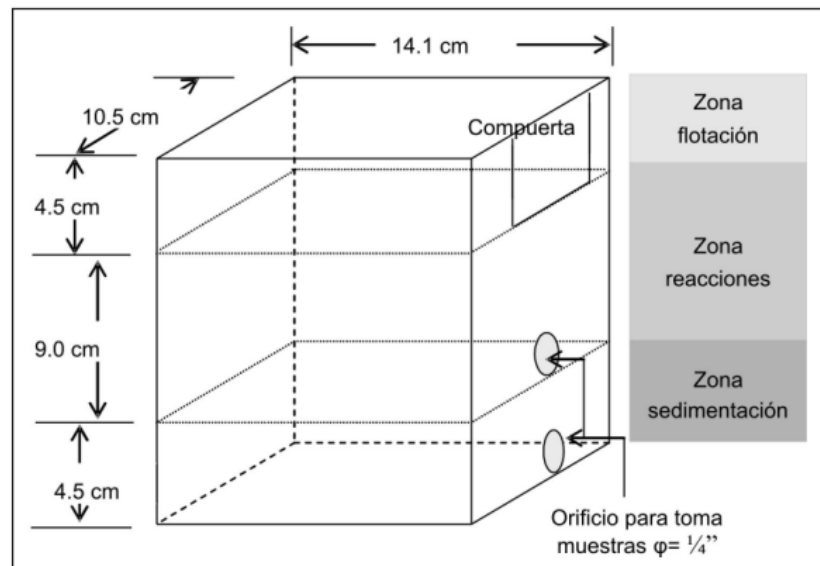


Figura 1. Celda de electrocoagulación. Diseño de una celda de electrocoagulación para el tratamiento de aguas residuales de la industria láctea por Arango, A., Garcés, & F., 2007, Revista universidad EAFIT.

La técnica utiliza la electricidad para la remoción de contaminantes encontrados de cualquier forma (suspendidos, disueltos y emulsificador) en las aguas. Este proceso consiste en inducir corriente eléctrica haciendo uso de placas de materiales metálicos para tratar aguas residuales; estas placas proporcionan energía electromotriz encargada de generar reacciones químicas en los reactantes presentes en el agua, desestabilizando las partículas presentes. En este caso las partículas presentes en el medio acuoso forman flóculos con poca afinidad con el agua (hidrofóbica), que finalmente precipitan o flotan, permitiendo posteriormente realizar un tratamiento de tipo convencional para la remoción de los contaminantes y residuos (Magaña-Irons, Rojas-Vargas, González-Díaz, & Ojeda-Armaignac, 2020)

En este proceso, la corrosión de los materiales que forman parte de los electrodos aportando iones a la solución acuosa, producen coágulos en el mismo sitio del tratamiento. Estos tipos de iones metálicos se generan en el ánodo, y la generación de burbujas de hidrogeno gaseoso que ayudan a la flotación de las partículas floculadas, se generan en el cátodo (Buleje Parian & Ventura Rojas, 2019).

1.4. Aspectos Técnicos para la Electrocoagulación

En el proceso de electrocoagulación se hace uso de reactores para electrocoagulación tipo Bach; estos reactores están formados por una celda de electroquímica que contiene en su interior un ánodo y un cátodo ubicados verticalmente en el reactor, y conectados a una fuente de energía. Bajo este escenario electroquímico, el material del ánodo se corroe y el cátodo se mantiene en su estado reducido (Magaña-Irons, Rojas-Vargas, González-Díaz, & Ojeda-Armaignac, 2020)

Es por esto por lo que los reactores utilizan celdas monopolares conectadas en paralelo o en serie (Magaña-Irons, Rojas-Vargas, González-Díaz, & Ojeda-

Armaignac, 2020). Este sistema de reactores, precisa el requerimiento de corriente directa y continua, un regulador de densidad de corriente y un multímetro.

En la Figura 2 (a) y 2 (b) se muestran dos reactores para electrocoagulación con electrodos en paralelo.

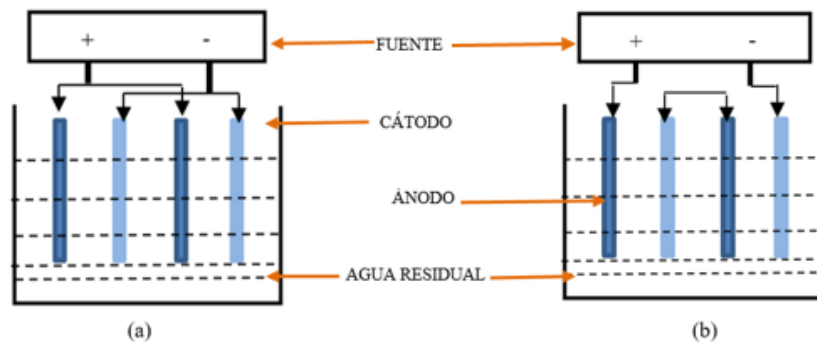


Figura 2. Reactor Bach de electrocoagulación: (a) Reactor tipo Bach monopolar en paralelo, (b) Reactor tipo Bach monopolar en serie

Desde el punto de vista ingenieril, se presentan una variedad de reactores para la electrocoagulación; el reactor tipo filtro prensa, está diseñado en forma de caja con un cátodo, un ánodo y una membrana ubicada en su parte central (Figura 3). Este sistema presenta una forma simple de operar y manipular para su mantenimiento preventivo (Buleje Parian & Ventura Rojas, 2019)

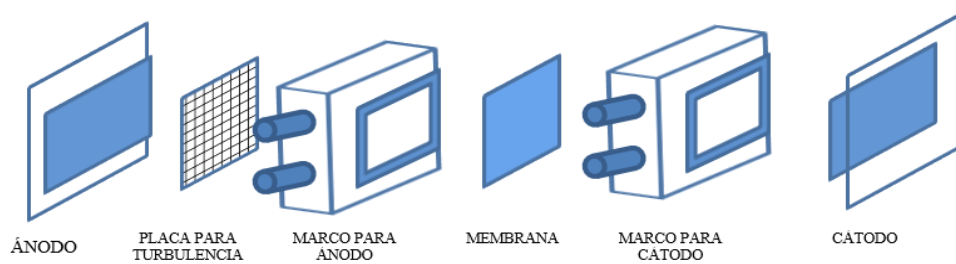


Figura 3. Reactor electroquímico filtro de prensa.

El reactor de tipo de electrodo cilíndrico rotativo es usado usualmente para remover metales, presentando una alta eficiencia de remoción de contaminantes

debido a que funciona mediante la rotación del cátodo y su ánodo fijo (Figura 4). Este procedimiento permite remover partículas metálicas del cátodo, realizando una mayor transferencia de masa. Otro reactor utilizado en la remoción de contaminantes de tipo metálico es el reactor de tipo de lecho fluidizado (Figura 5), el cual va a aumentar su área superficial presentando una mejora sustancial del proceso (Buleje Parian & Ventura Rojas, 2019).

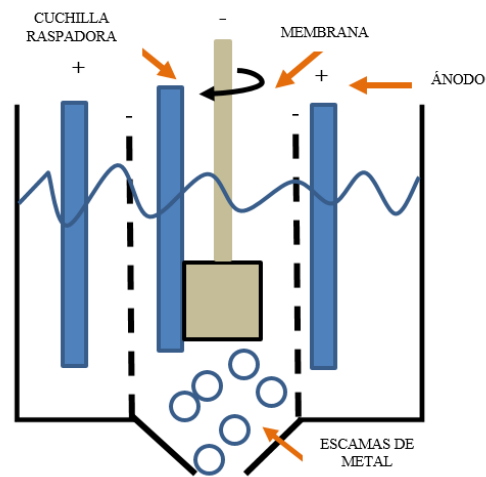


Figura 4. Celdas de electrodo tipo cilíndrico.

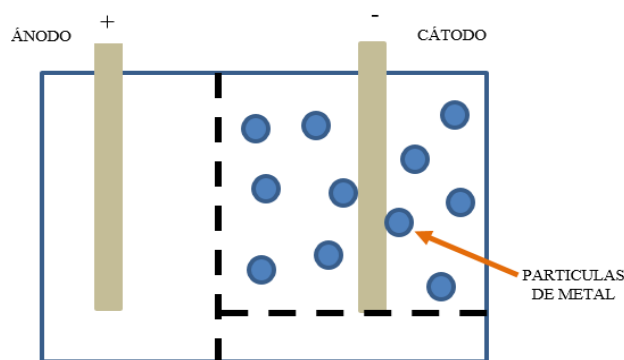


Figura 5. Celdas de electrocoagulación de lecho fluidizado.

Para el diseño de la celda de electrocoagulación los materiales utilizados en el ánodo, las dimensiones deben ser estables. Entre los materiales más utilizados

se encuentran el acero, y actualmente se fabrican electrodos de titanio para aumentar la eficiencia de remoción. El cátodo puede diseñarse de materiales como el grafito, el metal, acero, fibra de carbón y titanio (Rivas Ramírez & Rojas Oblitas, 2020).

1.5. Proceso de Electrocoagulación.

En la electrolisis se generan procesos fisicoquímicos teniendo en cuenta cada uno de sus electrodos: El lado positivo sufre reacciones anódicas, y el lado negativo sufre reacciones catódicas. Estos iones que son liberados, desestabilizan las partículas neutralizando las cargas iniciando el proceso de coagulación. Los iones liberados remueven cualquier contaminante mediante una reacción química y precipitación, o agregando materiales coloidales que bien pueden flotar o precipitarse, además, como el agua contiene partículas coloidales, aceites u otros contaminantes, éstos se mueven a través del campo eléctrico aplicado y pueden ionizarse, sufrir reacciones de electrólisis o de hidrólisis o formar radicales libres que alteran las propiedades físicas y químicas del agua y de los contaminantes, resultando en un estado reactivo y excitado lo cual es causa de la liberación, destrucción o insolubilidad de los contaminantes (Magaña-Irons, Rojas-Vargas, González-Díaz, & Ojeda-Armaignac, 2020)

Con el fin de aumentar la eficiencia de la remoción de iones contaminantes, se diseña una celda que contiene electrodos de diferentes materiales metálicos por las cuales se hacen pasar las aguas residuales (Magaña-Irons, Rojas-Vargas, González-Díaz, & Ojeda-Armaignac, 2020)

Factores que afectan el proceso de electrocoagulación:

Densidad de corriente: Es la cantidad de energía (medida en amperios por metro cuadrado, A/m^2) que se ingresa a la placa de electrocoagulación, determinando la cantidad de iones liberados en los electrodos, teniendo en cuenta

el material de diseño del electrodo. La densidad de corriente, teniendo en cuenta el material de diseño, el tipo de contaminante, el pH y la temperatura, se debe calcular una densidad óptima de corriente, dado que, si excede o falta, se evidenciará en la disminución de la eficiencia del proceso electroquímico (Buleje Parian & Ventura Rojas, 2019)

pH: Es un que influye en la eficacia de la corriente durante el procedimiento de solubilidad del mercurio para convertirse en hidróxidos. La variación de pH depende del estado inicial de la muestra hídrica a tratar, así como del material del que se componen los electrodos (Ruiz & Á., 2012).

Conductividad: El aumento de la conductividad es directamente proporcional al aumento de la densidad de corriente. Así mismo la presencia de electrolitos como CaCl_2 o NaCl ocasiona un incremento en la conductividad del agua tratada, así mismo iones de cloruro generan una disminución de los eventos adversos de iones tal como $\text{SO}_4^{4=}$ y HCO_3^- , generando la precipitación de iones de Mg^{+2} y de Ca^{+2} , lo cual produce un incremento del potencial que hay entre electrodos, dando como resultado una deficiencia en la corriente aplicada (Ruiz & Á., 2012).

Temperatura: La eficiencia de factores como la densidad de corriente dependen de la temperatura, cuando esta se encuentra a 60°C , especialmente cuando los electrodos utilizados son de aluminio (Ruiz & Á., 2012).

Factores que afectan el proceso de electrocoagulación dependiendo el diseño:

Dentro de los factores que afectan la electrocoagulación dependiendo del diseño y escala del electro coagulador se encuentran:

Distancia entre los electrodos: La intensidad del campo electrostático es dependiente de la distancia a la cual se dispone un ánodo al cátodo, los cuales pueden influir en la eficiencia óptima del proceso al momento de eliminar los contaminantes (Sánchez & Meneses, 2021).

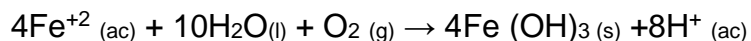
Forma de los electrodos: La forma puede afectar la eficacia en el proceso de electrocoagulación en la eliminación de contaminantes, dentro de los cuales se han utilizado electrodos con orificios perforados que han dado resultados más eficientes al procesos de eliminación de contaminantes en comparación con los de tipo planos (Sánchez & Meneses, 2021).

Reacciones químicas llevadas a cabo en un proceso de electrocoagulación.

Dentro de las reacciones químicas que pueden producirse en un reactor de electrocoagulación, están las que se dan al usar electrodos de hierro y aluminio como materiales comúnmente empelados. En el caso del hierro este actúa como ánodo y se han propuesto dos mecanismos que consiguen explicar la formación in situ de dos posibles coagulantes; los cuales pueden ser el hidróxido ferroso Fe(OH)_2 o el hidróxido férrico Fe(OH)_3 (Magaña-Irons, Rojas-Vargas, González-Díaz, & Ojeda-Armaignac, 2020)

Formación del hidróxido férrico

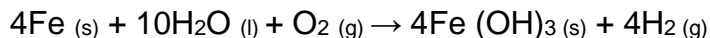
Reacciones que ocurren en el ánodo



Reacción que ocurren en el cátodo

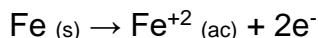


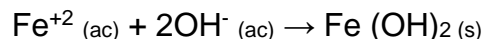
Siendo la reacción global:



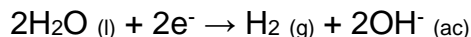
Formación del hidróxido ferroso

Reacciones que ocurren en el ánodo

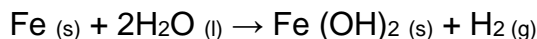




Reacción que ocurre en el cátodo



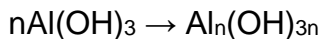
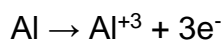
Siendo la reacción global:



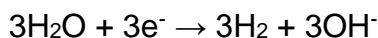
Después de que se formen los hidróxidos de hierro, los coloides de aglomeran, en especial los que tienen carga negativa; y luego otras partículas presentes en los contaminantes interactúan con estos, siendo removidos gracias a los complejos o atracciones electrostáticas.

En el caso del Aluminio este al actuar como ánodo, se obtienen las siguientes reacciones:

Reacciones que ocurren en el ánodo



Reacciones que ocurren en el cátodo



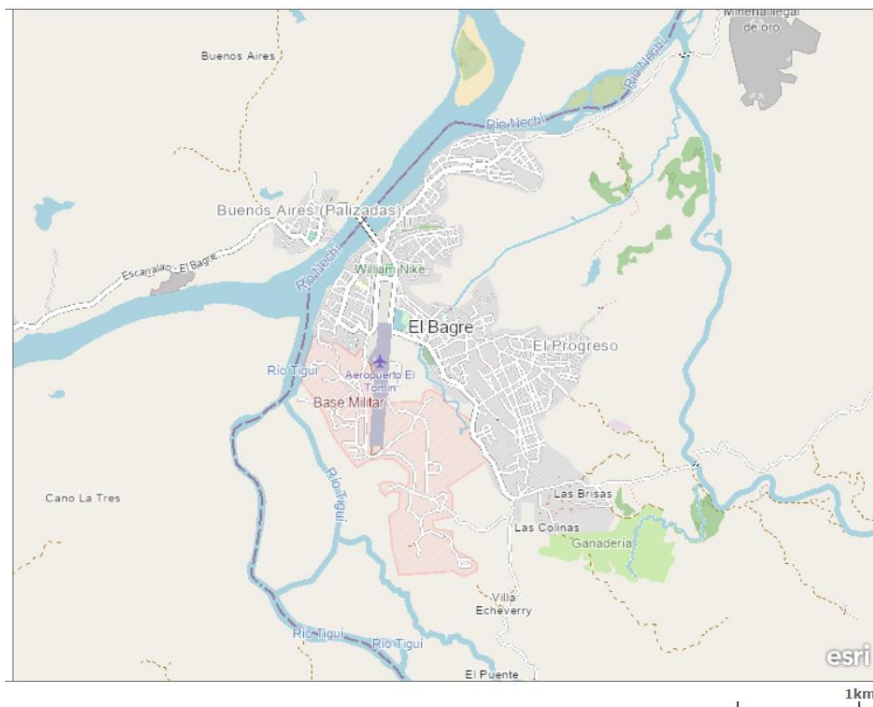
En la electrocoagulación ocurren múltiples reacciones electroquímicas simultáneamente en los ánodos y cátodos. Pudiéndose dividir en los principales mecanismos que provocan la desestabilización de los contaminantes y las reacciones secundarias, como la formación de hidrógeno. De forma general, los iones Al^{+3} en combinación con los OH^- reaccionan formando algunas especies monoméricas como Al (OH)^{2+} , $\text{Al}_2\text{(OH)}^{2+}$, Al (OH)^{2+} . Así como también, otras de tipo poliméricas, tales como $\text{Al}_6\text{(OH)}_{15}^{3+}$, $\text{Al}_7\text{(OH)}_{17}^{4+}$, $\text{Al}_8\text{(OH)}_{20}^{4+}$ y $\text{Al}_{13}\text{O}_4\text{(OH)}_{24}^{7+}$, que mediante procesos de precipitación forman el $\text{Al (OH)}_{3(s)}$. Este último es una sustancia amorfa de carácter gelatinoso, que evidencia una gran área superficial,

además de poseer propiedades absorbentes; lo que la hace propicia para los procesos de adsorción y atracción de las partículas contaminantes (Magaña-Irons, Rojas-Vargas, González-Díaz, & Ojeda-Armaignac, 2020).

1.6. Antecedentes del área de estudio

1.6.1. Contenido de mercurio en los efluentes en la zona de estudio (Bagre, Antioquia)

Según el Departamento administrativo de planeación de Antioquia (2016), en el municipio del Bagre; existen alrededor de 8.499 viviendas urbanas sin agua potable y 4.473 viviendas rurales sin agua potable, correspondientes a un 97,39% de población sin acceso a este servicio básico, que deteriora la salud del ser humano al abastecerse directamente de fuentes hídrica contaminadas (Departamento Administrativo de planeación de Antioquia, 2016).



OpenStreetMap contributors, Microsoft, Facebook, Inc. and its affiliates, Esri Community Maps contributors, Map layer by Esri

Figura 6. El Bagre, Antioquia, Colombia

Antioquia es uno de los departamentos colombianos dedicados a la minería aurífera, que presentó en el año 2011 una producción total de 12.935,2 Kg de oro, los cuales generaron contaminación a los recursos: agua, aire y suelo de 76.102,1 kg de mercurio, a una relación de requerimiento de 5,9 kg de Hg / kg de oro producido (PNUMA, 2012). El Bagre es un municipio localizado en la subregión del Bajo Cauca del departamento de Antioquía, dentro de sus actividades económicas se presenta la minería aurífera, cuenta con una extensión de 1.563 km² y dentro de su perímetro se encuentra ubicado a orillas del río Nechí, el cual se une con el río Tiguí, siendo el afluente del río Cauca (SENA, s.f.).

La contaminación de efluentes hídricos por metales pesados en el Bagre, producto de actividades de la minería aurífera (ilegal), No es una problemática reciente, desde el año 1993 se presentan estudios sobre las concentraciones de mercurio medidas en muestras de peces especialmente las especies de: *Chaetostoma sp.* y *Pimelodus clarias*, que tienen contacto con los ecosistemas en los que influyen los vertimientos de líquidos provenientes de la extracción de dichos metales, como es el caso del río Tiguí presentando un valor de 0,3-2,5 µg Hg/g en las muestras de la especie *Chaetostoma sp.* (figura 7) y el río Nechí con valores de mercurio mayores a <0,3-0,7 µg/g en muestras de la especie *Pimelodus clarias* (Mancera-Rodríguez, 2006; Restrepo-Santamaria, y otros, 2023). Según los niveles permisibles de mercurio en Colombia teniendo en cuenta la Resolución 2115/2007, con relación a un valor máximo de mercurio presente en muestras el cual debe ser menor a 0,5 µg/g; las muestras de tejidos de especies pertenecientes a la cadena trófica de *Chaetostoma sp.* y *Pimelodus clarias* desde el año de 1993 representan un riesgo para la salud humana debido a su consumo como alimentos presentes en la dieta del ser humano. Otros estudios reportan bio acumulación de Hg en la especie de *Prochilodus Magdalanae*, comúnmente llamada bocachico, presente en la cadena trófica con concentraciones de 0,319 µg Hg/g, así mismo demuestran acumulación en especies vegetales cultivables para el consumo humano como *Oryza sativa* en cantidades de 1,5663 µg de Hg/g, debido al uso de

aguas del río San Jorge, que al igual que el río Nechí desembocan en el río Cauca, del departamento de Antioquia (CORANTIOQUIA, s.f.).



Figura 7. Especie *Chaetostoma* sp. Bio acumuladora de metales pesados.
Bioacumulación de metales pesados en tres especies de peces bentónicos del río Monzón, región Huánuco. Ortega, 2020, REBIOL

En el 2017, en un estudio presentado por Luna & Soto, se evidenciaron valores de concentraciones de mercurio mayores a los límites permisibles en muestras de agua y en sedimentos (figura 8), presentándose un estado de contaminación de la siguiente manera (Luna Arcila & Soto Hoyos, 2017):

- Mina Florida: con 129.077 μg de Hg /g en los sedimentos de la poza de agua subterránea y valores de 0,14-1,44 μg de Hg /L en las muestras de agua.
- Mina la granja: se evidencio 56.191 μg de Hg /g en muestras de sedimentos descargados directamente al Río Tiguí, con un valor de 1,76 μg de Hg /L en muestras de agua.
- Mina Tejar: 6.571 μg de Hg /g en muestras de sedimentos de descarga directa a afluentes.

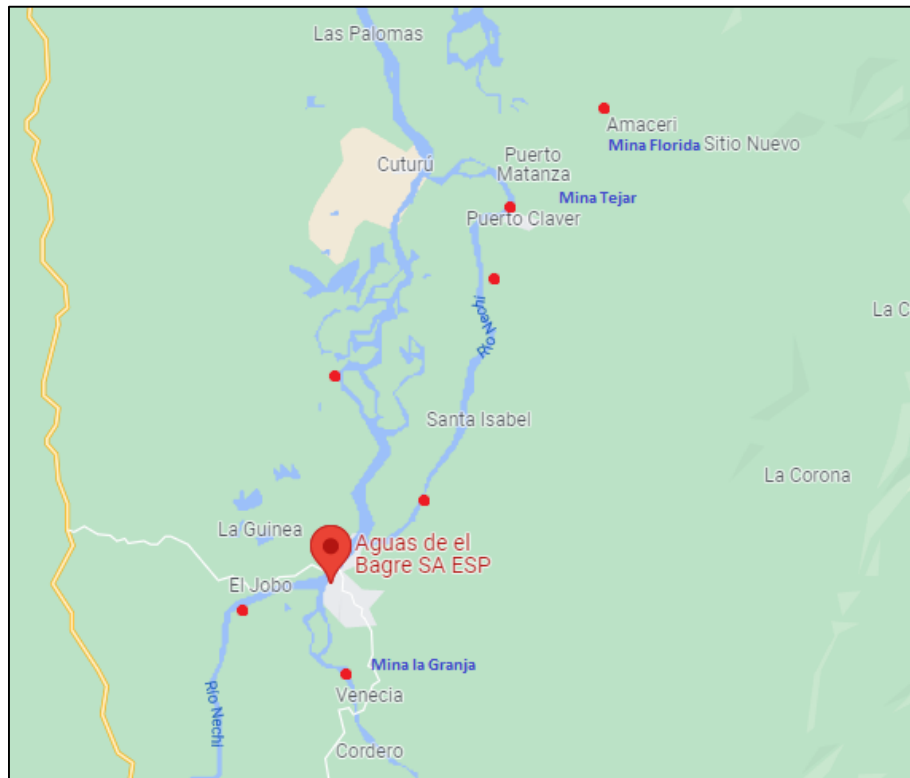


Figura 8. Puntos de muestreo de las muestras tomadas para el análisis de concentración de Hg informados por Luna & Soto y ubicación de la planta de Aguas del Bagre S.A., Antioquia

Las concentraciones de mercurio producto de los sistemas empleados por la minería aurífera presentada en el Bagre, Antioquia, sigue siendo actualmente muy alarmante, su bioacumulación en peces que forman parte de la nutrición del ser humano, los cuales en concentraciones altas dan lugar a el deterioro o afección a la salud del ser humano por su ingesta y a los ecosistemas (Luna Arcila & Soto Hoyos, 2017).

1.6.2. Contaminación por mercurio a otras especies animales incluidas en la dieta del ser humano y domésticos.

La contaminación presente en animales que conforman la cadena trófica es alarmante, debido que ingresan al ser humano por ingestión de los alimentos.

Según estudios reportados en Segovia, un municipio aledaño al Bagre, Antioquia; los bovinos presentaron rangos de contaminación en análisis sanguíneos entre el 2,35-2,63 $\mu\text{g Hg / L}$, para los porcinos concentraciones de 2,09 hasta 2,63 $\mu\text{g Hg / L}$ de sangre.

La contaminación por mercurio también se ve reflejada en animales domésticos; donde se han presentado en caninos concentraciones de hasta 20,85 ppm (20,85 $2 \mu\text{g hg/ g}$ cabello), valores por encima del rango normal ($< 2 \mu\text{g Hg / g}$ en cabello), el cual se relaciona con la predisposición a la alteración del sistema nervioso del organismo (Roeser, 2012).

1.6.3. Estudios relacionados del impacto ambiental a causa del uso del mercurio

Shi, y otros (2019), exponen los resultados sobre construcción de un modelo dinámico para predecir los efectos del movimiento del agua del suelo sobre los cambios y la migración del mercurio (Hg) disponible en varias capas de diferentes tipos de suelo. En el estudio se colocaron varios tipos de suelo en cajas grandes. Se utilizó la absorción capilar de agua para mantener la capacidad de retención de agua del suelo.

Los resultados fueron los siguientes.

- El Hg disponible del suelo migró hacia arriba o hacia abajo junto con el movimiento del agua, logrando una tasa de migración descendente estable de 23,5% -35,3% y una tasa de migración ascendente de 17,4% -33,3%. La tasa de migración del Hg disponible debido al movimiento del agua fue del orden de franco arenoso > franco > franco arcilloso.
- Bajo diferentes capacidades de retención de agua del suelo, cuando la migración alcanzó el equilibrio, el aumento en la cantidad de Hg ligado, que

se desorbitó en Hg disponible, fue de 1.2% -14.3% del contenido inicial de Hg disponible, y este aumento fue del orden de franco arenoso > franco > franco arcilloso. Con base en estos hallazgos, se construyó un modelo dinámico que describe los efectos de la humedad del suelo sobre la especiación y migración de Hg en la capa de arado (Shi, y otros, 2019)

El modelo evidencia el impacto de las variaciones en las características del suelo (por ejemplo, tamaño de partícula, contenido de materia orgánica, valor de pH, vector de movimiento del agua, composición mineral y propiedades coloidales) con el tiempo. Este modelo puede proporcionar una nueva perspectiva de la transformación y distribución de la especiación de Hg. También se puede aplicar en la evaluación de riesgos en la rehabilitación de suelos contaminados con metales pesados.

Pinzón & Fajardo Gómez (2018), exponen el impacto que ha tenido el uso del mercurio en los ecosistemas colombianos, y tiene como objetivo analizar en el contexto colombiano las fuentes de contaminación, el manejo y la disposición final de este metal pesado, así como las estrategias que se han implementado en el país para la recuperación de los ecosistemas afectados, con el fin de determinar las ventajas de las técnicas de biorremediación versus las técnicas fisicoquímicas, que en su mayoría requieren uso de aditivos químicos que pueden tener efectos secundarios y perjudiciales en el ecosistema tratado. La metodología implementada en la investigación por parte de los autores está basada en una revisión bibliográfica del impacto causado por el mercurio en varios ecosistemas del país con la pérdida de especies nativas de flora y fauna, y de la calidad del agua, aire y suelo del lugar. De otra parte, se plantea que, con la comparación de las técnicas fisicoquímicas y las técnicas de biorremediación establecen la prioridad de la biorremediación como la mejor alternativa para recuperar los ecosistemas afectados por mercurio debido al uso de microorganismos que se pueden integrar al medio sin afectar su composición natural y favoreciendo la recuperación de las características propias del ecosistema (Pinzón & Gomez, 2018).

Se hace difícil suprimir el uso del mercurio principalmente en comunidades que le han dado un uso tradicional y que lo utilizan a diario en procesos que son vitales para su fuente de sustento desconociendo las consecuencias inmediatas y a futuro por una continua exposición. Aunque en algunas comunidades los síntomas por contaminación con mercurio son evidentes, aun así, los habitantes no han discontinuado su uso y siguen vertiendo residuos de mercurio a las fuentes hídricas, la atmosfera y el suelo (Pinzón & Gomez, 2018)

Dentro de las especies en las que podemos encontrar al mercurio, se encuentran la de tipo inorgánico; metal mercurio, el óxido de mercurio, el catión mercurio y el catión mercurioso. Por otro lado, encontramos dentro de las 25 formas orgánicas el dimetil mercurio, el metil mercurio y el fenil mercurio. La principal incorporación del mercurio a las cadenas tróficas es a partir del metal mercurio ya que es el más volátil y a temperatura ambiente se sublima incorporándose a la atmosfera en forma de vapor (Chinen Gushiken, 2020). En el medio acuático, el metil mercurio es el que genera una mayor interferencia en la cadena trófica debido a la facilidad que tiene para atravesar las membranas celulares y ser absorbido por el organismo afectando principalmente el sistema nervioso debido a su toxicidad. Por su gran capacidad de mantenerse en el ambiente, este compuesto se bioacumula y magnifica en la cadena trófica repetidamente desde el zooplancton hasta el depredador que encabeza la cadena (Cardona Sánchez, 2021).

1.7. Antecedentes de modelos de electrocoaguladores para la remoción de mercurio.

Para la autoridad ambientales la remoción de metales pesados en aguas residuales ha generado preocupación, debido al costo alto, así como también por la generación de residuos secundarios y en algunos casos por la poca eficacia de los procesos que efectúan. Y es en esa búsqueda para lograr retirar metales pesados de estas aguas como: Cobre, hierro, níquel, zinc, plomo, cadmio, mercurio y cromo hexavalente, que se han venido desarrollando estudios acerca de la “electrocoagulación”, mencionándose a este proceso como una viable alternativa

en cuanto al tratamiento de aguas residuales. Esto gracias a que genera menor cantidad de residuos secundarios, además de ser rentable económicamente y tener altos porcentajes de remoción (muy cercanos o iguales al 100%) (Acosta, Barrera, Bourdón, & Cuervo, 2013)

Al hablar específicamente acerca de la remoción de mercurio, se ha empleado el método de electrocoagulación mediante electrodos de hierro y aluminio a distintos potenciales, haciendo parte de la clasificación de métodos fisicoquímicos. Este proceso de electrocoagulación emplea la electricidad para remover diversos contaminantes en recursos hídricos, teniendo en cuenta que es de interés tratar los metales pesados (Cr, Pb, An, Ni, Cu) como el contaminante específico en el medio acuoso. Ya que es precisamente en el agua residual donde se aplica la corriente eléctrica por medio de placas metálicas paralelas que pueden ser de varios materiales (electrodos), dentro de los más comúnmente utilizados están el hierro, el aluminio y no tan comúnmente empleado, el acero carbón. Este proceso utiliza un reactor, que contiene una celda electrolítica, en donde los elementos conductores se sumergen en el fluido a tratar, siendo aprovechado como medio electrolítico. El funcionamiento del reactor se da mediante una fuente externa de energía eléctrica que da origen a las reacciones electroquímicas consecuentes del flujo de electrones entre los electrodos y los compuestos presentes en el efluente, generando de esta forma una reducción del cátodo, y una oxidación en el ánodo; produciendo iones metálicos y de oxígeno, (este último proveniente del hidrolisis del agua). Lo de que ocurra esto anteriormente mencionado, los contaminantes se precipitan, debido a que ya se han formado componentes hidrófobos, para así, facilitar la remoción por algún método secundario de separación (Córdoba D. A., 2020).

Una investigación planteó como objetivo “evaluar la electrocoagulación para la remoción mercurio de las aguas residuales procedentes del Centro Poblado La Rinconada”. Evidenciando en los resultados que luego del tratamiento hubo un incremento en el pH, la conductividad eléctrica y los cloruros, consiguiendo una reducción en las concentraciones de dureza, sulfatos, alcalinidad, Ca, Mg, Hg. Al

final se concluyó que este tratamiento efectuado en una celda de material acrílico que soporte un volumen de 1000 mL de agua, así como la configuración de los electrodos empleados (celda monopolar con 5 electrodos de aluminio 3 placas conectadas al ánodo y 2 placas conectadas al cátodo con una separación entre electrodos de 20 mm), alcanzaron remociones muy significativas logrando la precipitación del mercurio presente en el agua residual, demostrando de esta forma la eficacia de emplear la electrocoagulación en aguas con presencia de metales pesados, que muchas veces conforman cúmulos de sólidos suspendidos totales. García et al., 2016 buscaban determinar la concentración de Mercurio (Hg) en agua residual minera, y que tan viable, en cuanto a la remoción de este contaminante, era la Electrocoagulación (EC); empleando electrodos de Hierro y Aluminio. Usaron celdas de acrílico de 10x10 cm, con un espesor de 6 mm, los electrodos que usaron en el proceso fueron: hierro y aluminio de 20x2.3 cm con un espesor de 2.5 mm junto con una fuente “PHYWE” de corriente directa. También los autores trabajaron como ánodo-cátodo los pares Fe-Al y Al-Fe respectivamente a un tiempo de 12 horas. Demostrándose la aplicabilidad que tiene emplear la electrocoagulación como tratamiento de aguas contaminadas por mercurio; ya que más del 99% de este se logró eliminar por medio del uso de hierro y aluminio como electrodos. No obstante, el par electrodo (Fe-Al) ánodo-cátodo obtuvo una mayor remoción que el par (Al-Fe) ánodo-cátodo, eligiéndose de esta forma el par (Fe-Al) por ser más eficiente y económicamente más asequible. Así mismo, la superficie de respuesta con las variables de Distancia entre electrodos, potencial y pH, significó un modelo eficiente para la remoción de mercurio en agua residual de tipo minera (Perez Bendezu, 2018).

En una investigación más reciente Luna & Ramos, 2022 evaluaron la remoción de mercurio de efluentes mineros, por medio de la electrocoagulación. Esto lo hicieron empleando una celda electroquímica con un volumen de 3 litros (a escala de laboratorio), que tenía unas medidas internas de: 30, 15 y 10 cm de largo, ancho y alto; respectivamente. El ensamblaje tuvo 16 electrodos de aluminio (cátodo y ánodo), conectados a una fuente de corriente eléctrica que contaba con

un regulador de voltaje. Así mismo, se destaca que, como condiciones de trabajo, los tiempos trabajados fueron: 20, 25 y 50 minutos, junto con voltajes de: 20, 22.5 y 25 voltios; para hacer de este un diseño experimental factorial de 2k con puntos centrado. Evidenciándose de esta forma que en el tiempo de 50 minutos y a un voltaje de 25 V, la remoción de mercurio es de 86.96% (0,0003 mg/L). Concluyéndose así, que el tratamiento por electrocoagulación es una prometedora alternativa para el tratamiento de las aguas industriales mineras.

2. Metodología

2.1. Enfoque metodológico

El enfoque metodológico del trabajo investigativo fue netamente de carácter cuantitativo.

El planteamiento del problema de estudio es delimitado y concreto, asociado a las diferentes problemáticas de contaminación ambiental por mercurio producto de las actividades extractivas de la minería de oro en el municipio del Bagre, en el departamento de Antioquía. El proyecto comprendió de unas fases de desarrollo para dar cumplimiento a los objetivos propuestos; las fases de investigación permitieron desarrollar paso a paso cada una de las etapas, las cuales fueron realizadas mediante la aplicación de métodos específicos para la toma de los datos, necesarios para su posterior análisis.

2.2. Población

La población estudio se refiere al municipio del Bagre, Antioquia, Colombia.

2.3. Etapas del proyecto de investigación

El desarrollo del proyecto se plantea en cuatro fases:

2.3.1. Fase I: Preliminar

Está conformada por una revisión bibliográfica; análisis de documentos técnicos, enfocados en el tratamiento de aguas contaminadas con mercurio proveniente de la minería mediante la extracción con mercurio, utilizando tecnología de electrocoagulación. Se analizarán los procedimientos para el muestreo en campo, análisis de laboratorio, y manejo de las celdas para el uso del equipo de electrocoagulación. Todo esto se realizará con el fin, de obtener evidencias de procedimientos técnicos que hayan sido satisfactorios, que permitan realizar operaciones eficaces en la investigación en curso.

2.3.2. Fase II: Planeación experimental

Para la planeación experimental se consideraron dos etapas. Inicialmente una experimentación exploratoria y posteriormente el diseño experimental.

Experimentación exploratoria: Para el análisis de remoción de mercurio se determinaron los parámetros fisicoquímicos (pH, conductividad y mercurio total) de la muestra hídrica tratada por el método de electrocoagulación, así mismo se estimara la determinación de los valores de corriente eléctrica, tiempo de exposición al tratamiento dependiente de la remoción de mercurio y material de los electrodos (Fe, Al) que conllevan a la optimización de técnicas de electrocoagulación con porcentajes de eficiencia elevados, los cuales formaran parte del desarrollo del diseño experimental.

Diseño experimental: Teniendo resultados de la experimentación exploratoria, se identificaron los valores más eficientes de las variables que conforman el diseño experimental como pH inicial del agua, voltaje (V) y tiempo del proceso de remoción en minutos. Se diseñó un experimento aleatorizado

completamente (DCA), con el desarrollo factorial de los tratamientos que consistió en pH con tres niveles que cubrían los valores de pH de 5-7, el factor de voltaje con valores de 4-5 voltios y el factor tiempo (t) con observaciones (toma de muestras) a los 4, 8, 12 y 16 minutos. Se realizarán 3 repeticiones para cada combinación de los tratamientos. El diseño experimental tendrá la estructura pH x V x t o 3 x 2 x 4.

2.3.3. Fase III: Desarrollo experimental

Muestras de agua: El estudio se realizó con muestras de mercurio, en 4 puntos tomados antes de la bocatoma de la empresa municipal AGUAS del BAGRE S.A. E.S.P, la cual recibe de las fuentes de las zonas mineras indicados por la literatura, los cuales reportaban valores altos de concentración de mercurio. De las cuales se utilizaron dos litros de muestra de agua en cada ensayo de laboratorio.

A las muestras de aguas que se tomaron en la captación de agua o bocatoma, se les realizó un muestreo compuesto, proporcional al caudal de captación de agua de la planta de tratamiento de agua potable. Se tomaron las muestras en época de lluvias y en épocas de sequía de acuerdo al ciclo hidrológico. Para las muestras se tuvieron en cuenta las variables tiempo, caudal y época del año ya mencionadas.

Según la normativa de la ISO 5815, se determinó la concentración del mercurio. El valor que se obtuvo fue el producto de la muestra compuesta y es una estimación válida, la cual tendrá en cuenta los siguientes principios: (1) el volumen muestreado represento una población homogénea, (2) las cantidades iguales de cada muestra contribuyen a la muestra compuesta.

Es importante mencionar que las muestras se tomaron de acuerdo con los lineamientos para el monitoreo de aguas aptas para el consumo humano, el cual tiene en cuenta aspectos legales encontrados en el decreto 1575/2007 y la resolución 2115/2007.

Tabla 1. Procedimiento de la toma de muestra de acuerdo con el artículo No. 27 del decreto 1575 de mayo 09 de 2007.

PROCEDIMIENTO TOMA DE MUESTRA

Parámetro para estudiar	Mercurio Total
Tipo de recipiente	Vidrio o plástico lavado con solución 1 a 1 de HNO ₃
Técnica de preservación	Acidificación a pH < 2 con HNO Refrigerar 2-5° C
Volumen de la muestra	1000 L
Tiempo máximo de preservación	28 días
Tipo de muestra	Compuesta
Normas	ISO 5666-3 ISO 5666-4 ISO 5666-5 SM-Edición 21, 2005
Observaciones	El tanque de almacenamiento de 20 litros es una jaula de acero galvanizado y una plataforma horizontal que encierra un contenedor fabricado en polietileno de alta densidad

Análisis fisicoquímicos: El análisis fisicoquímico que se realizó a las muestras de aguas fue; pH, conductividad y mercurio total antes y después del tratamiento por electrocoagulación. El contenido de mercurio se midió mediante un analizador directo de mercurio DMA-80, basado en los principios de la descomposición térmica de la muestra; a partir de un sistema de hornos en 4 fases térmicas con flujo de oxígeno. La toma de muestras se realizó con un muestreo compuesto, tomado antes de la bocatoma de la planta de potabilización. Se tomaron las muestras cada mes durante cuatro meses en periodos de 24 horas, teniendo en cuenta la temporada de lluvias y temporada seca de la región.

2.3.4. Análisis estadístico de varianza

Para el análisis estadísticos se utilizó el *software Minitab 20*, para el análisis ANOVA por un solo factor con el fin de seleccionar el mejor tratamiento de electrocoagulación en la remoción de mercurio y evidenciar si existe alguna diferencia estadísticamente significativa entre los tratamientos, lo cual tiene en cuenta la hipótesis:

- Hipótesis nula (H_0): no hay ninguna diferencia estadísticamente significativa entre los porcentajes de remoción del mercurio mediante procesos de electrocoagulación según las condiciones de operación.
- Hipótesis alterna (H_1): si existe una diferencia estadísticamente significativa entre los diversos porcentajes de remoción de mercurio mediante procesos de electrocoagulación según las condiciones de operación.

3. Resultados

3.1. Georreferenciación del área de toma de muestras

Se realizó la georreferenciación mediante el software ArcGIS pro de los puntos de toma de las muestras antes de la bocatoma de la empresa municipal AGUAS del BAGRE S.A. E.S.P, para el análisis de concentración de mercurio del agua proveniente de las fuentes mineras aledañas al río del Bagre, Antioquia, siendo estos los mismos puntos de toma de muestra reportados por Luna & Soto, (2017), donde los autores reportan valores de concentraciones de mercurio mayores a los límites permisibles en muestras de agua y en sedimentos.

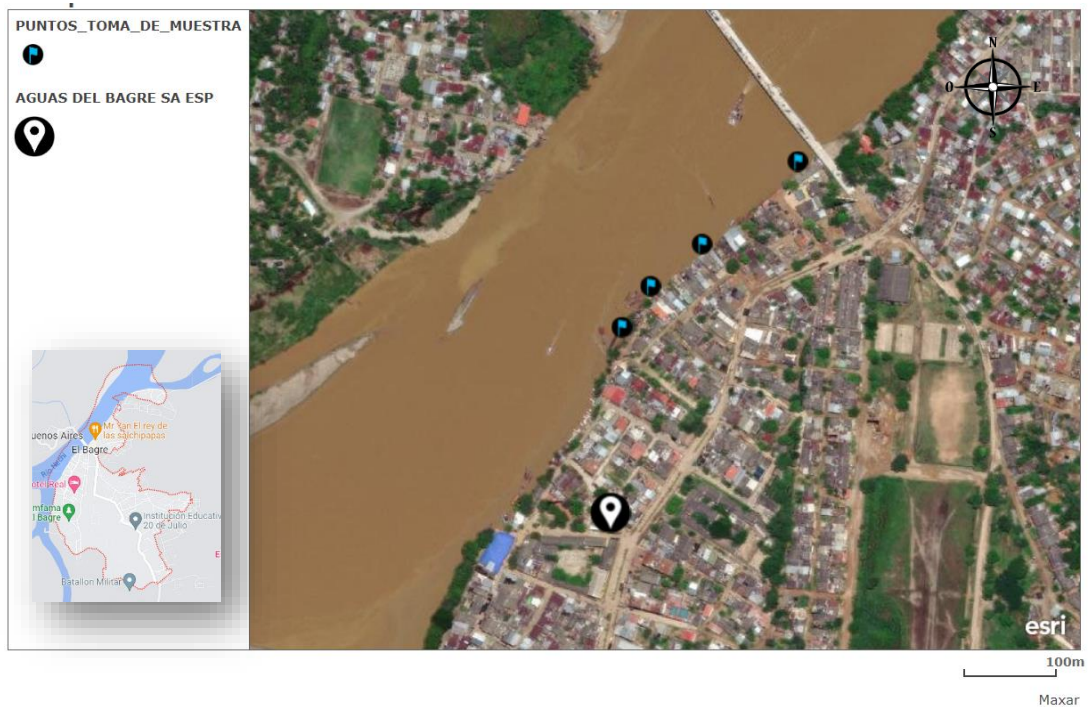


Figura 9. Georreferenciación mediante el software ArcGis Pro para la geolocalización de los puntos de muestreo en el Río Nechí del Bagre, Antioquia.

3.2. Descripción general del proyecto de investigación

En la figura 10 se observa el laboratorio de la Corporación Universitaria Lasallista, la delimitación espacial donde se llevó a cabo la presente investigación y análisis de muestras de agua contaminada con mercurio.



Figura 10. Laboratorio de la Corporación Universitaria Lasallista, Antioquia, Colombia.

En la figura 11 se visualiza el área de preparación de muestras y las muestras de agua contaminadas con mercurio del río del Bagre, Antioquia, para su respectivo análisis de determinación de la concentración de mercurio mediante el analizador directo de mercurio DMA-80, las cuales fueron comparadas con los resultados reportados por la literatura.



Figura 11. Preparación de las muestras, Laboratorio de la Corporación Universitaria Lasallista de Colombia, Antioquia.

3.3. Descripción del método de valoración de la eficiencia de remoción del Hg

Para la valoración de la eficiencia de la remoción de mercurio en muestras de agua contaminadas, se inicia por la preparación de la curva de calibración para el análisis de Hg, la cual se describe en la siguiente tabla.

Tabla 3. Preparación de la curva de calibración para el análisis de concentraciones de Hg mediante la determinación de la ABS.

Celda	Concentración (mg/L)	Concentración estándar de trabajo (mg/L)	Volumen del estándar de	Volumen (µL) de solución de HNO3 0,15%	Volumen final (µL)

			trabajo (μL)		
0	0,000	0,00	0,00	2000,000	2000,000
	0,005	0,10	100,00	1900,000	2000,000
	0,010	0,10	200,00	1800,000	2000,000
	0,015	0,10	300,00	1700,000	2000,000
	0,020	0,10	400,00	1600,000	2000,000
	0,030	0,10	600,00	1400,000	2000,000
	0,040	0,10	800,00	1200,000	2000,000
1	0,060	0,10	1200,00	800,000	2000,000
	0,080	0,10	1600,00	400,000	2000,000
	0,100	0,10	0,00	0,000	2000,000
	0,120	1,000	240,00	1760,000	2000,000
	0,160	1,000	320,00	1680,000	2000,000
	0,200	1,000	400,00	1600,000	2000,000
2	0,300	1,000	600,00	1400,000	2000,000
	0,400	1,000	800,00	1200,000	2000,000
	0,500	1,000	1000,00	1000,000	2000,000
	0,600	1,000	1200,00	800,000	2000,000
	0,800	1,000	1600,00	400,000	2000,000
	1,000	1,000	0,00	0,000	2000,000

Una vez preparadas las diluciones para la calibración de la curva de absorbancia de mercurio, se procedió a la preparación de las muestras, las cuales fueron almacenadas a una temperatura de -20°C , rotuladas y selladas hasta su análisis de determinación de la concentración de mercurio mediante el analizador directo de mercurio DMA-80.



Figura 12. Muestras de mercurio a diferentes concentraciones para la lectura de la Absorbancia, Laboratorio de la Corporación Universitaria Lasallista de Colombia, Antioquia.

En la figura 13 se muestra el analizador directo de mercurio DMA-80, utilizado para la determinación o lectura de la Absorbancia de las muestras de agua contaminadas con mercurio.

El análisis de datos e información determinados por el analizador directo de mercurio DMA-80, se realizaron a partir de los recursos tecnológicos de datos de elementos traza proporcionados por Milestone Helping Chemists.



Figura 13. Analizador directo de Mercurio DMA-80

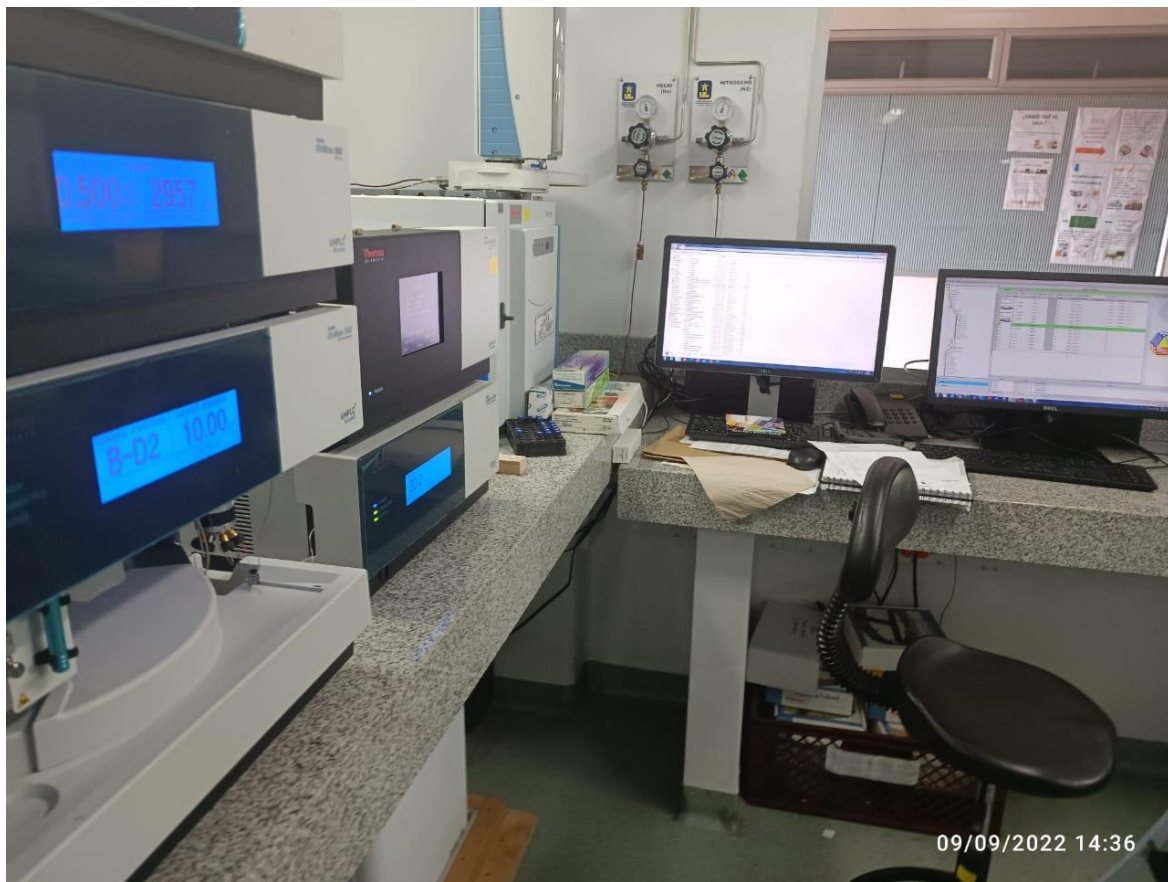


Figura 14. Análisis de datos e información obtenida de las concentraciones de mercurio.

En la figura 15 se visualiza la curva de calibración para la determinación de la concentración de mercurio presente en muestras de agua del rio del Bagre, Antioquia.

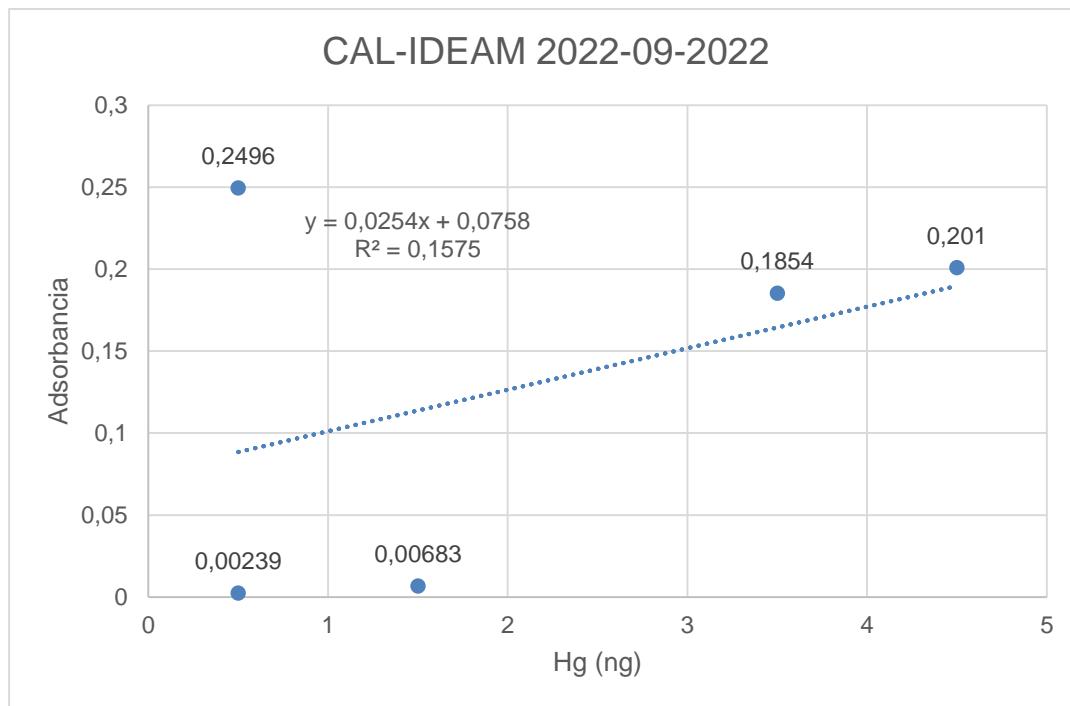


Figura 15. Curva de calibración de la concentración de Mercurio en ng.

Para el proceso de electrocoagulación se establecieron los siguientes parámetros influyentes en el proceso de remoción del Hg, dentro de los cuales se encuentran: el material de los electrodos, el volumen de la muestra, el área de las placas, la distancia entre los electrodos y la cantidad de ánodos de sacrificio, como se muestra en la tabla 4.

Tabla 4. Parámetros influyentes en el proceso de electrocoagulación.

Parámetro	Caracterización/unidad
Área de los electrodos	12x10 cm
Distancia entre los electrodos	1cm

Material de los electrodos	Hierro y Aluminio
# de ánodos de sacrificio	2 unidades
Volumen de la muestra	1700 ml

Así mismo se establecieron los siguientes parámetros fisicoquímicos influyentes en el proceso de remoción del Hg, dentro de los cuales se encuentran: pH, temperatura, conductividad, voltaje y tiempo de remoción del mercurio. En la tabla 5 se muestran los parámetros de eficiencia reportados en el óptimo tiempo de remoción de 15 minutos.

MUESTRA 1.

Tabla 5. Escenario fisicoquímico observado en el proceso de electrocoagulación a 5 voltios, con electrodos de hierro y aluminio. Muestra 1.

Característica fisicoquímica	Tiempos de remoción de Mercurio (min)							
	4		8		12		16	
	Fe	Al	Fe	Al	Fe	Al	Fe	Al
pH	6,7	6,7	6,0	6,0	6,9	6,9	7,2	7,2
T (°C)	29	31	32,6	34,2	37,9	38,3	50	53
μ (ms/cm)	64,4	120,3	65,2	132,7	65,6	133	64,8	132,5

Tabla 6. Escenario fisicoquímico observado en el proceso de electrocoagulación a 4 voltios, con electrodos de Hierro y aluminio. Muestra 1.

Característica fisicoquímica	Tiempos de remoción de Mercurio (min)							
	4		8		12		16	
	Fe	Al	Fe	Al	Fe	Al	Fe	Al
pH	5,19	5,19	6,7	6,7	5,2	5,2	5,14	5,14
T (°C)	28,8	30,9	33,2	35,1	40	42,9	33,9	35,9
μ (ms/cm)	61,7	123,1	63,2	126,4	61,6	122,9	63,1	127,1

MUESTRA 2.**Tabla 7.** Escenario fisicoquímico observado en el proceso de electrocoagulación a 5 voltios, con electrodos de Hierro y aluminio. Muestra 2

Característica fisicoquímica	Tiempos de remoción de Mercurio (min)							
	4		8		12		16	
	Fe	Al	Fe	Al	Fe	Al	Fe	Al
pH	6,7	6,7	6,0	6,0	6,9	6,9	7,2	7,2
T (°C)	30	31,3	32,7	35,3	37,9	38,2	49	52,1
μ (ms/cm)	64,6	121,0	65,4	132,8	63,9	132,1	65,1	131,6

Tabla 8. Escenario fisicoquímico observado en el proceso de electrocoagulación a 4 voltios, con electrodos de Hierro y aluminio. Muestra 2.

Característica fisicoquímica	Tiempos de remoción de Mercurio (min)							
	4		8		12		16	
	Fe	Al	Fe	Al	Fe	Al	Fe	Al
pH	5,19	5,19	6,7	6,7	5,2	5,2	5,14	5,14
T (°C)	29	31,1	33,0	35,3	39,4	42,8	33,7	35,8
μ (ms/cm)	62,2	122,9	63,9	127	61,9	123,2	63,8	127,5

MUESTRA 3.**Tabla 9.** Escenario fisicoquímico observado en el proceso de electrocoagulación a 5 voltios, con electrodos de Hierro y aluminio. Muestra 3

Característica fisicoquímica	Tiempos de remoción de Mercurio (min)							
	4		8		12		16	
	Fe	Al	Fe	Al	Fe	Al	Fe	Al
pH	6,7	6,7	6,0	6,0	6,9	6,9	7,2	7,2
T (°C)	31	31,5	32,8	35,5	38	38,7	51	52,5

μ (ms/cm)	65,6	122,1	66,5	133,1	64,3	133	66,2	132,1
---------------------------------	------	-------	------	-------	------	-----	------	-------

Tabla 10. Escenario fisicoquímico observado en el proceso de electrocoagulación a 4 voltios, con electrodos de Hierro y aluminio. Muestra 3.

Característica fisicoquímica	Tiempos de remoción de Mercurio (min)							
	4		8		12		16	
	Fe	Al	Fe	Al	Fe	Al	Fe	Al
pH	5,19	5,19	6,7	6,7	5,2	5,2	5,14	5,14
T (°C)	32	33,1	34,1	36	40	43,3	34,5	36,2
μ (ms/cm)	64,2	124,6	65,1	128,1	62,2	123,9	64,2	128,2

MUESTRA 4.

Tabla 11. Escenario fisicoquímico observado en el proceso de electrocoagulación a 5 voltios, con electrodos de Hierro y aluminio. Muestra 4

Característica fisicoquímica	Tiempos de remoción de Mercurio (min)							
	4		8		12		16	
	Fe	Al	Fe	Al	Fe	Al	Fe	Al
pH	6,7	6,7	6,0	6,0	6,9	6,9	7,2	7,2
T (°C)	29,9	31,1	32,4	35	37,7	38,1	48,8	51,8
μ (ms/cm)	64,5	120,8	65,2	132,5	63,7	132	64,8	131,3

Tabla 12. Escenario fisicoquímico observado en el proceso de electrocoagulación a 4 voltios, con electrodos de Hierro y aluminio. Muestra 4.

Característica fisicoquímica	Tiempos de remoción de Mercurio (min)							
	4		8		12		16	
	Fe	Al	Fe	Al	Fe	Al	Fe	Al
pH	5,19	5,19	6,7	6,7	5,2	5,2	5,14	5,14

T (°C)	28,8	31	32,8	35	39,2	42,4	33,2	35,6
μ (ms/cm)	62,1	122,7	63,8	126,7	61,7	122,9	63,8	126,9

Se utilizó un diseño de celda del laboratorio de la Universidad Nacional de Colombia, conformado por 2 unidades de electrodos de hierro o aluminio, el cual se muestra en la figura 16.



Figura 16. Celda de electrocoagulación en vertical para la remoción de agua contaminada con mercurio.

Seguido al tratamiento de electrocoagulación se procedió a la toma de muestra en el analizador directo de mercurio DMA-80. En la tabla 13 se observa el porcentaje de remoción de mercurio en las 4 muestras, con un $V=5$ voltios.

Tabla 13. resultados de la concentración de mercurio en las muestras postratamiento.

No. De muestra	LUGAR DE MUESTRA	Concentración inicial de Hg ($\mu\text{g} /\text{L}$)	Concentración final de Hg ($\mu\text{g} /\text{L}$)		Porcentaje de remoción	
			Al	Fe	Al	Fe
1	ANTES DE LA BOCATOMA	1,39	0,005	0,041	99,64%	97,05%
2	ANTES DE LA BOCATOMA	1,74	0,004	0,039	99,77%	97,75%
3	ANTES DE LA BOCATOMA	1,79	0,006	0,040	99,66%	97,76%
4	ANTES DE LA BOCATOMA	1,72	0,006	0,0405	99,65%	97,64%

3.4. ANOVA DE UN FACTOR proceso de electrocoagulación con electrodos de Al vs proceso de electrocoagulación con electrodos de Fe

Tabla 14. Resultados de concentración de mercurio dependiente de las diversas condiciones fisicoquímicas de operación del electrocoagulador.

Tratamiento	pretratamiento	Tiempo=4		Tiempo=8		Tiempo=12		Tiempo=16		voltaje
		Al	Fe	Al	Fe	Al	Fe	Al	Fe	
1	1,390	1,008	1,130	0,603	0,823	0,240	0,340	0,005	0,041	5 voltios
2	1,740	1,201	1,309	0,788	0,890	0,300	0,384	0,004	0,039	
3	1,79	1,280	1,340	0,860	0,920	0,340	0,420	0,006	0,040	
4	1,72	1,180	1,284	0,750	0,840	0,280	0,350	0,006	0,0405	
5	1,39	1,018	1,190	0,613	0,883	0,250	0,400	0,009	0,068	4 voltios
6	1,74	1,211	1,369	0,798	0,950	0,311	0,444	0,010	0,074	
7	1,79	1,294	1,493	0,890	1,102	0,516	0,601	0,013	0,100	
8	1,72	1,192	1,384	0,760	0,920	0,309	0,430	0,011	0,700	

Tabla 15. Análisis de Varianza

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Factor	1	0,002433	0,002433	2955,99	0,000
Error	6	0,000005	0,000001		
Total	7	0,002437			

Tabla 16. Resumen del modelo

S	R-cuadrado	R-cuadrado(ajustado)	R-cuadrado (pred)
0,0009071	99,80%	99,76%	99,64%

Tabla 17. Medias

Factor	N	Media	Desv.Est.	IC de 95%
Electrocoagulación con electrodos de Al	4	0,005250	0,000957	(0,004140; 0,006360)
Electrocoagulación con electrodos de Fe	4	0,040125	0,000854	(0,039015; 0,041235)

Desv.Est. agrupada = 0,000907148

Tabla 18. Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%

Factor	N	Media	Agrupación
Fe	4	0,040125	A
Al	4	0,005250	B

Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.

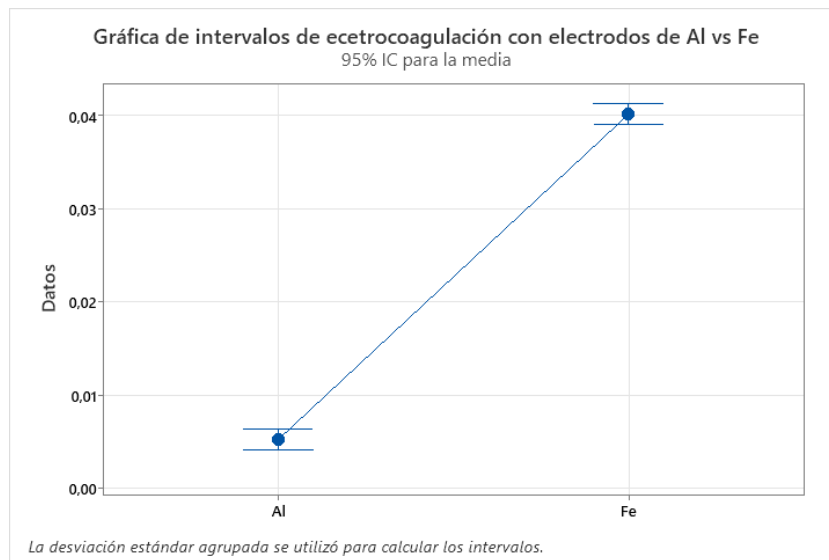


Figura 17. Intervalos entre el proceso de electrocoagulación con electrodos de Al VS electrodos de Fe.

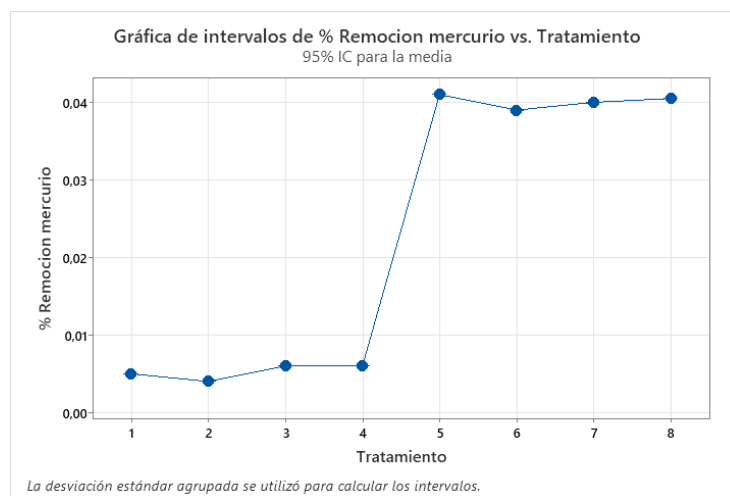


Figura 18. Intervalos de % de remoción Vs tratamiento.

4. Discusión

El parámetro escogido para la determinación de la eficiencia de la celda de electrocoagulación para el método de remoción de mercurio es la concentración en Hg de mercurio al final del proceso.

Para la cual se estableció una curva de calibración para la determinación de la concentración de mercurio presente en muestras antes de la bocatoma de AGUAS del BAGRE S.A E.S. P, Antioquia, como se muestra en el gráfico 1.

Según la literatura el agua del río del Bagre, Antioquia presenta un estado de contaminación por mercurio con concentraciones por encima de los límites permisibles (Luna Arcila & Soto Hoyos, 2017), con valores entre 0,14-1,76 μg de Hg /L en las muestras de agua. Siendo estas concentraciones producto de los procesos llevados por la minería aurífera, generando como consecuencia un estado de alarma para la población y ecosistemas de la región, debido a que por bioacumulación el Hg ocasiona deterioro o afecciones a la salud del ser humano y demás seres vivos que intervienen en el ecosistema afecto.

Teniendo en cuenta las concentraciones que presentan las muestras antes de la bocatoma de AGUAS del BAGRE S.A E.S.P, Antioquia, la cual recibe aguas del río del Bagre, Antioquia, se han llevado a cabo un experimento la evaluación de la eficiencia reportada en porcentaje de remoción de Hg postratamiento en una celda de electrocoagulación, así mismo los resultados muestran una eficiencia de remoción de mercurio con electrodos de aluminio con porcentajes entre el 99,64-99,77% teniendo en cuenta las 4 muestras analizadas, con parámetros fisicoquímicos de Voltajes entre 4-5 Voltios, reportando un tiempo óptimo de remoción de mercurio a los 16 minutos con pH entre 5-7 y temperaturas entre los 34-52 °C. La eficiencia que presenta el Aluminio frente a la que presenta hierro se

debe a la liberación de las cargas positivas por el proceso de oxidación del elemento Al, lo cual ocasiona que se dispersen y liberen en el medio acuoso, formando los denominados Óxidos metálicos, los cuales generan la atracción eléctrica de las partículas de Hg previamente desestabilizadas (López & Harnisth, 2016; Chacon Bacilio & Huampotupa Champi, 2021).

Los resultados que se presentan en la tabla 13, demuestran que el proceso de electrocoagulación posee porcentajes de eficiencia altos como método de remoción de Hg, el cual puede ser considerado como procedimiento útil en la remoción de este tipo de metales presentes en aguas contaminadas.

El análisis estadístico utilizó el *software Minitab 20*, para el análisis ANOVA por un solo factor, la finalidad de la valoración estadística permitió la obtención de la media de los resultados obtenidos entre la comparación del método de electrocoagulación con electrodos de Aluminio y electrodos de Hierro, donde la valoración por el método de Tukey demostró que existe una diferencia estadísticamente significativa entre ambos procesos, en la cual es resultados de medias fue de 0,005250 y 0,040125 respectivamente con una desviación estándar agrupada de 0,000907148, IC de 95%.

Así mismo es importante acotar que el tiempo óptimo en la remoción evidenciado en la presente investigación fue de 16 minutos, por lo que se sugiere ser el tiempo de tratamiento donde se obtiene la mayor eficiencia de la remoción del Hg. En la presente investigación se ha reportado los datos obtenidos en el tiempo de remoción de 16 minutos, según los análisis realizados en el laboratorio el porcentaje de remoción y el tiempo de medida del proceso de electrocoagulación son directamente proporcionales, a medida que transcurre el tiempo el porcentaje de remoción se incrementa, así mismo lo reporta Nina & Ramos, (2022), en su estudio sobre la remoción de mercurio de efluentes mineros de Juliaca, Perú, mediante el proceso de electrocoagulación, donde reporta datos que sustentan que

a medida que el lapso del proceso es mayor, la cantidad de remoción se incrementa (Nina Luna & Ramos Fora, 2022).

5. Conclusiones

El proceso de remoción de mercurio de muestras antes de la bocatoma de AGUAS del BAGRE S.A E.S.P, Antioquia, tratadas en la celda de electrocoagulación presente en el laboratorio de la Universidad Nacional de Colombia, logró una eficiencia del 99,64- 99,77% de remoción de Hg con electrodos de Al y del 97,05-97,76% con electrodos de Hierro, el cual puede ser considerado como procedimiento útil en la remoción de este tipo de metales presentes en aguas contaminadas.

Aunque todos los parámetros fisicoquímicos presentaron resultados óptimos en cuanto a la remoción de mercurio, en el ensayo con electrodos de aluminio a un voltaje de 5 voltios, con pH=7,2, una temperatura de 52,1°C y una conductividad del 131,6 ms/cm, se evidencio un porcentaje de remoción del 99,77%, siendo este el mejor escenario fitoquímico para el proceso de electrocoagulación de agua contaminadas con mercurio presentes en muestras de agua captadas antes de la bocatoma de AGUAS del BAGRE S.A E.S.P, Antioquia, que evidencia la presente investigación.

La metodología propuesta para la remoción de mercurio mediante el proceso de electrocoagulación y la valoración de los materiales de los electrodos, presentan resultados positivos en términos de eficiencia en la remoción de mercurio con porcentajes mayores al 90%.

Se establecieron las condiciones de pH y de Voltaje, para la valoración de los materiales de los electrodos (Al, Fe), del proceso de electrocoagulación donde se permite indicar que el tiempo óptimo en la remoción evidenciado durante los ensayos experimentales fue de 16 minutos, por lo que se sugiere ser el tiempo de tratamiento donde se obtiene la mayor eficiencia de remoción.

Referencias Bibliográficas

- Abu Bakar, A. F. (2013). Arsenic, Zinc, and Aluminium Removal from Gold Mine Wastewater Effluents and Accumulation by Submerged Aquatic Plants (Cabomba piauhyensis, Egeriadensa, and Hydrillaverticillata). *BioMed Research International*, 2013, 7. doi:<https://doi.org/10.1155/2013/890803>
- Acheampong, M. A., Adiyiah, J., & Okwaning A., E. D. (2013). Physico-chemical Characteristics of a Gold Mining Tailings Dam Wastewater. *Journal of Environmental Science and Engineering*(2), 469-475. doi:https://www.researchgate.net/profile/Edo-Ansa/publication/281639217_Physico-chemical_Characteristics_of_a_Gold_Mining_Tailings_Dam_Wastewater/links/5c0f15a84585157ac1b9158e/Physico-chemical-Characteristics-of-a-Gold-Mining-Tailings-Dam-Wastewater.pdf
- Acosta Niño, G., Coy Barrera, C., Bourdón García, A., & Cuervo, E. (2013). Electrocoagulation as an efficient treatment for the removal of heavy metals from wastewater . *Universidad Militar Nueva Granada - Revista Facultad de Ciencias Básicas*, 9(2), 306-317. Obtenido de Universidad Militar Nueva Granada - Revista Facultad de Ciencias Básicas: <https://revistas.unimilitar.edu.co/index.php/rfcb/article/view/389>
- Acosta, G., Barrera, C., Bourdón, A., & Cuervo. (2013). La Electrocoagulación como un tratamiento eficiente para la remoción de metales pesados presentes en aguas residuales. *Revista Facultad De Ciencias Básicas*, 9(2), 306-317. doi:<https://doi.org/10.18359/rfcb.389>
- Acuña-Viteri, & A., C. (2021). Estudio comparativo bibliográfico de tres adsorbentes naturales, utilizados para biorremediar aguas contaminadas con mercurio en la explotación aurífera. *Bachelor's thesis, Riobamba Universidad Nacional de Chimborazo*.
- Alonso, J. J., & Cervera, R. (2021). Avances en lupus eritematoso sistémico. *Marge Books*.

- Arango, R., A., Garcés, G., & F., L. (2007). Diseño de una celda de electrocoagulación para el tratamiento de aguas residuales de la industria láctea. *Revista Universidad EAFIT*, 43(147).
- Buleje Parian, R. Y., & Ventura Rojas, Y. (2019). Evaluación de los parámetros de diseño del proceso de tratamiento de agua por electrocoagulación. *Universidad Nacional San Luis Gonzaga*.
- Cardona Sánchez, M. I. (2021). Estrategias de prevención y mitigación de impactos ambientales a causa de los vertimientos de mercurio a las fuentes hídricas en Colombia. *Unidad Central del Valle del Cauca*.
- Chacon Bacilio, F. M., & Huampotupa Champi, C. K. (2021). Electrocoagulación de aguas residuales en la industria láctea Ramírez-Anta-Compone. *UNSAAC Universidad Nacional de San Antonio Abad del Cusco*, 203.
- Chinen Gushiken, M. (2020). Concentración de mercurio y características edáficas en dos concesiones de minería aurífera aluvial en la provincia Tambopata. *Universidad Nacional Agraria de Molina*.
- CORANTIOQUIA, C. A. (s.f.). *NIVELES DE MERCURIO EN SEDIMENTO, AGUA Y TEJIDO VIVO "BUCHÓN, ARROZ, PECES Y CABELLO" EN LOS HUMEDALES DE LA MOJANA SUCREÑA*. Universidad de Antioquia.
- Córdoba, D. A. (2020). Tratamiento de agua residual industrial de curtiembre por medio de la electrocoagulación. *Cuaderno activa*, 12.
- Córdoba, J. R. (2016). Análisis del impacto ambiental generado por la emisión de mercurio desde fuentes fijas o entables del municipio de Andes-Antioquia. *Revista Informetal*, 54.
- Departamento Administrativo de planeación de Antioquia*. (2016). Obtenido de Cobertura de agua potable en los municipios de Antioquia.: <http://www.antioquiadatos.gov.co/index.php/13-10-1-cobertura-de-agua-potable-en-los-municipios-de-antioquia-ano-2016>
- Figueroa Olarte, L. F. (2020). Optometría pediátrica: Antecedentes prenatales: manifestaciones generales y oculares. *Universidad de la Salle*.

- Fuentes García, H. D., & Huertas Gonzalez, R. M. (2021). Diseño de planta desalinizadora de agua de pozo, por medio de osmosis inversa, usando energía fotovoltaica en la comunidad de Poromana, municipio de Manaure. *Universidad Antonio Nariño*.
- García-Navarro, M. E. (2000). Influencia de la estimulación temprana en la parálisis cerebral. . *Revista de Neurología*, 716-719.
- López, P., & Harnisth, A. (2016). Electrocoagulación de aguas residuales de la industria láctea. *Enfoque UTE*, 13-21.
- Luna Arcila, M. M., & Soto Hoyos, E. J. (2017). Consideraciones ambientales por el uso de mercurio en minería aurífera en el municipio de el bagre, Antioquia: estrategias de producción limpia.
- Magaña-Irons, L., Rojas-Vargas, A., González-Díaz, Y., & Ojeda-Armaignac, E. (2020). Remoción de contaminantes del residual lácteo por electrocoagulación con electrodos de aluminio. *Tecnología química*, 17-34.
- Mancera-Rodríguez, N. J.-L. (2006). Estado del conocimiento de las concentraciones de mercurio y otros metales pesados en peces dulceacuícolas de Colombia. *Acta biológica colombiana*, 3-23.
- Marrugo Negrete, J. L., Paternina Uribe, R., & Marrugo Madrid, S. (2022). Mercurio en la MAPE: evaluación internacional de experiencias y lecciones aprendidas en la gestión de la contaminación por mercurio en la MAPE. Análisis nacional e internacional. *Universidad de Cordoba*.
- Meliton Romero, J., & Miyashiro Aguirre, R. M. (2022). Estudio comparativo de los tratamientos de electrocoagulación y coagulación/floculación para la remoción de contaminantes de aguas residuales del camal Conchucos, Lima, 2021. *Universidad Privada del Norte*.
- Nina Luna, A., & Ramos Fora, B. K. (2022). Remoción de mercurio de efluentes mineros por electrocoagulación.
- Ojeda Urquizo, J. E., & Puma Pacco, A. R. (2023). Análisis de la contaminación ambiental del rio Ocoña por la minería artesanal utilizando el software

- ArcGIS dentro del periodo 2013-2021, Arequipa. *Universidad Tecnológica del Peru*.
- Pabón, E., S., Benítez, R., Sarria, A., R., . . . A., J. (2020). Contaminación del agua por metales pesados, métodos de análisis y tecnologías de remoción. Una revisión. *Entre Ciencia e Ingeniería*, 14(27).
- Pabón, S. E., Benítez, R., Sarria, R. A., & Gallo, J. A. (2020). Contaminación del agua por metales pesados, métodos de análisis y tecnologías de remoción. Una revisión. *Entre Ciencia e Ingeniería*, 9-18.
- Peña, J. (2003). *Minería y Medio Ambiente en Colombia*. Bogotá DC: Universidad Sergio Arboleda, Facultad de Ingeniería.
- Perez Bendezu, L. S. (2018). Uso de la electrocoagulación para reducir la carga de contaminantes en la planta de tratamiento de aguas residuales Ajeper-Huachipa 2017 II. *Universidad Nacional de San Agustín*.
- Pinzón, C., & Gomez, F. (2018). Impacto del mercurio en los ecosistemas colombianos y las técnicas aplicables para su biorremediación. Working papers - ECAPMA, 2(1). Obtenido de Universidad Nacional Abierta y a Distancia.
- PNUMA. (2012). *Sinopsis Nacional De La Minería Aurífera Artesanal Y De Pequeña Escala*. Bogotá. Obtenido de https://www.minambiente.gov.co/images/AsuntosambientalesySectorialyUrbana/pdf/mercurio/Sinopsis_Nacional_de_la_ASGM.pdf
- Restrepo, C. O. (06 de Febrero de 2020). Segovia ya no es el más contaminado por mercurio. *Periódico Alma Mater, Universidad de Antioquia*. Obtenido de https://www.udea.edu.co/wps/portal/udea/web/inicio/udea-noticias/udea-noticia!/ut/p/z1/vZVLU4MwEID_ih56ZLIkAdIjVuxD-kCLFS5OpKIGC6GU1sevF6YzOtp6Dgxhvx3v012d7loRtcozvhW3vFSqowvq3UU2zes3cGmS8EHm9rg2hNqObhLpleAZI8Ezk0L3MCbjKbjzuR0gFH8E3040Fz4mf4osDwTd8BnNj0F
- Restrepo-Santamaria, D., Valencia-Rodríguez, D., Herrera-Pérez, J., Muñoz-Duque, S., Galeano, A. F., & Jiménez-Segura, L. (2023). Bio Anorí, the

- biological expedition that documented fish diversity after the post-conflict in Antioquia, Colombia. *Global Ecology and Conservation*, 43.
- Rivas Ramírez, J. E., & Rojas Oblitas, M. A. (2020). Tratamiento de aguas residuales por el Método de Electrocoagulación de Sistema PTAR de la laguna de estabilización San José Lambayeque. *Universidad Nacional Pedro Ruiz Gallo*.
- Roeser, M. (2012). *Proyecto global del mercurio gmp-2, ntroduccion de tecnologias mas limpias en la mineria y la extraccion del oro artesanales, ONUDI*.
Obtenido de <https://www.corantioquia.gov.co/SiteAssets/PDF/Gesti%C3%B3n%20ambiental/Producci%C3%B3n%20>
- Ruiz, A., & Á. (2012). Effects of the pH and the conductivity on the electrocoagulation of waste water from dairy industries. *Producción+ Limpia*, 59-67.
- Sánchez, M. E., & Meneses, H. W. (2021). DISEÑO MECATRÓNICO PARA UNA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES EN ENTORNOS DE INDUSTRIAS TEXTILES CON ÉNFASIS EN TINTORERÍAS. *Encuentro Internacional de Educación en Ingeniería*, 7.
- Santacruz, D. J. (2020). Revisión documental de la Técnica de Electrocoagulación: diseño. *Boletín Informativo CEI*, 138-144.
- Sarria-Villa, R. A., Gallo-Corredor, J. A., & Benítez-Benítez, R. (2020). Tecnologías para remover metales pesados presentes en aguas. Caso Cromo y Mercurio. *Journal de Ciencia e Ingeniería*, 12.
- SENA, C. d. (s.f.). Obtenido de <http://centro-minero-ambiental.blogspot.com/p/el-bagre-antioquia.html>
- Shi, D., Li, X., Huang, Y., Cui, X., Zhang, Z., Li, D., & Ao, Y. (2019). A dynamic model describing the effects of soil moisture on mercury speciation and migration in the plow layer. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*, 473-484.

- Vela-García, N., Guamán-Burneo, M. C., & González-Romero, N. P. (2019). Biorremediación eficiente de efluentes metalúrgicos mediante el uso de microalgas de la amazonía y los andes del Ecuador. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 917-929.
- Xu, L., Cao, G., Xu, X., He, C., Wang, Y., Huang, Q., & Yang, M. (2018). *Sulfite assisted rotating disc electrocoagulation on cadmium removal: Parameter optimization and response surface methodology*. (Separation and Purification Technology, 195, 121-129) Recuperado el 17 de 11 de 2020, de <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2017.12.0102>