



INSTITUTO TECNOLÓGICO DE TUXTLA GUTIÉRREZ

DESARROLLO DE UN SISTEMA ELECTROLÍTICO PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES.

REPORTE FINAL DE RESIDENCIA PROFESIONAL QUE PRESENTA:

Fernando García Escobar

Como requisito para acreditar la Residencia Profesional
de la Licenciatura en:

INGENIERIA QUÍMICA

Tuxtla Gutiérrez, Chiapas
12 de enero de 2024



Carretera Panamericana Km. 1080, C.P. 29050, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas | tuxtla.tecnm.mx

Tel. (961) 615 0461, 615 0138, 615 4808



2023
AÑO DE
**Francisco
VILA**
EL REVOLUCIONARIO DEL PUEBLO

Dedicada a la memoria de mis abuelos

Amparo Selvas y Omelino García

Un Abrazo hasta el cielo

Agradecimientos.

AL INSTITUTO TECNOLÓGICO DE TUXTLA GUTIÉRREZ

Quiero expresar mi más profundo y sincero agradecimiento al Instituto Tecnológico de Tuxtla Gutiérrez por brindarme la oportunidad de llevar a cabo este proyecto de investigación.

A MI ASESOR

Agradezco de manera especial al Dr. Samuel Enciso Sáenz por su invaluable asesoramiento, orientación y dedicación a lo largo de todo este proceso. Sus conocimientos expertos, su paciencia y su disposición para compartir su experiencia fueron cruciales para la realización exitosa de este estudio.

A MI PADRES

No puedo pasar por alto el inmenso agradecimiento hacia mis padres y mis hermanos, gracias Mamá, gracias Papá, gracias Yayo, gracias Luis, cuyo amor incondicional, sacrificio y aliento constante han sido el motor que impulsa cada uno de mis logros. Su apoyo y su constante inspiración han sido la fuerza que me ha llevado a superar desafíos y alcanzar metas. Este proyecto no habría sido posible sin su amor y respaldo incondicional.

“Y al final siempre ando a tientas

Sin brújula en la tormenta

Pero tras el desaliento

Cada cuento, si ha de pintarse se pinta.”

(Drexler, 2022)

Resumen.

El tratamiento de aguas residuales es una preocupación mundial debido a su impacto en la salud pública y el ambiente. Los sistemas de electrocoagulación se han convertido en una tecnología atractiva para el tratamiento de aguas residuales debido a su alta eficiencia y bajo costo de operación.

En este proyecto, se presenta una revisión bibliográfica detallada sobre electrocoagulación, destacando su relevancia como tecnología prometedora para el tratamiento de aguas residuales debido a su alta eficiencia y bajo costo operativo. Los hallazgos de este proyecto ofrecen una comprensión profunda de la aplicación de la electrocoagulación en el contexto específico de las aguas residuales de la industria láctea. Se presentan resultados experimentales que demuestran la eficacia del sistema de electrocoagulación en la eliminación de contaminantes presentes en el agua residual, respaldando así su viabilidad como una solución efectiva para los desafíos asociados con el tratamiento de aguas residuales industriales.

Palabras clave: tratamiento de aguas residuales, electrocoagulación, eficiencia, industria láctea.

Abstract:

Wastewater treatment is a global concern due to its impact on public health and the environment. Electrocoagulation systems have become an attractive technology for wastewater treatment due to their high efficiency and low operating costs.

In this project, a detailed literature review on electrocoagulation is presented, highlighting its relevance as a promising technology for wastewater treatment due to its high efficiency and low operating costs. The findings of this project offer a profound understanding of the application of electrocoagulation in the specific context of wastewater from the dairy industry. Experimental results are presented demonstrating the effectiveness of the electrocoagulation system in removing contaminants present in wastewater, thus supporting its viability as an effective solution for the challenges associated with industrial wastewater treatment.

Keywords: wastewater treatment, electrocoagulation, efficiency, dairy industry.

Tabla de contenido.

Introducción.	8
Descripción de la empresa.	8
Objetivo General:	12
Objetivos Específicos:	12
Justificación.	12
Hipotesis.	13
Marco teórico.	13
Antecedentes.	13
Agua residuales.	16
Tipos de Aguas Residuales.	16
Composición de las aguas residuales.	17
Métodos para la medición de DQO.	18
Conductividad eléctrica.	20
Método peso seco.	21
Industria láctea.	22
Normas Mexicanas de descargas de aguas residuales.	24
Electroquímica.	26
Constante de Faraday.	28
Electrolisis.	29
Electrocoagulación.	29
Partes básicas de un sistema de electrocoagulación.	29
Propiedades fisicoquímicas del Hierro	30
Propiedades fisicoquímicas del Aluminio.	31
Aplicaciones de la EC.	32

Factores que influyen en el proceso de EC.....	34
Ventajas y Desventajas de la EC.....	36
Estabilización de los electrodos.....	37
Mecanismo del proceso.....	38
Mecanismo de reacción.....	40
Reactores en el proceso de electrocoagulación.....	42
Comparación entre Electrocoagulación y Coagulación Química.....	44
Metodología.....	45
Preparación del Agua Sintética:.....	45
Preparación de la Curva Patrón de Conductividad Eléctrica:.....	47
Evaluación de la Eficiencia del Proceso de Electrocoagulación para la Remoción de Contaminantes en Aguas Residuales de Suero de Leche.....	48
Evaluación del proceso más eficiente en el análisis de DQO:.....	50
Instrumentos y equipos de laboratorio usados durante la metodología.....	51
Análisis Estadístico:.....	53
Datos a Recopilar:.....	54
Procedimiento de ANOVA:.....	54
Componentes de Varianza:.....	54
Graficos a Realizar:.....	54
Resultados.....	55
Discusión de resultados.....	64
Conclusiones.....	65
Referencias bibliograficas.....	67

Introducción.

En un contexto marcado por la creciente conciencia ambiental y la imposición de regulaciones más rigurosas en el ámbito del tratamiento de aguas residuales industriales, la búsqueda de soluciones innovadoras y eficientes se vuelve necesaria. La liberación descontrolada de aguas residuales contaminadas por diversas industrias constituye una seria amenaza para los ecosistemas acuáticos, la salud pública y la sostenibilidad en general (López, 2014). En este sentido, el presente proyecto se centra en la evaluación de un sistema de electrocoagulación como respuesta potencialmente transformadora ante el desafío del tratamiento de dichas aguas residuales.

La técnica de electrocoagulación, al fusionar procesos electroquímicos con mecanismos coagulantes, ha revelado un considerable potencial para hacer frente a la problemática de la contaminación en aguas residuales. La formación de coagulantes a partir de la electrólisis de electrodos metálicos, confiere a esta técnica una versatilidad y eficacia notables en la eliminación de diversas clases de contaminantes (Barrera, 2014).

Descripción de la empresa.

“Ciencia y Tecnología con Sentido Humano” Instituto Tecnológico de Tuxtla
Gutiérrez.”

El Instituto Tecnológico de Tuxtla Gutiérrez ubicado en Carretera Panamericana km 1080. C.P. 29050 en el estado de Chiapas, fue fundado el 22 de octubre de 1972, por el Exgobernador del Estado Dr. Samuel León Brindis, inicialmente con el nombre de Instituto Tecnológico Regional de Tuxtla Gutiérrez (ITRTG), posteriormente se llamaría el Instituto Tecnológico de Tuxtla Gutiérrez (ITTG).

Actualmente es considerado en el estado de Chiapas la principal universidad de tecnología e ingeniería. Su lema es Ciencia y Tecnología con Sentido Humano y su actual director es el M. en C. José Manuel Rosado Pérez.

Cuenta con tres extensiones en las ciudades de Chiapa de Corzo, Carranza y la otra en la ciudad de Bochil, además posee un Centro de Posgrado para estudios de Maestría en Ciencias en Mecatrónica, Maestría en Ciencias en Ingeniería Bioquímica y el Doctorado en Ciencias en Biotecnología.

Pertenece al Tecnológico Nacional de México que está constituido por 254 instituciones, de las cuales 126 son Institutos Tecnológicos Federales, 122 Institutos Tecnológicos Descentralizados, cuatro Centros Regionales de Optimización y Desarrollo de Equipo (CRODE), un Centro Interdisciplinario de Investigación y Docencia en Educación Técnica (CIIDET) y un Centro Nacional de Investigación y Desarrollo Tecnológico (CENIDET)

- Valores

- El Ser Humano

- El Espíritu de Servicio

- El Liderazgo

- El Trabajo en Equipo

- La Calidad

- El Alto Desempeño

- Respeto al Medio Ambiente

- Misión

- Formar de manera integral profesionistas de excelencia en el campo de la ciencia y la tecnología con actitud emprendedora, respeto al medio ambiente y apego a los valores éticos.

- Visión

Ser una Institución de Excelencia en la Educación Superior Tecnológica del Sureste, comprometida con el desarrollo socioeconómico sustentable de la región.

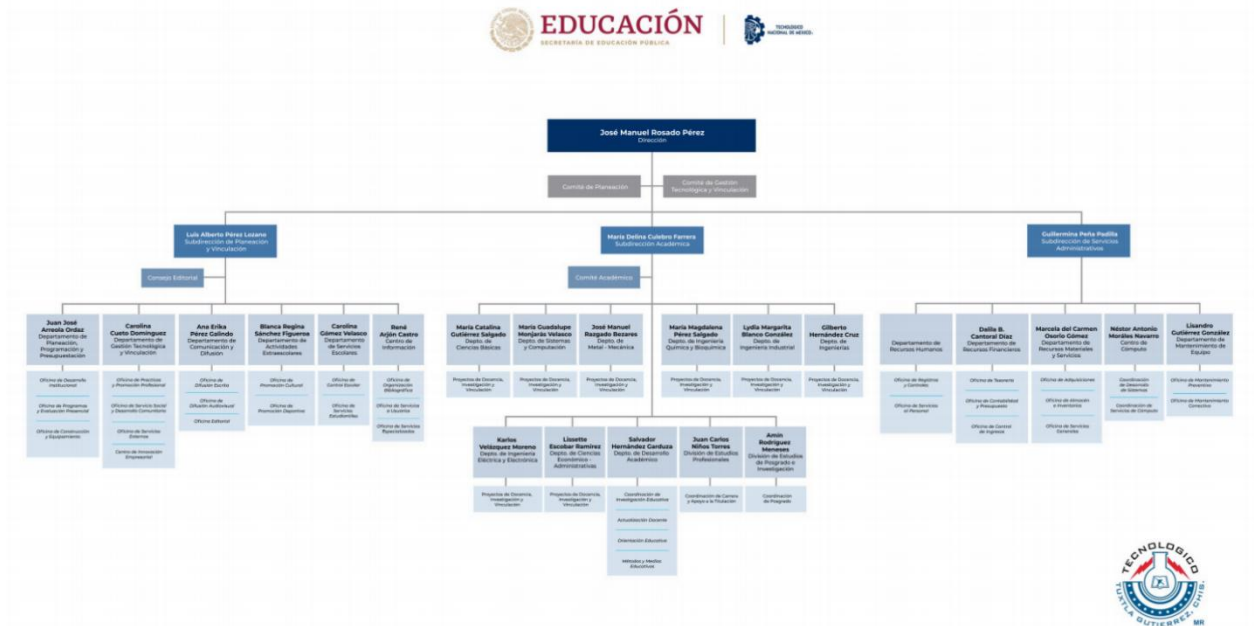
Historia

En la década de los 70's, se incorpora el estado de Chiapas al movimiento educativo nacional extensión educativa, por intervención del Gobierno del Estado de Chiapas ante la federación. Esta gestión dio origen a la creación del Instituto Tecnológico Regional de Tuxtla Gutiérrez (ITRTG) hoy Instituto Tecnológico de Tuxtla Gutiérrez (ITTG).

- El día 23 de agosto de 1971 el Gobernador del Estado, Dr. Manuel Velasco Suárez, colocó la primera piedra de lo que muy pronto sería el Centro Educativo de nivel medio superior más importante de la entidad.
- El día 22 de octubre de 1972, con una infraestructura de 2 edificios con 8 aulas, 2 laboratorios y un edificio para talleres abre sus puertas el Instituto Tecnológico de Tuxtla Gutiérrez con las carreras de Técnico en Máquinas de Combustión Interna, Electricidad, Laboratorista Químico y Máquinas y Herramientas.
- En el año 1974 dio inicio la modalidad en el nivel superior, ofreciendo las carreras de Ingeniería Industrial en Producción y Bioquímica en Productos Naturales.
- En 1980 se amplió la oferta educativa al incorporarse las carreras de Ingeniería Industrial Eléctrica e Ingeniería Industrial Química.
- En 1987 se abre la carrera de Ingeniería en Electrónica y se liquidan en 1989 las carreras del sistema abierto del nivel medio superior y en el nivel superior se

reorientó la oferta en la carrera de Ingeniería Industrial Eléctrica y se inicia también Ingeniería Mecánica.

- En 1991 surge la licenciatura en Ingeniería en Sistemas Computacionales.
- Desde 1997 el Instituto Tecnológico de Tuxtla Gutiérrez ofrece la Especialización en Ingeniería Ambiental como primer programa de postgrado.
- En 1998 se estableció el programa interinstitucional de postgrado con la Universidad
- Autónoma de Chiapas para impartir en el Instituto Tecnológico la Maestría en Biotecnología.
- En el año 1999 se inició el programa de Maestría en Administración como respuesta a la demanda del sector industrial y de servicios de la región.
- A partir de 2000 se abrió también la Especialización en Biotecnología Vegetal y un año después dio inicio el programa de Maestría en Ciencias en Ingeniería Bioquímica y la Licenciatura en Informática. (Tecnológico de Tuxtla Gutiérrez, 2011)



Organigrama de la institución (Tecnológico de Tuxtla Gutiérrez, 2020)

Objetivo General:

Evaluar la eficiencia de remoción de un sistema de electrocoagulación en el tratamiento de aguas residuales.

Objetivos Específicos:

1. Caracterizar el suero lácteo para desarrollar estrategias sostenibles de tratamiento.
2. Estimar la eficiencia de remoción con distintos niveles de voltaje aplicados, solo considerando el peso seco.
3. Comparar las técnicas de peso seco y análisis de DQO en el proceso más eficiente en la remoción de contaminantes.

Justificación.

En la actualidad, el tratamiento de aguas residuales de la industria láctea representa un desafío crítico. La liberación de aguas residuales contaminadas sin tratamiento adecuado no solo compromete la calidad del agua y los ecosistemas acuáticos, sino que también impacta negativamente en la salud humana y la sostenibilidad ambiental. En este contexto, la implementación de tecnologías innovadoras y eficientes es fundamental para abordar estos problemas.

El sistema de electrocoagulación se presenta como una solución prometedora para el tratamiento de aguas residuales debido a sus ventajas únicas. Esta técnica, que combina procesos electroquímicos y coagulación, permite la eliminación eficaz de una amplia gama de contaminantes, incluyendo metales pesados, compuestos orgánicos y contaminantes emergentes. La formación de coagulantes a partir de la electrólisis reduce la necesidad de productos químicos adicionales y minimiza la producción de lodos, lo que a su vez disminuye los costos operativos y de disposición.

Un enfoque integral en la innovación y el diseño optimizado del sistema de electrocoagulación tiene el potencial de brindar beneficios significativos. Estos beneficios incluyen la mejora de la calidad del agua tratada, el cumplimiento con los

estándares regulatorios, la reducción del impacto ambiental de las descargas industriales y la promoción de prácticas sostenibles en el sector. Además, al ser adaptable a diversas fuentes de agua residual y escalable en función de las necesidades, la tecnología de electrocoagulación se convierte en una herramienta valiosa para diversas industrias.

Este proyecto busca contribuir al avance científico y tecnológico en la gestión sostenible de recursos hídricos y al mismo tiempo abordar los problemas ambientales y de salud pública que enfrentamos en la actualidad.

Hipotesis.

El sistema de electrolítico evaluado lograra una eficiencia de remoción por encima del 70% del contaminantes en aguas residuales debido a su proceso de formación de coagulantes.

Marco teórico.

Antecedentes.

En el año 1800, los químicos ingleses William Nicholson y Johann Wilhelm Ritter lograron descomponer el agua en hidrógeno y oxígeno mediante la electrólisis, lo que marcó un hito en la historia de la electroquímica y la producción de hidrógeno, que es una fuente de energía limpia y renovable. Poco después, Ritter descubrió el proceso de la galvanoplastia, que permitió la deposición de metales en superficies conductoras mediante el uso de corriente eléctrica.

En sus experimentos, Ritter observó que la cantidad de metal depositado e hidrógeno producido durante el proceso electrolítico dependía de la distancia entre los electrodos, lo que permitió la optimización del proceso de galvanoplastia y otros procesos electroquímicos.

En 1820 Hans Christian Ørsted descubrió el efecto del electromagnetismo de la corriente que fue reconocido como uno de los avances más importantes en el ámbito de la electricidad en su época.

Esto logró concretar la base para que en 1832 Michael Faraday pudiera reproducir los experimentos de Nicholson, Ritter, Davy y Seebeck y pudiera establecer las dos leyes más importantes de la electrólisis.

En 1856, Chisholm obtuvo la primera patente inglesa (No.1499) para un proceso de desinfección y desodorización de materias nocivas o infectadas en pozos negros o alcantarillas, mediante el uso de agentes eléctricos o galvánicos, lo que abrió la puerta para futuros tratamientos de purificación de aguas residuales.

En 1889, Webster instaló experimentalmente en Crossnes un proceso que utilizaba electrodos de hierro para someter aguas residuales mientras estas fluían, lo que permitió la precipitación química por medio del óxido de hierro formado por la acción de la corriente eléctrica.

Finalmente, Hermite en 1887, desarrolló un proceso de desinfección de aguas que involucraba la adición de sales para aumentar la conductividad en las aguas y el uso de láminas de metal para desinfectar la materia orgánica con mayor eficiencia. Este enfoque de Hermite sentó las bases para futuros desarrollos en la purificación de aguas residuales, al resaltar la relevancia de optimizar la conductividad y la interacción con metales como factores críticos en la eficiencia de los procesos de desinfección.

En 1932, en Alemania, se introdujo el uso de la electrocoagulación, logrando eficiencias del 50% en la reducción de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) en aguas residuales. Sin embargo, estos procesos enfrentaron obstáculos debido a los altos costos energéticos y la necesidad de reemplazar los electrodos de manera

frecuente. En 1947, en la antigua Unión Soviética, se implementó el proceso con electrodos de hierro para producir hidróxido ferroso, alcanzando remociones de entre el 70% y el 80% en términos de DBO. Algunos años más tarde, en 1958, el profesor Mendía, de la Universidad de Nápoles, aplicó esta técnica para la desinfección de aguas residuales costeras. En este enfoque, se incorporó entre un 25% y un 30% de agua de mar al volumen total antes de iniciar la electrólisis (Mejía, 2006).

En 2006, Sengil y Özacar investigaron la electrocoagulación con corriente directa en efluentes de la industria láctea utilizando electrodos de acero dulce. Analizaron varios factores, incluido el pH inicial, el tiempo de electrolisis y la densidad de corriente, y lograron una remoción promedio del 98% de DQO y el 99% de grasa en fase acuosa. (Sengil & Özacar, 2006)

En 2009, Trompette y Vergnes llevaron a cabo un estudio sobre la influencia de los electrolitos soporte en la oxidación de electrodos de aluminio durante la electrocoagulación de muestras de leche sin desnatar y emulsiones de aceite de corte. Sus hallazgos revelaron que los iones de cloro y amonio desempeñaron un papel beneficioso en la corrosión del aluminio y la regulación del pH, mientras que los cationes de sodio tuvieron un efecto neutral. (Trompette & Vergnes, 2009)

Ese mismo año, Tchamango y su equipo investigaron el tratamiento de efluentes de la industria láctea mediante la electrocoagulación utilizando electrodos de aluminio. Realizaron experimentos con una solución de leche en polvo y lograron reducciones significativas en la demanda química de oxígeno (DQO), fósforo y nitrógeno, así como una eliminación completa de la turbidez. Este estudio destaca la eficacia de la electrocoagulación en la remoción de contaminantes en efluentes lácteos (Tchamango, 2009).

En 2010, Prakash y sus colaboradores investigaron la remoción de componentes orgánicos en efluentes de la industria láctea mediante tratamiento electroquímico con electrodos de hierro. Utilizaron un diseño central factorial para optimizar la densidad de corriente, la dosificación de cloruro de sodio, el tiempo de electrolisis y el pH. Al alcanzar el punto óptimo, lograron una eficiencia de remoción del 70% de DQO. Este estudio destaca la importancia de la optimización de parámetros en la eficiencia del proceso de electrocoagulación. (Prakash, 2010)

Agua.

El agua es una sustancia única y polar, en la que las moléculas de agua interactúan de manera especial con los iones. Esta interacción se caracteriza por la disposición de la parte negativa de las moléculas de agua hacia los iones positivos y viceversa, lo que resulta en su polaridad. Además, el agua es conocida por su estado líquido, su falta de olor y sabor en pequeñas cantidades, así como su tonalidad que puede variar de incolora a verdosa o azulada en grandes masas. (Universidad de Salamanca, 2014).

Agua residuales.

Las aguas residuales se originan a partir de su uso en una amplia gama de actividades tanto domésticas como industriales. Si provienen del ámbito doméstico, suelen exhibir características distintas en comparación con las aguas residuales generadas por procesos industriales, aunque en ocasiones particulares, pueden presentar similitudes. Esta diversidad en la composición de las aguas residuales plantea un desafío ambiental significativo, lo que motiva la necesidad de someterlas a diversos procesos de tratamiento con el fin de prevenir la contaminación de los cuerpos de agua circundantes (Eddy, 2004).

Tipos de Aguas Residuales.

Las aguas residuales se pueden categorizar en dos principales tipos:

- Aguas Crudas:

Se refieren a las aguas residuales que no han pasado por ningún tipo de tratamiento.

- **Aguas Residuales Tratadas:**

Estas son aguas que han sido sometidas a procesos diversos, que pueden ser físicos, químicos, biológicos, u otros, de forma individual o combinada. Estos procesos tienen como objetivo acondicionar las aguas residuales para su posterior uso en servicios públicos o industriales, haciéndolas aptas y seguras para su utilización.

Composición de las aguas residuales.

En las aguas residuales, se encuentran una variedad de contaminantes, y para su identificación y cuantificación, se emplean métodos de análisis tanto cuantitativos como cualitativos. Los métodos cuantitativos permiten determinar la composición química de las aguas residuales, mientras que los métodos cualitativos se utilizan para evaluar sus propiedades físicas y biológicas (Eddy, 2004).

- *Sólidos en Suspensión:* Estos sólidos pueden dar lugar a la formación de lodos y condiciones anaerobias cuando se vierte agua residual sin tratar en el entorno acuático.
- *Materia Orgánica Biodegradable:* Compuesta principalmente por proteínas, carbohidratos y grasas animales, la materia orgánica biodegradable se mide a menudo mediante la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) y la Demanda Química de Oxígeno (DQO).
- *Patógenos:* Los organismos patógenos presentes en el agua residual pueden transmitir enfermedades contagiosas, lo que subraya la importancia de su eliminación adecuada durante el tratamiento.
- *Nutrientes:* Tanto el nitrógeno como el fósforo, junto con el carbono, son nutrientes esenciales para el crecimiento. Cuando se liberan en exceso en el

entorno acuático, pueden promover el crecimiento no deseado de vida acuática y provocar la contaminación del agua subterránea.

- *Contaminantes Prioritarios*: Estos son compuestos orgánicos o inorgánicos que se identifican en función de su carcinogenicidad, mutagenicidad, teratogenicidad o toxicidad conocida o sospechada en el agua residual.
- *Metales Pesados*: Los metales pesados, a menudo introducidos en el agua residual a través de actividades comerciales e industriales, pueden requerir eliminación si se pretende reutilizar el agua residual.
- *Sólidos Inorgánicos*: Constituyentes inorgánicos como el calcio, sodio y sulfatos pueden agregarse al agua debido a su uso y pueden necesitar ser eliminados si se planea reutilizar el agua residual.

Métodos para la medición de DQO.

La medición de la Demanda Química de Oxígeno (DQO) es fundamental para evaluar la cantidad de materia orgánica presente en una muestra de agua, y existen varios métodos para llevar a cabo esta medición. Estos métodos son esenciales tanto en el monitoreo de aguas residuales industriales como en aguas residuales domésticas, así como en la evaluación de la efectividad de los tratamientos aplicados (GC Tratamiento, 2019). Algunos de los métodos más comunes utilizados para medir la DQO incluyen:

- **Método de oxidación con permanganato**: Este método implica la oxidación de la materia orgánica presente en la muestra de agua mediante el uso de permanganato. La cantidad de permanganato consumido se correlaciona con la DQO. Es un proceso rápido y ampliamente utilizado.
- **Método de biotecnología**: Este enfoque se basa en incubar la muestra de agua con microorganismos que son capaces de oxidar la materia orgánica. Se mide la cantidad de oxígeno consumido durante esta oxidación microbiana para

determinar la DQO. Este método es útil cuando se necesita simular condiciones naturales de tratamiento biológico.

- Método de refluo con COD: En este método, se realiza una digestión de la muestra de agua con una solución de ácido sulfúrico y permanganato. Luego, se mide la Demanda Química de Oxígeno (COD) después de un período de refluo. La COD es una medida relacionada pero ligeramente diferente de la DQO.
- Método electroquímico: En este enfoque, se lleva a cabo la oxidación de la materia orgánica en una celda electroquímica. La corriente eléctrica generada durante este proceso se utiliza para determinar la DQO. Este método es rápido y preciso.

La medición de la DQO es esencial para comprender la calidad del agua y evaluar el impacto ambiental de las descargas de aguas residuales.

Dos de los métodos más comunes son los siguientes:

- Titulación:

Este método implica una serie de pasos que requieren una mayor cantidad de tiempo y la obtención de múltiples muestras. El proceso comienza con la adición de sulfato de amonio ferroso (FAS), que actúa como agente reductor, a la muestra de agua. El FAS reacciona con el exceso de dicromato presente en la muestra, convirtiéndolo en su forma trivalente. Cuando se alcanza el punto de equivalencia, la cantidad de sulfato es igual al exceso de dicromato. A partir de esta cantidad, se puede calcular cuánto dicromato se utilizó para la oxidación de la materia orgánica en la muestra.

- Método colorimétrico:

Este enfoque se basa en una reacción de oxidación que ocurre en un entorno altamente ácido, utilizando sulfato de plata como catalizador. También se puede utilizar dicromato, y la concentración de cromo trivalente (Cr^{3+}) y cromo hexavalente (Cr^{6+})

se mide mediante la absorción de luz a longitudes de onda específicas. La cantidad de cromo trivalente en la muestra después de la digestión se mide utilizando un espectrofotómetro a una longitud de onda de 600 nm. Alternativamente, la absorbancia del cromo hexavalente a 420 nm se puede utilizar para determinar la cantidad de exceso de cromo al final del proceso de digestión.

Conductividad eléctrica.

La conductividad eléctrica en las soluciones se define como la habilidad de una solución para transportar la electricidad. Esta propiedad se cuantifica en unidades de siemens por centímetro (S/cm) y está influenciada por la concentración de iones disueltos en la solución y la naturaleza de estos iones. Soluciones altamente conductoras exhiben una conductividad eléctrica elevada, mientras que las soluciones con poca capacidad de conducción presentan una conductividad baja.

La conductividad eléctrica es una característica de gran relevancia en diversos campos industriales y científicos. Por ejemplo, se aplica en procesos de desalinización del agua de mar, en la fabricación de baterías y en la purificación de soluciones químicas. Esta propiedad se utiliza para evaluar la capacidad de un material o sustancia para permitir el paso de la corriente eléctrica y se expresa en el sistema internacional de unidades como Siemens por centímetro (S/cm). Sus múltiplos comunes incluyen microsiemens por centímetro ($\mu\text{S/cm}$) y milisiemens (mS/cm), correspondiendo a 10^{-6} S/cm y 10^{-3} S/cm, respectivamente.

La conductividad electrolítica es una representación numérica de la capacidad de una solución para conducir una corriente eléctrica. Esta capacidad se relaciona con la presencia, concentración, movilidad, valencia y relaciones de concentración de iones en la solución, así como con la temperatura. La medición de la conductividad es esencial, ya que proporciona información sobre el nivel de mineralización presente en diferentes tipos de agua, como agua natural, agua potable, aguas residuales, aguas

residuales tratadas, agua de proceso y agua utilizada en análisis de laboratorio o investigaciones. Además, el valor de conductividad está sujeto a límites máximos permitidos en descargas de aguas residuales hacia sistemas de alcantarillado o cuerpos de agua receptores, y también se utiliza para evaluar la calidad del agua en usos agrícolas, contacto directo con humanos y consumo humano (Gobierno de México, 2000).

Método peso seco.

La evaluación por peso seco es una técnica utilizada en la remediación de aguas residuales para determinar la cantidad de sólidos o contaminantes presentes en una muestra de agua después de un proceso de tratamiento. Esta técnica es especialmente útil para cuantificar la eficiencia de la remoción de contaminantes en el agua residual.

- Muestra de agua residual: Se toma una muestra representativa del agua residual que se desea evaluar. Esta muestra puede ser tomada antes y después del proceso de tratamiento para calcular la eficiencia de remoción.
- Filtración: La muestra de agua residual se filtra para separar los sólidos suspendidos del agua. Se utiliza un filtro adecuado para retener los sólidos y permitir el paso del agua. Esto resulta en dos fracciones: el filtrado (agua limpia) y los sólidos retenidos en el filtro.
- Secado: Los sólidos retenidos en el filtro se secan en un horno. Este proceso elimina toda el agua presente en los sólidos, dejando solo los residuos sólidos secos.
- Pesaje: Una vez que los sólidos se han secado por completo, se procede a pesarlos. Esto se hace utilizando una balanza de precisión. El peso de los sólidos secos se registra con precisión.

- Cálculo del peso seco: El peso obtenido en el paso anterior representa el peso seco de los sólidos presentes en la muestra de agua residual. Este valor se utiliza para determinar la concentración de los contaminantes en la muestra.

Cálculo de la eficiencia de remoción: Para evaluar la eficiencia de remoción del proceso de tratamiento, se compara el peso seco de los sólidos antes y después del tratamiento. La diferencia entre estos valores indica la cantidad de contaminantes removidos durante el proceso.

La evaluación por peso seco es una técnica fundamental para medir la eficacia de los procesos de tratamiento de aguas residuales, ya que proporciona una medida cuantitativa de la concentración de contaminantes antes y después del tratamiento. Esto permite determinar si el proceso de tratamiento está cumpliendo con los objetivos de remoción de contaminantes y garantiza que el agua tratada cumpla con los estándares de calidad requeridos antes de su descarga o reutilización.

Industria láctea.

La industria láctea es altamente diversa en términos de procesos y productos, lo que hace que la naturaleza de los residuos generados sea altamente específica para cada tipo de producto. En las centrales lecheras, se produce una cantidad significativa de aguas residuales diariamente, y esta cantidad puede variar según el tipo de planta. Por lo general, estas aguas residuales se originan principalmente en actividades de limpieza de equipos, maquinaria y áreas de procesamiento. En consecuencia, estas aguas residuales contienen residuos de productos lácteos y productos químicos como ácidos, álcalis, detergentes, desinfectantes, entre otros. Algunos de los procesos que generan efluentes en la industria láctea, según Veisseyre (1988), incluyen:

- *Recepción de la Leche:* Este proceso implica la recepción de la leche en cisternas, seguida de la termización y enfriamiento para reducir la carga microbiana. La

limpieza de las cisternas puede generar residuos con un alto contenido de grasa debido al desnatado parcial que ocurre durante el transporte.

- *Estandarización de la Leche:* La leche se estandariza en contenido de grasa utilizando desnatadores, lo que puede dar lugar a la generación de efluentes con alto contenido de materia grasa.
- *Tratamientos Térmicos:* Los procesos de pasteurización y esterilización, comunes en la producción de productos lácteos, pueden generar depósitos de proteínas que deben ser eliminados mediante lavado químico.
- *Producción de Queso:* La fabricación de queso genera suero lácteo como residuo, cuya composición varía según diversos factores, incluyendo el tipo de queso y el proceso de fabricación.
- *Producción de Mantequilla:* En la producción de mantequilla, el residuo más importante es el suero de mantequerías, que contiene proteínas del suero y lactosa.
- *Transporte de Productos Lácteos Líquidos:* La limpieza de los circuitos y equipos de transporte implica múltiples etapas, como el uso de sosa y ácido para eliminar residuos de grasa y proteínas.

La mayor parte de las aguas residuales en la industria láctea provienen de estos procesos de limpieza. El uso de sosa y ácido puede resultar en aguas residuales con valores de pH extremos, que pueden oscilar entre 5 y 10.5. Además, en algunos casos, se pueden emplear detergentes y desinfectantes adicionales, como el ácido peracético, agua oxigenada y sales de amonio cuaternario, en función de los circuitos y equipos específicos utilizados en cada empresa láctea.

En general, la composición de los efluentes acuosos puede variar significativamente según la empresa láctea y las características de su diseño. Como se observa en la tabla siguiente, estos efluentes son ricos en carga orgánica, sólidos, grasas, proteínas y

carbohidratos, pero no suelen contener una alta concentración de fósforo. Es importante que las empresas lácteas gestionen adecuadamente estos residuos para minimizar su impacto ambiental y cumplir con los estándares regulatorios (Veisseyre, 1988).

Tabla 1. Valores promedios de los residuales acuosos de la industria láctea.

Composición	Promedio	Media
DBO5 (mg O2/L)	50 - 4800	885
DQO (mg O2/L)	75 - 7200	820
Sólidos en Suspensión (mg/L)	4 - 5700	500
Sólidos Totales (mg/L)	35 - 8500	400
pH	5.3 - 9.4	
Grasas (mg/L)	5 - 500	90
Proteínas (mg/L)	10 - 560	50
Carbohidratos (mg/L)	52 - 930	22
Fósforo (mg/L)	1 - 160	50

Fuente: (Veisseyre, 1988)

Normas Mexicanas de descargas de aguas residuales.

Los límites máximos permisibles para los contaminantes en las descargas de aguas residuales a sistemas de alcantarillado urbano o municipal son regulados por normativas ambientales y deben cumplir con los siguientes valores:

- Grasas y Aceites:
 - Promedio mensual: 50 mg/L
 - Promedio diario: 75 mg/L
 - Valor instantáneo: 100 mg/L
- Sólidos Sedimentables (mililitros por litro):

Promedio mensual: 5 mg/L

Promedio diario: 7.5 mg/L

Valor instantáneo: 10 mg/L

- pH (Potencial Hidrógeno): El pH en las descargas de aguas residuales debe estar dentro del rango permisible, que es de 5.5 a 10 unidades, para cada muestra individual.
- Temperatura: El límite máximo permisible para la temperatura es de 40°C (cuarenta grados Celsius). Esta temperatura se mide de forma instantánea en cada muestra individual. Se permite descargar aguas con temperaturas superiores solo si se demuestra, mediante un estudio respaldado, que no dañará el sistema receptor.
- Materia Flotante: Las descargas de aguas residuales no deben contener materia flotante. Esto se verifica utilizando el método de prueba establecido en la Norma Mexicana NMX-AA-006, que se menciona en esta normativa.

Es importante cumplir con estos límites para prevenir la contaminación del sistema de alcantarillado y proteger el medio ambiente. Cualquier desviación de estos valores requerirá una justificación y sustento adecuados ante la autoridad competente (Gobierno de México, 2000).

Figura 1. Límites máximos permisibles 2021 (SEMARNAT, 2021)

TABLA 1
Límites Permisibles

Parámetros (*) (miligramos por litro, excepto cuando se especifique)	Ríos, arroyos, canales, drenes			Embalses, lagos y lagunas			Zonas marinas mexicanas			Suelo								
	P.M.	P.D.	V.I.	P.M.	P.D.	V.I.	P.M.	P.D.	V.I.	Riego de áreas verdes			Infiltración y otros riegos			Cárstico		
										P.M.	P.D.	V.I.	P.M.	P.D.	V.I.	P.M.	P.D.	V.I.
Temperatura (°C)	35	35	35	35	35	35	35	35	35	35	35	35	35	35	35	35	35	35
Grasas y Aceites	15	18	21	15	18	21	15	18	21	15	18	21	15	18	21	15	18	21
										30	36	42	100	120	140	20	24	28
				100	120	140	85	100	120	60	72	84	150	180	210	60	72	84
				25	30	35	21	25	30	15	18	21	38	45	53	15	18	21
										NA	NA	NA	NA	NA	NA	15	25	30
							15	18	21	NA	NA	NA	NA	NA	NA	5	10	15
Huevos de Helminthos (huevos/litro)	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	1								
Escherichia coli (NMP/100 ml)	250	500	600	250	500	600	250	500	600	250	500	600	250	500	600	50	100	200
Enterococos fecales* (NMP/100 ml)	250	400	500	250	400	500	250	400	500	250	400	500	250	400	500	50	100	200
pH (UpH)	6.9																	
Color verdadero	Longitud de onda									Coeficiente de absorción espectral máximo								
	436 nm									7,0 m ⁻¹								
	525 nm									5,0 m ⁻¹								
	620 nm									3,0 m ⁻¹								
Toxicidad aguda (UT)	2 a los 15 minutos de exposición																	
<p>N.A: No Aplica P.M: Promedio Mensual P.D: Promedio Diario V.I: Valor Instantáneo NMP: Número más probable UpH: Unidades de pH UT: Unidades de Toxicidad * Si Cloruros es menor a 1000 mg/L se analiza y reporta DCO. * Si Cloruros es mayor o igual a 1000 mg/L se analiza y reporta COT. * Si la conductividad eléctrica menor a 3500 µS/cm se analiza y reporta E. coli. * Si la conductividad eléctrica es mayor o igual a 3500 µS/cm se analiza y reporta Enterococos fecales. Las determinaciones de Conductividad eléctrica y de Cloruros no requieren la acreditación y aprobación de la entidad correspondiente.</p>																		

Electroquímica.

La electroquímica se ha convertido en una ciencia fundamental para el desarrollo sostenible en la actualidad. Su importancia radica en la capacidad de crear soluciones innovadoras para abordar diversos desafíos ambientales y económicos. Algunos de los campos en los que la electroquímica está desempeñando un papel crucial incluyen:

- **Generación de Electricidad Sustentable:** La electroquímica está contribuyendo al desarrollo de tecnologías de generación de electricidad más limpias y eficientes. Esto incluye el uso de celdas solares y baterías avanzadas que reducen la dependencia de los combustibles fósiles y ayudan a combatir el calentamiento global.

- **Movilidad Eléctrica:** La investigación en electroquímica ha permitido el avance de baterías de alto rendimiento utilizadas en vehículos eléctricos. Estas baterías son esenciales para reducir la contaminación del aire al eliminar las emisiones de dióxido de carbono (CO₂) relacionadas con la quema de combustibles fósiles en el sector del transporte.
- **Reciclaje de Metales:** La electroquímica desempeña un papel fundamental en el reciclaje de metales. A través de procesos electroquímicos, se pueden recuperar metales valiosos de desechos electrónicos y otros productos, reduciendo la necesidad de extracción minera y minimizando el impacto ambiental.
- **Tratamiento de Aguas Residuales:** La electrocoagulación, como se menciona en la cita bibliográfica, es una aplicación clave de la electroquímica en el tratamiento de aguas residuales. Este método ayuda a eliminar contaminantes del agua de manera eficiente y promueve la reutilización del agua, contribuyendo así a la conservación de este recurso vital (García, 2012).

La electroquímica es una disciplina de la química que se ocupa de estudiar las relaciones entre la electricidad y las reacciones químicas. Esta área se divide principalmente en dos ramas: las celdas galvánicas y las celdas electrolíticas.

- **Celdas Galvánicas:** También conocidas como celdas voltaicas o pilas, son dispositivos que convierten la energía química en energía eléctrica de manera espontánea. En estas celdas, se produce una reacción redox en dos compartimentos separados, generando una diferencia de potencial eléctrico que impulsa el flujo de electrones a través de un circuito externo. Ejemplos comunes de celdas galvánicas incluyen las baterías utilizadas en dispositivos electrónicos.
- **Celdas Electrolíticas:** En estas celdas, se utiliza una corriente eléctrica externa para impulsar una reacción química no espontánea. Esto significa que se invierte

el proceso de una celda galvánica. Las celdas electrolíticas se utilizan en una variedad de aplicaciones industriales, como la electrólisis del agua para producir hidrógeno y oxígeno, o la electrorefinación de metales.

Constante de Faraday.

La constante de Faraday, representada por F, constituye una constante física de significativa relevancia en diversos cálculos electroquímicos. Su definición radica en la cantidad de electricidad necesaria para la reducción u oxidación de un mol de electrones durante una reacción química. La conexión fundamental entre la constante de Faraday y la electroquímica reside en su capacidad para calcular la cantidad de electricidad transferida en una reacción electroquímica. Por ende, posibilita el cálculo preciso de corrientes eléctricas y tensiones en células electroquímicas.

Cuando se hace referencia a la "oxidación" de un mol, se alude a un proceso químico en el que una especie química experimenta la pérdida de electrones, transformándose en un ion cargado positivamente, es decir, un catión. En una reacción de oxidación-reducción, mientras una especie se oxida, otra se reduce, adquiriendo electrones. Estos procesos son simultáneos y están interrelacionados por la conservación de la carga y la cantidad de electrones transferidos. La descripción de la oxidación y la reducción se efectúa comúnmente mediante una reacción química, donde un compuesto o elemento cede o gana electrones.

La ecuación de Faraday se emplea para determinar la cantidad de electrones transferidos en una reacción química, fundamentándose en la ley de conservación de la carga. Su cálculo se lleva a cabo mediante la siguiente fórmula:

$$Q = nF$$

Donde se expresa la relación entre la carga eléctrica Q, el número de moles de electrones transferidos en una reacción n, y la constante de Faraday F.

En esta ecuación, la carga eléctrica (Q) se mide en coulombs, el número de moles de electrones (n) es una cantidad adimensional asociada a la estequiometría de la reacción, y la constante de Faraday (F) tiene un valor de 96485 C/mol.

La constante de Faraday actúa como un puente fundamental entre los aspectos cuantitativos y termodinámicos de los procesos electroquímicos.

Electrolisis.

Cuando se somete una solución que contiene ácidos, bases, sales o ciertas sustancias en estado de fusión a la aplicación de una corriente eléctrica, se observa que la conducción eléctrica conlleva cambios tanto físicos como químicos en el sistema. Este fenómeno se denomina conducción electrolítica y se conoce como electrolisis. Lo característico de esta reacción es que los productos generados durante la misma se separan y aparecen suspendidos, ya sea en una masa única o en los electrodos a través de los cuales la corriente eléctrica entra o sale del líquido o electrolito.

Este proceso de electrocoagulación se basa en el funcionamiento de una celda electrolítica y conduce a una reacción de electrolisis (Huijuan Liu, 2010).

Electrocoagulación.

La electrocoagulación es una técnica de tratamiento de aguas residuales que utiliza la aplicación de una corriente eléctrica para eliminar los contaminantes presentes en el agua. Esta técnica ha sido evaluada en varios estudios para el tratamiento de aguas residuales de suero de leche. (López, 2014)

En estos estudios se ha medido la eficacia del proceso de electrocoagulación mediante la medición de la Demanda Química de Oxígeno (DQO) a lo largo del tratamiento. La electrocoagulación se ha demostrado como una técnica efectiva para la eliminación de contaminantes en aguas residuales de suero de leche.

Partes básicas de un sistema de electrocoagulación.

El sistema de Electrocoagulación (EC) consta de varias partes esenciales (Diaz, 2014):

- *Reactor electro-químico:* Este componente es fundamental para llevar a cabo el proceso de EC.
- *Electrodos:* Se componen de un ánodo y un cátodo, a través de los cuales circula la corriente eléctrica que es esencial para que se produzca la reacción química necesaria en la EC.
- *Fuente de alimentación de corriente directa:* Esta fuente suministra la energía eléctrica necesaria para llevar a cabo la EC.

El proceso de EC se puede desglosar en tres etapas clave:

- *Formación de agentes coagulantes:* Esto ocurre debido a la oxidación electrolítica del electrodo de sacrificio cuando pasa la corriente eléctrica.
- *Desestabilización de contaminantes:* Durante esta etapa, se produce la desestabilización de partículas en suspensión y la ruptura de emulsiones.
- *Agregación de elementos desestabilizadores:* En esta fase, se promueve la agregación de elementos desestabilizadores con el fin de formar flóculos (Díaz, 2014).

Propiedades fisicoquímicas del Hierro

El hierro es un metal de transición que se encuentra en la tabla periódica con el símbolo Fe y el número atómico 26. Es uno de los elementos más abundantes en la Tierra y desempeña un papel crucial en numerosos procesos biológicos y geológicos. En su forma pura, el hierro es un metal maleable y dúctil de color gris plateado. Tiene una alta conductividad eléctrica y térmica. El hierro se oxida fácilmente en presencia de oxígeno y agua, formando una capa de óxido en su superficie. (National Geographic, 2024)

Propiedades Físicas:

- Punto de Fusión: 1536 °C
- Punto de Ebullición: 3000 °C

- Densidad: 7874 g/cm³
- Radio Atómico: 1,26 Å
- Masa Atómica: 55,847 g/mol
- Conductividad Eléctrica: 15 MS/m
- Conductividad Térmica: 79,5 W/cmK

Propiedades Químicas:

- Número Atómico: 26
- Configuración Electrónica: [Ar]3d⁶ 4s²
- Estado de Oxidación Común: +2, +3
- Electronegatividad: 1,86
- Equivalencia Electroquímica: 0,33556 g/amp-hr
- Primer Potencial de Ionización: 7,94 eV
- Volumen Molar: 7.09 cm³/mol
- Calor Específico: 0,114 cal/g °C.

Propiedades fisicoquímicas del Aluminio.

El aluminio es un metal ligero con el símbolo Al y el número atómico 13. Es abundante en la corteza terrestre y se utiliza ampliamente en diversas aplicaciones debido a su bajo peso y resistencia a la corrosión. Aunque inicialmente se consideraba un metal precioso, la introducción de procesos industriales eficientes redujo significativamente su costo, permitiendo su uso generalizado. El aluminio puro es maleable y tiene una alta conductividad eléctrica. Al igual que el hierro, el aluminio forma una capa de óxido que lo protege de la corrosión. Es un componente esencial en aleaciones, especialmente en la industria aeroespacial y de construcción. (National Geographic, 2024)

Propiedades Físicas:

- Punto de Fusión: 660.32 °C

- Punto de Ebullición: 2519 °C
- Densidad: 2700 kg/m³
- Radio Atómico: 1,26 Å
- Masa Atómica: 27 g/mol
- Conductividad Eléctrica: 37.7×10^6 S/m
- Conductividad Térmica: 237 W/mK

Propiedades Químicas:

- Número Atómico: 13
- Configuración Electrónica: [Ne] 3s² 3p¹
- Estado de Oxidación Común: +3
- Electronegatividad: 1,61
- Equivalencia Electroquímica: 0,33556 g/amp-hr
- Primer Potencial de Ionización: 5,98 eV
- Volumen Molar: 10.00 cm³/mol
- Calor Específico: 0,90 J/g °C

Aplicaciones de la EC.

La Electrocoagulación (EC) ha encontrado diversas aplicaciones en la remoción de aguas residuales contaminadas. En muchos casos, se combina esta técnica con la flotación, que es promovida por la electrólisis y se conoce como electroflotación. Esta combinación tiene como objetivo mejorar la eficiencia en la eliminación de contaminantes y puede llevarse a cabo en la misma celda o en celdas consecutivas.

Una de las aplicaciones más destacadas y ampliamente reconocidas de la electrocoagulación es el tratamiento de aguas residuales provenientes de la industria de galvanoplastia y electroplateado metálico. Este proceso se utiliza para eliminar la carga de metales solubles presentes en los efluentes de estas industrias, que suelen ser altamente contaminantes para el medio ambiente.

En diversas industrias, como la metalúrgica, la producción de cromo, las curtiembres y la fabricación de fertilizantes, se emplea cromo (+6), un elemento altamente tóxico en sus procesos. Las descargas de cromo están estrictamente reguladas a nivel mundial debido a su peligrosidad, y para su eliminación se recurre a métodos convencionales que incluyen adsorción, precipitación química y degradación biológica, entre otros. Sin embargo, la electrocoagulación combinada con electroflotación se ha convertido en una alternativa probada para la remoción del cromo en estas aguas residuales. Este tratamiento ha demostrado ser efectivo en la obtención de aguas tratadas con concentraciones de cromo por debajo de 0.5 p.p.m. (partes por millón) (Barrera, 2014).

Por otro lado, la industria mecánica, las refinerías, los talleres de reparación automotriz, el transporte y la distribución, así como el almacenamiento de aceites, generan aguas residuales con altos contenidos de aceites y grasas. Estas aguas residuales suelen presentar emulsiones aceite-agua con una gran estabilidad química, lo que representa un problema ambiental significativo. La electrocoagulación ha demostrado ser altamente efectiva en la desestabilización de estas emulsiones y, como resultado, en la eliminación de los aceites y grasas presentes en estas aguas residuales (Barrera, 2014).

La electrocoagulación ha encontrado aplicaciones significativas en el tratamiento de aguas residuales de la industria alimentaria, que suelen tener altos niveles de DBO (Demanda Bioquímica de Oxígeno) y DQO (Demanda Química de Oxígeno), así como un contenido considerable de grasas. En una investigación llevada a cabo con aguas residuales de restaurantes en Hong Kong, se utilizó la electrocoagulación y la electroflotación como método de tratamiento, logrando una eliminación del 99% de las grasas y del 88% de la DQO (Barrera, 2014).

Otra área de aplicación importante de la electrocoagulación es el tratamiento de aguas residuales de lavanderías, tintorerías e industrias textiles. En estos casos, se han logrado eficiencias significativas en la eliminación de materia orgánica, turbidez y color del agua residual.

Además, la electrocoagulación ha sido probada en la potabilización de aguas. Un aspecto destacado es que el paso de corriente eléctrica a través del agua tiene un efecto desinfectante, eliminando más del 99% de los microorganismos presentes en el agua. En este contexto, se ha investigado el uso de la electrocoagulación para tratar aguas contaminadas con arsénico, una contaminación que representa un riesgo para la salud en varias partes del mundo (Barrera, 2014). Esta tecnología ofrece una solución prometedora para abordar problemas de contaminación y mejorar la calidad del agua.

Factores que influyen en el proceso de EC.

El proceso de electrocoagulación está influenciado por varios factores, y algunos de ellos desempeñan un papel crucial en su eficacia. A continuación, se analizan los factores más relevantes que afectan este proceso (Restrepo, 2006):

pH: El pH del agua a tratar tiene un impacto significativo en la eficiencia de la electrocoagulación. El pH afecta la solubilidad de los metales para formar hidróxidos, y se ha observado que el pH puede variar durante el proceso de electrocoagulación. Esta variación depende de los electrodos utilizados y del pH inicial del agua a tratar. En aguas residuales ácidas, el pH tiende a aumentar durante el proceso debido a la generación de hidrógeno molecular en el cátodo. Por otro lado, en aguas residuales alcalinas, el pH puede disminuir. El pH también influye en la eficacia del proceso, y en algunos casos, la remoción óptima de un contaminante se logra dentro de un rango específico de pH. A menudo, los mejores resultados se obtienen a un pH cercano a 7. Por ejemplo, en la eliminación de arsénico en aguas de consumo, se ha observado que el mayor porcentaje de remoción ocurre en un rango de pH entre 6 y 8. Además, la

capacidad de amortiguación del agua durante el proceso de electrocoagulación puede ayudar a mantener el pH relativamente estable, lo que reduce la necesidad de ajustar el pH mediante productos químicos (Restrepo, 2006).

Densidad de corriente: La densidad de corriente desempeña un papel fundamental en el proceso de electrocoagulación (EC) y afecta tanto la eficiencia de la remoción de contaminantes como el consumo de energía en este proceso (Restrepo, 2006).

En cuanto a la eficiencia de la remoción, se ha observado que un aumento en la densidad de corriente suele traducirse en una mayor capacidad para eliminar contaminantes presentes en el agua residual. Esto se debe a que una mayor densidad de corriente acelera la reacción electroquímica que conduce a la formación de coágulos y, posteriormente, a la precipitación de los contaminantes. Sin embargo, es esencial tener en cuenta que existe un límite en el cual el aumento de la densidad de corriente puede tener efectos negativos en la eficacia del proceso.

Por otro lado, el consumo de energía es una consideración importante. A medida que aumenta la densidad de corriente, también lo hace el consumo de energía eléctrica en el sistema de electrocoagulación. Esto se traduce en costos operativos más altos, especialmente en casos donde un mayor consumo de energía puede ser necesario para mantener el proceso.

Además, el uso de densidades de corriente excesivamente altas puede generar pérdidas significativas de energía debido a la conversión de energía eléctrica en calor. Esto puede elevar la temperatura del medio acuoso, lo que, a su vez, puede afectar negativamente el rendimiento del proceso (Restrepo, 2006).

La elección entre corriente alterna (CA) y corriente directa (CD) también es relevante. El uso de corriente directa puede dar lugar a una impermeabilización en el cátodo, lo que podría disminuir la eficiencia de la remoción. Por lo tanto, es importante

considerar cuidadosamente qué tipo de corriente es más adecuado en función de los resultados deseados.

Conductividad: El aumento en la conductividad eléctrica del agua residual puede generar un aumento en la densidad de corriente. La adición de electrólitos como NaCl o CaCl₂ puede aumentar la conductividad del agua residual. Los iones de cloruro pueden reducir los efectos adversos de iones como bicarbonato (HCO₃⁻) y sulfato (SO₄⁻²), que podrían llevar a la precipitación de calcio (Ca⁺²) y magnesio (Mg⁺²) en los electrodos, lo que disminuiría la eficiencia de la corriente. Se recomienda mantener un contenido de cloruro (Cl⁻) en torno al 20% para un proceso de electrocoagulación normal (Restrepo, 2006).

Ventajas y Desventajas de la EC.

El proceso de electrocoagulación (EC) presenta una serie de ventajas y desventajas que son importantes tener en cuenta al considerar su aplicación en el tratamiento de aguas residuales y efluentes (Víctor E. Reyes Cruz, 2012). A continuación, se detallan las principales ventajas y desventajas de este proceso:

Ventajas:

La electrocoagulación ofrece múltiples ventajas en el tratamiento de aguas residuales. Entre las principales ventajas se incluyen costos de operación más bajos en comparación con procesos químicos convencionales, equipos simples y fáciles de operar, eliminación de la necesidad de productos químicos, generación de lodos más compactos y formación de flóculos más grandes que mejoran la eficacia de la remoción de contaminantes. Además, la electrocoagulación es altamente efectiva en la eliminación de una amplia gama de contaminantes, permite el reciclaje del agua tratada y contribuye a la reducción de la contaminación en cuerpos de agua, lo que la hace una opción atractiva para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales (Víctor E. Reyes Cruz, 2012).

Desventajas:

A pesar de sus ventajas, la electrocoagulación presenta algunas desventajas, como la reposición periódica de electrodos de sacrificio, lo que puede aumentar los costos operativos. Además, los lodos generados en el proceso suelen contener altas concentraciones de hierro y aluminio, dependiendo del tipo de electrodo utilizado. En áreas con costos elevados de energía eléctrica, la electrocoagulación puede resultar costosa. Finalmente, en ciertos casos, la formación de óxido en el ánodo puede reducir la eficiencia del proceso al dificultar el paso de la corriente eléctrica (Víctor E. Reyes Cruz, 2012).

Estabilización de los electrodos.

La estabilización de los electrodos, en particular en el caso de los electrodos de aluminio, ha sido ampliamente reconocida como un aspecto perjudicial para el rendimiento de los sistemas de electrocoagulación. Este fenómeno se refiere a la formación de una capa de inhibición, generalmente compuesta por óxido, en la superficie de los electrodos. Esta capa tiene como efecto principal evitar la disolución del metal y la transferencia eficiente de electrones, lo que limita la eficacia de la solución de coagulación en el proceso de electrocoagulación. Con el tiempo, esta capa de óxido tiende a aumentar su espesor, lo que conlleva una reducción en la eficiencia global del proceso (Huijuan Liu, 2010).

Para abordar este problema y mejorar el rendimiento de la electrocoagulación, se han explorado diversas estrategias y enfoques. Uno de ellos consiste en la investigación y desarrollo de nuevos materiales para los electrodos, así como la exploración de diferentes tipos de electrodos y disposiciones (Eric Lichtfouse, 2013). Además, se han implementado estrategias operativas más sofisticadas, como la reversión periódica de la polaridad de los electrodos, lo que ha demostrado reducir de manera significativa el impacto de la pasividad de los electrodos (Huijuan Liu, 2010).

La adición de aniones en la solución acuosa también se ha identificado como un medio para disminuir la pasividad de los electrodos. Se ha observado que ciertos aniones tienen efectos positivos en este sentido, y su influencia puede clasificarse en el siguiente orden: $\text{Cl}^- > \text{Br}^- > \text{I}^- > \text{F}^- > \text{ClO}_4^- > \text{OH}^-$ y SO_4^{2-} . En particular, la presencia de cloruro (Cl^-) en la solución acuosa ha demostrado ser efectiva para inhibir en gran medida el proceso de pasividad del electrodo (Huijuan Liu, 2010).

Otro aspecto importante es el mantenimiento de la superficie de las placas del electrodo, que requiere lavados periódicos para evitar la acumulación de la capa de óxido y mantener un rendimiento óptimo.

En términos generales, en el tratamiento de aguas residuales, se suele preferir el uso de hierro en lugar de aluminio como material de los electrodos debido a consideraciones económicas. Esto se debe a que la cantidad de iones metálicos requeridos para la eliminación de contaminantes específicos es definida y el hierro tiende a ser más económico que el aluminio en este contexto. Sin embargo, las placas de aluminio también se están utilizando cada vez más en el tratamiento de aguas residuales, ya sea de forma independiente o en combinación con placas de hierro, debido a su alta eficacia en la coagulación de iones Al^{3+} .

Cuando el agua contiene una alta concentración de iones Ca^{2+} o Mg^{2+} , se recomienda el uso de acero inoxidable como material del cátodo debido a consideraciones de compatibilidad química (Huijuan Liu, 2010).

Mecanismo del proceso.

Durante el proceso de electrólisis, se desencadenan una serie de procesos físicos y químicos que desempeñan un papel crucial en la remoción de contaminantes del agua. Estos procesos se pueden describir de la siguiente manera:

En los electrodos, ocurren reacciones que generan iones tanto positivos como negativos. El ánodo, conocido como el electrodo de sacrificio, libera iones metálicos a

medida que la placa metálica que lo compone se disuelve. En contraste, la placa del cátodo permanece intacta (Holt, 2005).

Los iones generados cumplen una función esencial al desestabilizar las cargas eléctricas presentes en las partículas contaminantes del agua. Cuando estas cargas eléctricas se neutralizan, los mecanismos que mantienen a las partículas en suspensión se ven comprometidos, lo que permite la formación de agregados de contaminantes. Este proceso marca el inicio de la coagulación.

Los iones liberados por los electrodos desencadenan un proceso de eliminación de contaminantes que puede ocurrir a través de dos vías principales. La primera vía implica reacciones químicas y precipitación, mientras que la segunda involucra procesos físicos de agregación de coloides. La densidad de estos agregados determina si flotarán en la superficie o precipitarán en el fondo del agua tratada (Huijuan Liu, 2010).

Algunas de las reacciones más importantes que pueden experimentar las partículas contaminantes incluyen hidrólisis, electrólisis, reacciones de ionización y formación de radicales libres. Estas reacciones alteran las propiedades del sistema agua-contaminantes y, en última instancia, conducen a la eliminación de la carga contaminante presente en el agua.

Las reacciones mencionadas anteriormente modifican las propiedades del sistema agua-contaminantes, lo que resulta en la eliminación de la carga contaminante presente en el agua. Según la ley de Faraday, que rige el proceso de electrocoagulación, la cantidad de sustancias formadas en un electrodo es directamente proporcional a la cantidad de cargas eléctricas que atraviesan el sistema. Además, el número total de moles de sustancia formada en un electrodo está

relacionado estequiométricamente con la cantidad de electricidad suministrada al sistema.

A diferencia de la coagulación química, donde el coagulante se agrega al sistema como un agente químico externo, en la electrocoagulación, el coagulante se genera in situ a través de las reacciones que ocurren debido a la disolución de iones del metal que compone el electrodo de sacrificio. Como se mencionó anteriormente, la producción de iones metálicos se produce en el ánodo a través de la oxidación electrolítica. Estos iones generados actúan como coagulantes en el proceso de tratamiento.

Siguiendo el enfoque propuesto por Mohllah (2001), el proceso de electrocoagulación se puede dividir en tres etapas fundamentales: en primer lugar, se forma el coagulante mediante la oxidación electrolítica del metal del ánodo; en segundo lugar, se produce la desestabilización de los contaminantes y emulsiones presentes en el agua; y finalmente, se lleva a cabo la formación de flóculos mediante la agregación de partículas contaminantes o su adsorción en el coagulante generado in situ.

Mecanismo de reacción.

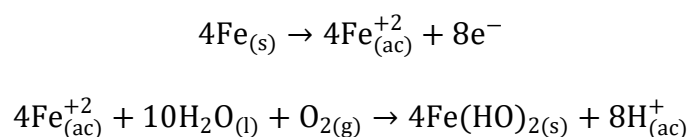
En la electrocoagulación, los materiales más comúnmente utilizados como electrodos son el hierro y el aluminio. Por lo tanto, se prestará una atención especial a las reacciones que ocurren cuando se emplean electrodos de estos dos metales en la celda. Es importante destacar que la bibliografía consultada aborda en detalle estas reacciones, no solo para el hierro y el aluminio, sino también para otros metales o materiales que puedan utilizarse como electrodos (Huijuan Liu, 2010).

El proceso de electrocoagulación está influenciado por diversos factores. Entre los más significativos se encuentran la naturaleza y la concentración de los contaminantes presentes, el pH del agua residual y la conductividad eléctrica del medio. Estos factores desempeñan un papel crucial en la determinación y regulación de las

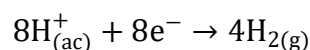
reacciones que ocurren en el sistema, así como en la formación del coagulante. Cuando el hierro actúa como ánodo, se han propuesto dos mecanismos para explicar la formación in situ de dos posibles coagulantes: el hidróxido ferroso ($\text{Fe}(\text{OH})_2$) y el hidróxido férrico ($\text{Fe}(\text{OH})_3$).

Primer Mecanismo: Formación del hidróxido férrico.

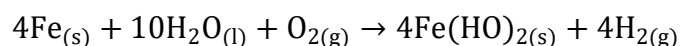
En el ánodo ocurren las siguientes reacciones de oxidación:



En el cátodo ocurre la reacción:

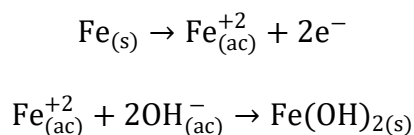


Reacción global:

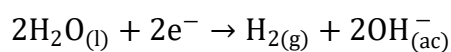


Segundo Mecanismo: Formación del hidróxido ferroso.

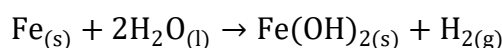
En el ánodo se dan las reacciones:



En el cátodo:



Reacción global:

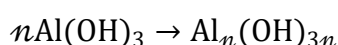
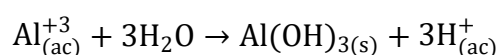
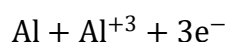


Después de la generación de los hidróxidos de hierro, las partículas coloidales tienden a agruparse, especialmente aquellas que poseen una carga negativa. En este proceso, otras partículas contaminantes interactúan con estos conglomerados, lo que conduce a

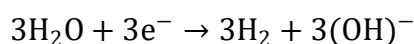
su eliminación a través de la formación de complejos o mediante atracciones electrostáticas.

Cuando el aluminio actúa como ánodo, las reacciones químicas que tienen lugar son las siguientes:

En el ánodo ocurre:



En el cátodo:



Los iones Al^{+3} , en combinación con los OH^{-} , reaccionan para formar diversas especies químicas, tanto monoméricas como poliméricas. Algunas de las especies monoméricas incluyen $\text{Al}(\text{OH})_2^{+}$, $\text{Al}_2(\text{OH})_2^{+}$, $\text{Al}(\text{OH})_2^{+}$, mientras que entre las especies poliméricas se encuentran $\text{Al}_6(\text{OH})_{15}^{3+}$, $\text{Al}_7(\text{OH})_{17}^{4+}$, $\text{Al}_8(\text{OH})_{20}^{4+}$, $\text{Al}_{13}\text{O}_4(\text{OH})_{24}^{7+}$ y $\text{Al}_{13}(\text{OH})_{34}^{5+}$. Estas especies, mediante procesos de precipitación, generan el sólido $\text{Al}(\text{OH})_{3(\text{s})}$, como se ilustra en la reacción del ánodo. El $\text{Al}(\text{OH})_{3(\text{s})}$ es una sustancia amorfa de tipo gelatinoso, que posee una amplia área superficial con propiedades de absorción. Esta característica lo hace propicio para llevar a cabo los procesos de adsorción y atracción de partículas contaminantes (Huijuan Liu, 2010).

Reactores en el proceso de electrocoagulación.

Los reactores para la electrocoagulación pueden clasificarse en primera instancia como reactores tipo batch o reactores de sistema continuo. La selección de uno de estos tipos de reactor depende de las características del contaminante y de su concentración, así como de las cantidades de agua residual a tratar. (Restrepo, 2006)

Una segunda clasificación de los reactores está dada en función de sus características de diseño y operación, y se dividen en los siguientes tipos:

Reactores de flujo continuo: Estos reactores son ideales para el tratamiento de aguas residuales con flujos constantes y caudales estables. El agua residual se alimenta de manera continua al reactor, donde se lleva a cabo el proceso de electrocoagulación de manera constante. Este tipo de reactor es eficiente en aplicaciones industriales donde se produce una gran cantidad de aguas residuales a lo largo del tiempo.

- **Reactores tipo batch:** Estos reactores funcionan en lotes, lo que significa que el agua residual se trata en cantidades discretas y por lotes. Cada lote de agua residual se introduce en el reactor, se somete al proceso de electrocoagulación y luego se retira antes de introducir un nuevo lote. Este enfoque es adecuado para aplicaciones más pequeñas o para situaciones en las que se requiere un control más preciso sobre el proceso.
- **Reactores de flujo en pistón:** Estos reactores operan con un pistón que se desplaza hacia adelante y hacia atrás en un cilindro, generando un flujo alternante de agua residual a través de las celdas de electrocoagulación. Este tipo de reactor se utiliza en aplicaciones donde se requiere una mezcla efectiva de las sustancias en la solución y es útil para tratar aguas residuales con alta concentración de contaminantes.
- **Reactores de flujo turbulento:** En estos reactores, se genera un flujo turbulento dentro de la celda de electrocoagulación para asegurar una mezcla efectiva de los contaminantes con los coagulantes formados durante el proceso. Esto mejora la eficiencia de la remoción de contaminantes y es útil en aplicaciones donde se necesita una alta tasa de tratamiento.

La elección del tipo de reactor adecuado depende de varios factores, como la naturaleza de los contaminantes, la concentración de los mismos, la cantidad de agua residual a tratar y los objetivos de tratamiento. Cada tipo de reactor tiene sus ventajas y desventajas, por lo que es importante seleccionar el que mejor se adapte a las necesidades específicas de cada aplicación (Restrepo, 2006).

Comparación entre Electrocoagulación y Coagulación Química

La Electrocoagulación y la coagulación química comparten un fenómeno común, donde las partículas cargadas en suspensión coloidal se neutralizan por colisiones mutuas con los iones de hidróxido metálicos, resultando en la formación de agregados seguidos por sedimentación o flotación. La distinción principal entre estos procesos radica en la forma en que los iones de aluminio o hierro son introducidos.

En el caso de la electrocoagulación, se genera la formación de flóculos de hidróxido metálico en el agua mediante la electrodisolución de los ánodos solubles, generalmente compuestos de hierro o aluminio. En contraste, la coagulación química se basa en la hidrólisis de sales metálicas, como sulfatos y cloruros de aluminio o hierro, que se utilizan ampliamente como coagulantes en el tratamiento de aguas (Huijuan Liu, 2010).

Esta diferencia en la entrega de iones metálicos entre la electrocoagulación y la coagulación química destaca la variedad de enfoques disponibles para lograr la coagulación de partículas en sistemas acuosos.

Metodología.

La investigación se lleva a cabo con el propósito de evaluar la eficacia del reactor de electrocuagulación en la remoción de contaminantes presentes en una muestra acuosa. En este contexto, se emplean materiales específicos como agua destilada, leche en polvo y un reactivo químico (NaCl) para la curva patrón de conductividad. Además, se utilizan instrumentos tales como un vaso precipitado de 1 L, una probeta de 100 ml y un agitador.

Para la medición de parámetros relevantes, se disponen de equipos especializados, incluyendo aquellos destinados a la medición de DQO (Demanda Química de Oxígeno) y conductividad eléctrica. Estos instrumentos facilitan un seguimiento preciso de los cambios en la composición química de la muestra durante el proceso de electrocuagulación. El registro del tiempo de exposición de la muestra al reactor se realiza mediante un cronómetro.

La exactitud en las mediciones se garantiza mediante el uso de una balanza analítica, permitiendo la obtención de datos precisos en cuanto a la cantidad de leche en polvo y otros reactivos añadidos. La combinación de estos materiales y equipos proporciona un marco experimental sólido para la evaluación de la eficiencia del reactor de electrocuagulación en la remoción de contaminantes. Este enfoque contribuye al avance en la comprensión de las tecnologías de tratamiento de aguas y refuerza la validez de los resultados obtenidos en el estudio.

Preparación del Agua Sintética:

La preparación del agua sintética se lleva a cabo de manera meticulosa siguiendo un procedimiento detallado. En primer lugar, se llena un recipiente de 1.5 litro con una cantidad precisa de agua destilada. A continuación, se incorpora leche en polvo gradualmente al agua, realizando una agitación constante para lograr una concentración específica de 6 g/l. Esta concentración se selecciona con el propósito de

replicar la Demanda Química de Oxígeno (DQO) de las aguas residuales de suero de leche, basándose en información obtenida de referencias bibliográficas. Se registra meticulosamente la cantidad de leche en polvo añadida durante este proceso.



Figura 2. Instrumentos de laboratorios usado en la preparación del agua sintética

Como siguiente paso, se añade cloruro de sodio (NaCl) gradualmente al agua, manteniendo una agitación continua. Este paso tiene como objetivo alcanzar una conductividad de 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, reproduciendo así las condiciones encontradas en las aguas residuales de suero de leche según la literatura consultada. La cantidad precisa de NaCl añadida se registra para futuras referencias.

Finalmente, se mide y registra la conductividad inicial de la solución utilizando un medidor especializado. Este paso permite obtener datos precisos sobre las condiciones iniciales de la solución, proporcionando una base sólida para las etapas subsiguientes del experimento. Este meticuloso proceso de preparación del agua sintética garantiza la reproducibilidad y fiabilidad de los resultados obtenidos en el estudio.



Figura 3. Cristalería usado en la preparación del agua sintética

Preparación de la Curva Patrón de Conductividad Eléctrica:

En el presente proceso experimental, se lleva a cabo la preparación de la Curva Patrón de Conductividad Eléctrica. En primera instancia, se procede a preparar una serie de soluciones estándar con concentraciones variables, comenzando con 1 mol, utilizando NaCl. Seguidamente, cada solución estándar es etiquetada con su concentración conocida. Posteriormente, se emplea un medidor de conductividad eléctrica para medir con precisión la conductividad de cada solución estándar, registrando cuidadosamente los valores obtenidos en diferentes concentraciones.



Figura 4. Reactivo de NaCl usado en la preparación de la curva patrón y agua sintética.

Avanzando al siguiente paso, se realiza la elaboración de la Curva Patrón, trazando los valores de conductividad en función de las concentraciones de las soluciones estándar para construir la curva patrón. Finalmente, se ajusta la curva patrón a una ecuación, ya sea lineal o no lineal, en función de los datos obtenidos durante el proceso.

Este enfoque sistemático y controlado permite establecer una relación cuantitativa entre la concentración de las soluciones estándar y sus respectivas conductividades, proporcionando así una herramienta valiosa para la medición precisa de la conductividad en futuros experimentos. La rigurosidad en la preparación de la Curva Patrón es esencial para garantizar resultados confiables y una interpretación precisa de los datos en el contexto de las mediciones de conductividad eléctrica.

Evaluación de la Eficiencia del Proceso de Electrocoagulación para la Remoción de Contaminantes en Aguas Residuales de Suero de Leche.

En primer lugar, se lleva a cabo la Preparación del Agua Sintética de Suero de Leche, siguiendo meticulosamente los procedimientos descritos en la metodología de preparación del agua sintética. Esto incluye la replicación de la concentración de contaminantes mediante el uso de leche en polvo y el ajuste preciso de la conductividad eléctrica.

Posteriormente, en relación con el diseño experimental, se evalúa la Concentración de Contaminantes utilizando una concentración de 6g/l para replicar las aguas residuales de suero de leche. Seguidamente, en la Evaluación de la Corriente Eléctrica, se selecciona una serie de niveles de voltaje, proponiendo la utilización de 3V, 5V y 7V, todos a una corriente constante de 1 A. Además, se elabora un plan experimental detallado que incluye pruebas con cada uno de los niveles de voltaje seleccionados.

Posteriormente, en relación con la Configuración del Reactor de Electrocoagulación, se procede a preparar y ajustar el reactor de acuerdo con las especificaciones del

equipo y los diseños experimentales de ambas evaluaciones. Seguidamente, en las Pruebas Experimentales, se inicia con el uso del agua sintética de suero de leche preparada previamente. En la evaluación de la concentración de contaminantes, se introduce el agua sintética en el reactor de electrocoagulación con la primera concentración seleccionada. Simultáneamente, en la evaluación de la corriente eléctrica, se aplica el primer nivel de voltaje en el reactor. Durante este proceso, se registran y monitorean continuamente los parámetros relevantes, tales como la concentración de contaminantes antes y después del tratamiento, el tiempo de tratamiento y las condiciones operativas del reactor, para ambas evaluaciones. Este procedimiento se repite para cada concentración de contaminantes y nivel de voltaje establecidos.

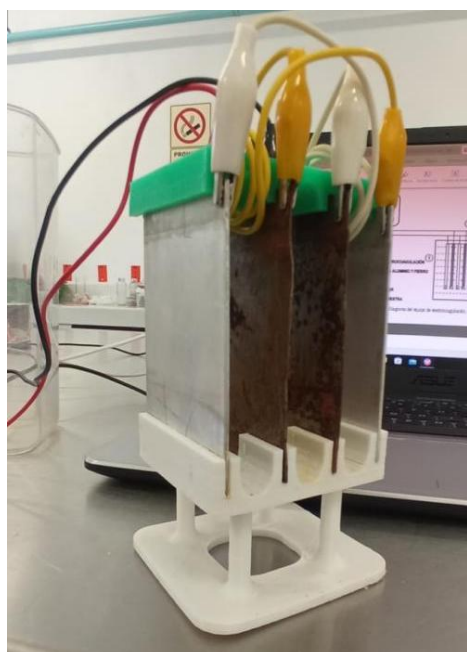


Figura 5 y 6. Fuente de poder y electrodos utilizado para la electrocoagulación.

En cuanto a la Determinación de la Cantidad de Remoción Utilizando la Técnica de Peso Seco con Microondas, después de cada corrida experimental, se toma una muestra del efluente tratado y se realiza un análisis de peso seco utilizando un horno de microondas. Se lleva a cabo este procedimiento con una frecuencia de toma de

muestra cada 10 segundos para registrar los cambios en su masa a lo largo del proceso de tratamiento. Posteriormente, se calcula la cantidad de contaminantes removidos en cada corrida al comparar el peso seco de la muestra tratada con el peso seco inicial. Este enfoque permite una evaluación precisa y dinámica de la eficiencia de remoción de contaminantes durante el proceso de electrocoagulación.



Figura 7. Balanza analítica utilizada para el pesos seco.

Finalmente, para el Análisis de Datos, se calcula la eficiencia de remoción de contaminantes para cada concentración y nivel de voltaje en sus respectivas evaluaciones. Además, se realizan análisis estadísticos para determinar si existen diferencias significativas en la eficiencia de remoción entre las diferentes concentraciones de contaminantes y niveles de voltaje. Este enfoque sistemático y controlado garantiza la obtención de datos confiables y la interpretación precisa de los resultados en el contexto de la evaluación de la eficiencia del proceso de electrocoagulación.

Evaluación del proceso más eficiente en el análisis de DQO:

En primer lugar, se procede con la preparación del Agua Sintética. Aquí, se prepara agua sintética de suero de leche siguiendo cuidadosamente los pasos descritos en la metodología de preparación del agua sintética. Este proceso incluye la replicación de

la DQO mediante la adición de leche en polvo y el ajuste preciso de la conductividad eléctrica.

Seguidamente, se avanza al Diseño Experimental. En este paso, se seleccionan las condiciones óptimas predefinidas, que abarcan la concentración del contaminante y la corriente eléctrica ideales para el proceso eficiente. Además, se elabora un plan experimental que contempla pruebas de electrocoagulación bajo condiciones específicas, como un tiempo de tratamiento establecido de 15 minutos.

Posteriormente, se lleva a cabo la Realización de Pruebas Experimentales. Las pruebas experimentales se inician utilizando la solución de agua sintética preparada. Se aplica la corriente eléctrica y la concentración óptimas en el reactor de electrocoagulación, según las condiciones seleccionadas. Se registra y monitorea continuamente la concentración del contaminante antes y después del tratamiento, el tiempo de tratamiento y las condiciones operativas del reactor para cada uno de los tiempos de tratamiento establecidos.

A continuación, se procede al Análisis de Datos. En esta etapa, se calcula la eficiencia de remoción del contaminante para cada tratamiento y se realiza un análisis de los datos recopilados. Se contrasta la eficiencia de remoción obtenida mediante la técnica de peso seco con los resultados de la determinación de la DQO utilizando el Método de Prueba para la Determinación de la DQO en aguas naturales, residuales y tratadas.

Finalmente, en la etapa de Interpretación de Resultados, se comparan y contrastan los resultados obtenidos mediante ambas técnicas. Se identifican tendencias y patrones en la eficiencia de remoción y se evalúa cómo difieren los resultados obtenidos por el análisis de peso seco y el análisis de DQO.

Instrumentos y equipos de laboratorio usados durante la metodología.

Equipos e Instrumentos de Laboratorio

<p>- Recipiente de 1.5 litros</p>	
<p>- Agitador manual</p>	
<p>- Probeta 250ml</p>	
<p>- Medidor de conductividad eléctrica</p>	
<p>- Balanza analítica</p>	
<p>- Cables puente</p>	
<p>- Equipo para la medición de corriente eléctrica</p>	
<p>- Horno de microondas</p>	

<p>- Reactor de electrocoagulación</p>	
<p>- Espectrofotómetro HACH</p>	
<p>- Digestor</p>	
<p>- Viales de digestión para DQO</p>	
<p>- Electrodo</p>	

Tabla 2. Instrumentos y equipos de laboratorio usados durante la metodología.

Análisis Estadístico:

Para evaluar la eficacia del proceso de electrocoagulación en la remoción de contaminantes en las aguas residuales de la industria láctea, se empleará un análisis de

varianza (ANOVA). Este análisis permitirá comparar las medias de eficiencia de remoción entre los diferentes niveles de voltaje aplicados (3V, 5V y 7V).

Datos a Recopilar:

Se registrarán los datos de eficiencia de remoción obtenidos de las tres repeticiones realizadas para cada nivel de voltaje. Estos datos se obtendrán tanto del análisis de peso seco con microondas como del análisis de DQO.

Procedimiento de ANOVA:

Se realizará un ANOVA de un factor para evaluar las diferencias en la eficiencia de remoción entre los grupos de voltaje. Se calcularán la suma de cuadrados total (SCT), la suma de cuadrados entre grupos (SCG) y la suma de cuadrados dentro de los grupos (SCD). A partir de estos valores, se determinarán los cuadrados medios entre grupos (CMG) y los cuadrados medios dentro de los grupos (CMD), así como las F-estadísticas para cada factor.

Componentes de Varianza:

Se descompondrá la varianza total en varianza entre grupos y varianza dentro de los grupos. Esto permitirá entender la magnitud de las diferencias en la eficiencia de remoción entre los niveles de voltaje y la variabilidad dentro de cada grupo.

Graficos a Realizar:

1. Gráfico de Cajas (Boxplot): Se elaborarán gráficos de cajas para visualizar la distribución de los datos de eficiencia de remoción para cada nivel de voltaje y identificar posibles valores atípicos.
2. Gráfico de Dispersión (Scatterplot): Se realizarán gráficos de dispersión para representar la relación entre la eficiencia de remoción de contaminantes y los diferentes niveles de voltaje aplicados.

Resultados.

- **Curva patrón de conductividad:**

La curva patrón obtenido de la metodología es la siguiente:

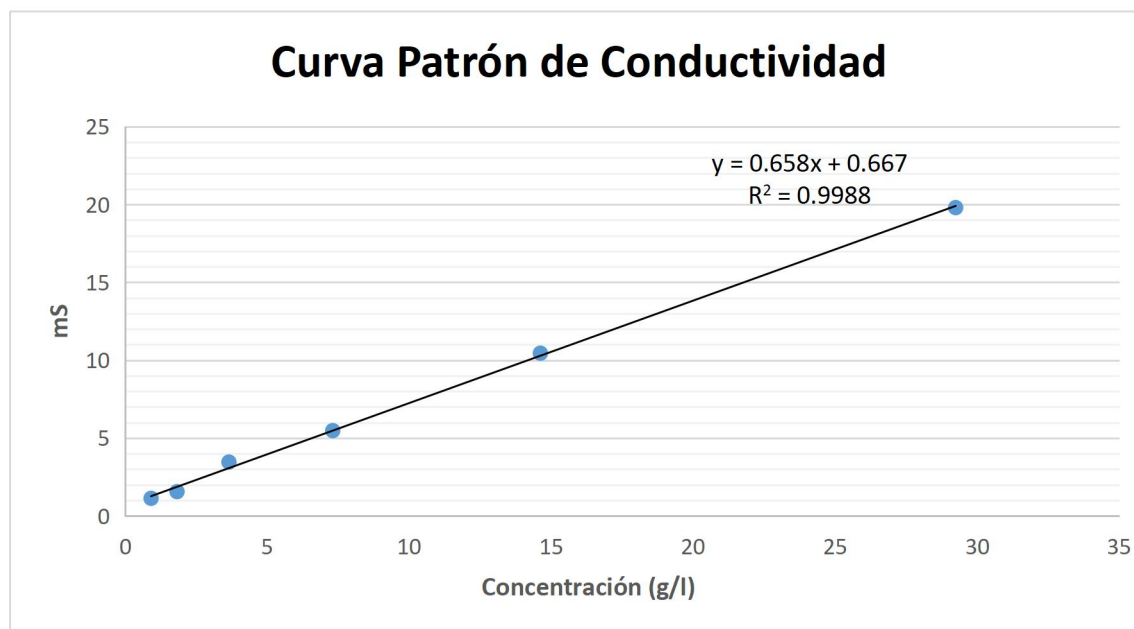


Figura 8. Curva patrón de conductividad.

- **Electrocoagulación**

Se llevaron a cabo tratamientos de electrocoagulación con diferentes voltajes (3V, 5V y 7V), manteniendo una concentración constante de 6 g/l de suero de leche y un tiempo de tratamiento de 15 minutos, con una corriente constante de 1 amperio. Para evaluar la eficiencia de remoción de contaminantes, se utilizó el peso seco como métrica, el cual se determinó mediante un método de secado en microondas, pesando la muestra cada 10 segundos para registrar los cambios en su masa a lo largo del proceso de tratamiento. Los resultados se presentan a continuación:

Tratamiento 1 a 3V:

	Peso Inicial (g)	Peso final (g)	Papel filtro (g)	Peso final sin papel filtro (g)
Coagulado 1	9.734	1.638	0.904	0.734
Coagulado 2	9.922	1.652	0.901	0.751

Coagulado 3	10.002	1.667	0.914	0.753
Sedimentado 1	11.99	3.438	1.962	1.476
Sedimentado 2	10.743	3.174	1.814	1.36
Sedimentado 3	10.473	2.565	0.834	1.731

Tabla 3. Tabla de resultados obtenidos por el método de peso seco a 3V.

	Sólidos totales removidos (g)	Eficiencia de remoción (%)
Coagulado + Sedimentado 1	2.21	56%
Coagulado + Sedimentado 2	2.111	58%
Coagulado + Sedimentado 3	2.484	51%

Tabla 4. Tabla de la eficiencia de remoción obtenidos por el método de peso seco a 3V.

Tratamiento 2 a 5V:

	Peso Inicial (g)	Peso final (g)	Papel filtro (g)	Peso final sin papel filtro (g)
Coagulado 1	14.514	1.977	0.901	1.076
Coagulado 2	10.148	1.963	0.994	0.969
Coagulado 3	10.205	1.745	0.906	0.839
Sedimentado 1	23.187	4.438	1.894	2.544
Sedimentado 2	23.186	4.318	1.914	2.86
Sedimentado 3	18.237	3.845	0.931	2.914

Tabla 5. Tabla de resultados obtenidos por el método de peso seco a 5V.

	Sólidos totales removidos (g)	Eficiencia de remoción (%)
Coagulado + Sedimentado 1	3.62	72%
Coagulado + Sedimentado 2	3.829	76%
Coagulado + Sedimentado 3	3.753	75%

Tabla 6. Tabla de la eficiencia de remoción obtenidos por el método de peso seco a 5V.

Tratamiento 3 a 7V:

	Peso Inicial (g)	Peso final (g)	Papel filtro (g)	Peso final sin papel filtro (g)
Coagulado 1	14.544	2.021	1.004	1.017
Coagulado 2	15.507	2.134	1.002	1.132
Coagulado 3	13.435	1.992	0.998	0.994
Sedimentado 1	17.967	3.961	1.1	2.861
Sedimentado 2	16.827	3.851	0.999	2.852
Sedimentado 3	15.896	3.867	1.006	2.861

Tabla 7. Tabla de resultados obtenidos por el método de peso seco a 7V.

	Sólidos totales removidos (g)	Eficiencia de remoción (%)
Coagulado + Sedimentado 1	3.878	77%
Coagulado + Sedimentado 2	3.984	79%
Coagulado + Sedimentado 3	3.855	77%

Tabla 8. Tabla de la eficiencia de remoción obtenidos por el método de peso seco a 7V.

- *Efecto del Voltaje:*

A 3V: Eficiencia media de remoción por peso seco del 55%.

A 5V: Eficiencia media de remoción por peso seco del 74%.

A 7V: Eficiencia media de remoción por peso seco del 78%.

- *Tratamiento Repetido a 7V (Incorporando DQO):*

Tratamiento 4 a 7V y datos de la DQO:

	Peso Inicial (g)	Peso final (g)	Papel filtro (g)	Peso final sin papel filtro (g)
Coagulado 1	10.201	2.247	1.004	1.243

Coagulado 2	10.169	2.134	1.002	1.132
Coagulado 3	10.079	2.145	0.998	1.147
Sedimentado 1	13.617	3.461	1.1	2.361
Sedimentado 2	13.885	3.551	0.999	2.552
Sedimentado 3	14.412	3.567	1.006	2.561

Tabla 9. Tabla de resultados obtenidos por el método de peso seco a 7V (Repetido).

	Sólidos totales removidos (g)	Eficiencia de remoción (%)
Coagulado + Sedimentado 1	3.604	72%
Coagulado + Sedimentado 2	3.684	73%
Coagulado + Sedimentado 3	3.708	74%

Tabla 10. Tabla de la eficiencia de remoción obtenidos por el método de peso seco a 7V (Repetido).

Cálculo de DQO (1:5)		
Corridas experimentales	Absorbancia	DQO (mg/l)
1	0.299	3657.5
2	0.300	3670
3	0.286	3495

Tabla 11 Cálculos de la DQO finales.

Cálculo de DQO (1:5)		
Corridas experimentales	Absorbancia	DQO (mg/l)
1	0.983	12207.5
2	0.955	11857.5
3	0.955	11757.5

Tabla 12 Cálculos de la DQO iniciales.

Diferencia de la DQO inicial y final (mg/l)	Eficiencia de remoción (%)
	70%

8550	
8187.5	69%
8262.5	70%

Tabla 13 Tabla de porcentaje de remoción de la DQO.

Eficiencia media de remoción por peso seco del: 74%.



Figura 8. Balanza analítica utilizada para el pesos seco de todos los tratamientos.

Eficiencia media de remoción por DQO: 70%.

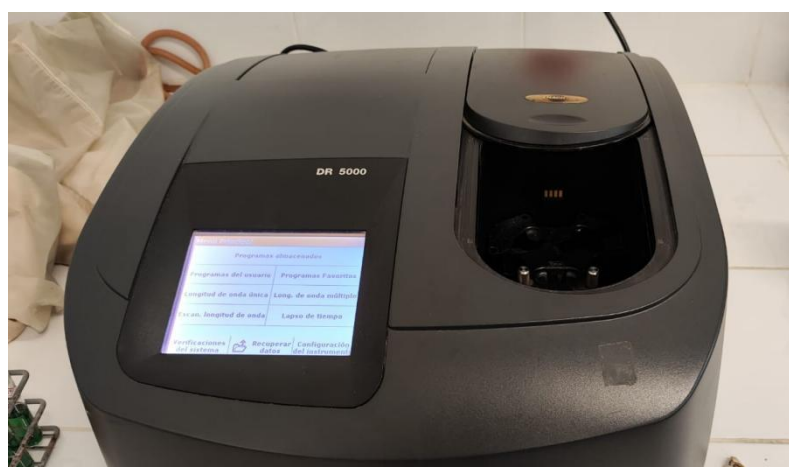


Figura 9. Espectrofotómetro HACH utilizado para el análisis de la QDO.



Figura 10. Viales de digestión utilizado para el análisis de la QDO.

- ***Fenómeno de Separación en Dos Fases:***

Durante la electrocoagulación, se observó la separación del suero de leche en dos fases, indicando la formación de coágulos y la floculación de partículas.



Figura 11. Material biológico electrocoagulación dentro del reactor.

- ***Análisis ANOVA de los resultados obtenidos:***

Esta tabla y gráficas anteriores resume los principales parámetros y resultados de los tratamientos con diferentes voltajes, concentraciones y tiempos. La inclusión de la eficiencia de remoción por peso seco y, en el caso del tratamiento repetido, la DQO, proporciona una visión comparativa de la efectividad de los tratamientos en la eliminación de contaminantes del suero de leche.

Modelos Lineales Generales

Número de variables dependientes: 1
 Número de factores categóricos: 1
 A=Voltaje
 Número de factores cuantitativos: 0
 Número de observaciones: 9

Análisis de Varianza para % de Remocion

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Modelo	0.193867	2	0.0969333	155.79	0.0000
Residuo	0.00373333	6	0.000622222		
Total (Corr.)	0.1976	8			

Suma de Cuadrados Tipo III

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Voltaje	0.193867	2	0.0969333	155.79	0.0000
Residuo	0.00373333	6	0.000622222		
Total (corregido)	0.1976	8			

Cuadrados Medios Esperados (CME)

Fuente	CME
Voltaje	(2)+Q1
Residuo	(2)

Denominadores de Prueba-F

Fuente	Gl	Cuadrado Medio	Denominador
Voltaje	6.00	0.000622222	(2)

Componentes de Varianza

Fuente	Estimado
Residuo	0.000622222

R-Cuadrada = 98.1107 por ciento
 R-Cuadrada (ajustada por g.l.) = 97.4809 por ciento
 R-cuadrado (predicho) = 95.749 por ciento (PRESS = 0.0084)
 Error estándar del est. = 0.0249444
 Error medio absoluto = 0.017037
 Estadístico Durbin-Watson = 3.21131 (P=0.9459)

Análisis de Residuos

	Estimación	Validación
n	9	
CME	0.000622222	
MAE	0.017037	
MAPE	3.03565	
ME	-6.16791E-17	
MPE	-0.16167	

Figura 12. Modelos lineales generales el análisis de varianza.

Gráfico de Dispersión para % de Remocion

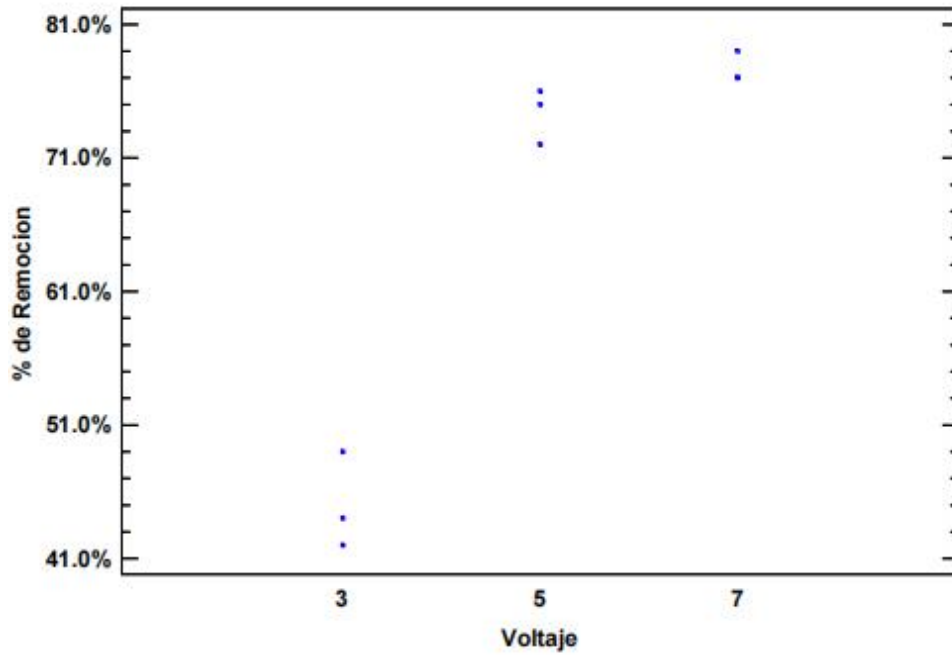


Figura 13. Gráfica de dispersión de voltaje y porcentaje de remoción.

Medias y 95.0% Intervalos LSD

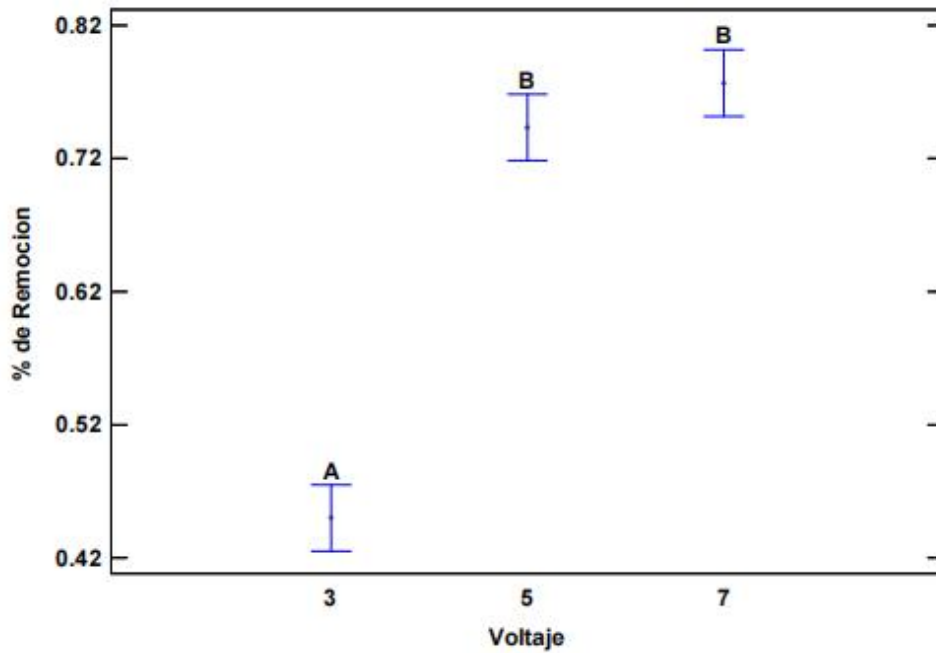


Figura 14. Gráfica de cajas de voltaje y porcentaje de remoción.

Tratamientos	Voltaje (V)	Concentración (g/l)	Tiempo (min)	Remoción (%) por Peso Seco	Remoción (%) por DQO
Tratamiento 1	3	6	15	55%	(No evaluado)
Tratamiento 2	5	6	15	74%	(No evaluado)
Tratamiento 3	7	6	15	78%	(No evaluado)
Tratamiento 3 (repetido)	7	6	15	74%	70%

Tabla 14. Tabla de todos los resultados en conjunto.

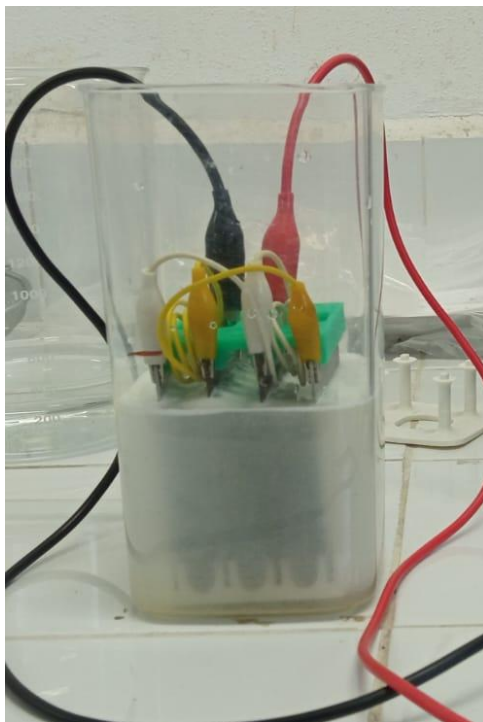


Figura 15 y 16. Agua sintética durante la electrocoagulación y después de ella.

Discusión de resultados.

A través de una serie de tratamientos con diferentes voltajes (3V, 5V y 7V), se exploró la influencia de estos parámetros en la eficiencia de remoción de contaminantes, empleando una concentración constante de 6 g/l y un tiempo de tratamiento de 15 minutos.

Inicialmente, se examinó el impacto de la concentración en el sistema de electrocoagulación. Los resultados revelaron que la concentración mantenida constante no influyó significativamente en la eficacia de remoción de contaminantes. Este hallazgo sugiere que, al menos en el rango de concentración evaluado, la variación en la concentración no es un factor determinante en la eficiencia del proceso de electrocoagulación.

Se encontró también una dependencia significativa del voltaje en la eficacia del proceso de electrocoagulación. A 3V, se obtuvo una eficiencia media del 55%, mientras que a 5V y 7V, se observaron mejoras notables, con eficiencias del 74% y 78%, respectivamente, en términos de remoción por peso seco. Este comportamiento es congruente con los principios electroquímicos asociados con la generación de iones metálicos y la formación de coágulos durante la electrocoagulación.

La repetición del tratamiento con 7V, pero esta vez incorporando la medición de DQO, demostró una eficiencia de remoción del 74% por peso seco y del 70% por DQO. La ligeramente menor eficiencia observada en el análisis de DQO puede atribuirse a la mayor sensibilidad de este método para detectar compuestos orgánicos oxidables.

Durante la electrocoagulación, se observó el fenómeno de separación en dos fases en el suero de leche tratado. Este fenómeno se correlaciona con la formación de coágulos y la floculación de partículas, facilitando la separación física de los contaminantes. La separación en dos fases es coherente con la eficacia general del proceso, ya que

contribuye a la reducción de la carga contaminante en el suero de leche tratado. La aplicación de un voltaje en el sistema induce la generación de iones metálicos provenientes de los electrodos, y estos iones contribuyen a la coagulación de impurezas en el suero de leche.

En términos generales, en el suero de leche, la grasa y las proteínas son dos componentes principales que pueden contribuir significativamente a la formación de coágulos y la floculación durante el proceso de electrocoagulación.

Grasa:

La grasa en el suero de leche suele tener una densidad menor que la del agua. Durante la electrocoagulación, la formación de coágulos puede atrapar partículas de grasa, que al ser menos densas, tienden a flotar hacia la superficie, contribuyendo a la fase flotante.

Proteínas:

Las proteínas en el suero de leche pueden coagular y formar agregados más densos durante la electrocoagulación. Estos agregados pueden sedimentar hacia el fondo, contribuyendo a la fase sedimentada.

Conclusiones.

El presente proyecto se enfocó en la aplicación de la electrocoagulación como un método efectivo para la remoción de contaminantes en suero de leche. Para lograr este propósito, se establecieron tres objetivos principales: evaluar el efecto de la concentración, evaluar el efecto del voltaje y analizar la eficiencia del proceso en términos de Demanda Química de Oxígeno (DQO) y peso seco.

Los resultados obtenidos revelaron que, en el rango de concentración estudiado (6 g/l), la variación no tuvo un impacto significativo en la eficiencia del proceso de electrocoagulación. Por otro lado, se observó una clara dependencia del voltaje,

siendo 7V el nivel que demostró la mayor eficiencia de remoción, alcanzando un promedio del 78%.

La evaluación combinada de DQO y peso seco permitió una comprensión más completa de la eficiencia del proceso. El análisis por peso seco y la medición de DQO mediante el método de reflujo cerrado mostraron eficiencias del 74% y 70%, respectivamente, para el proceso con 7V. Aunque se observaron ligeras discrepancias, la combinación de ambos métodos brindó una visión integral de la capacidad del proceso para eliminar contaminantes tanto inorgánicos como orgánicos del suero de leche.

La observación de la separación en dos fases durante la electrocoagulación, con una fase sedimentada y otra flotante, destacó la eficacia del proceso en la facilitación de la separación física de los contaminantes. Este fenómeno, junto con los resultados obtenidos, sugiere que la electrocoagulación tiene el potencial de ser una técnica prometedora para el tratamiento de suero de leche contaminado.

Finalmente, este proyecto no solo cumplió con los objetivos propuestos, sino que también proporcionó una comprensión más profunda de los mecanismos detrás de la electrocoagulación y su capacidad para eliminar contaminantes en sistemas complejos como el suero de leche. Estos hallazgos ofrecen una base sólida para futuras investigaciones y aplicaciones prácticas de la electrocoagulación en el tratamiento de efluentes industriales como el suero de leche.

Referencias bibliográficas.

Barrera, C. E. (2014). Historia y Evolución de la Electrocoagulación. En Electrocoagulación, Aplicaciones Electroquímicas al Tratamiento de Aguas Residuales (pp. 165-180). España: Reverte.

Co., Corrosion Doctors. (2001). Seventeen Century, et al. History of Electrochemistry en Corrosion-doctors.org.

Díaz, C. E. (2014). Aplicaciones Electroquímicas al Tratamiento de Aguas Residuales. España: Reverte.

Drexler, J. (2022). Tinta y tiempo [Álbum de estudio]. Sony Music.

Eddy, M., & (2004). Ingeniería de Aguas Residuales: Tratamiento, Vertido y Reutilización. México: McGraw Hill.

García, F. C. (2012). Electrocoagulación: una Alternativa para Depuración de Lactosuero. AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales, 9-21.

GC Tratamiento. (2019). Métodos de Medición de DQO y Procesos de Tratamiento. Recuperado de <https://gctratamiento.mx/demanda-quimica-de-oxigeno/>

Gobierno de México. (2000). Análisis de Agua - Determinación de la Conductividad Electrolítica - Método de Prueba. Recuperado de

<https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/166800/NMX-AA-093-SCFI-2000.pdf>

Guisela Pamela López Escobar. (2014). Diseño de un Proceso de Electrocoagulación para el Tratamiento de Aguas Residuales de una Industria de Yogurt. Facultad De Ingeniería y Ciencias Agropecuarias, Universidad Las Américas.

Holt, P. K. (2005). The Future for Electrocoagulation as a Localised Water Treatment Technology. *Chemosphere*, 355-367.

Hongqiang Ren, X. Z. (2020). High-Risk Pollutants in Wastewater. En *High-Risk Pollutants in Wastewater* (pp. 193-199). Amsterdam: Elsevier.

Huijuan Liu, X. Z. (2010). Electrocoagulación en el Tratamiento de Agua. En *Electroquímica del Medio Ambiente* (pp. 245-262). Nueva York: Springer.

Jai Prakash Kushwaha, Vimal Chandra Srivastava. (2010). Organics Removal from Dairy Wastewater by Electrochemical Treatment and Residue Disposal. *Separation and Purification Technology*, 76, 198–205.

Levine, Ira N. (2001). *Physical Chemistry* (5th edición). New York: McGraw-Hill Companies, The.

López Escobar, G. P. (2014). Diseño de un Proceso de Electrocoagulación para el Tratamiento de Aguas Residuales de una Industria de Yogurt. Facultad De Ingeniería y Ciencias Agropecuarias, Universidad Las Américas.

Mollah, M., & (2001). Electrocoagulation (EC). Science and Applications: Journal of Hazardous Materials, 29-41.

National Geographic. (2024, agosto 15). Propiedades del Hierro. National Geographic. Recuperado de https://www.nationalgeographic.com.es/ciencia/propiedades-hierro-fe_18218

National Geographic. (2024, enero 15). Propiedades del Aluminio. National Geographic. Recuperado de https://www.nationalgeographic.com.es/ciencia/propiedades-aluminio-al_18221

Reyes Cruz, V. E. (2012, enero 5). Tratamiento de Aguas Residuales por Electrocoagulación. ADIS, 43-61. Recuperado de ECURED - Conocimiento con Todos y para Todos.

Restrepo, A. A. (2006). La Electrocoagulación: Retos y Oportunidades en el Tratamiento de Aguas. Producción + Limpia, 58-77.

Sengil, I. A., & Mahmut Özacar, M. (2006). Treatment of Dairy Wastewaters by Electrocoagulation using Mild Steel Electrodes. Journal of Hazardous Materials B137, 1197–1205.

Tecnológico de Tuxtla Gutiérrez. (2011, julio 22). Historia del Tecnológico de Tuxtla Gutiérrez. Recuperado de <https://www.tuxtla.tecnm.mx/historia-del-tecnologico-de-tuxtla/>

Tecnológico de Tuxtla Gutiérrez. (2020, diciembre 3). Organigrama del Tecnológico de Tuxtla Gutiérrez. Recuperado de https://www.tuxtla.tecnm.mx/wp-content/uploads/2020/12/OrganigramaTecTuxtla_2020.jpg

Tchamango, S., Charles P. Nansu-Njiki, Ngameni E, Hadjiev, D., & Darchen, A. (2009). Treatment of Dairy Effluents by Electrocoagulation using Aluminium Electrodes. *Science of the Total Environment*, 408, 947–952.

Trompette, J., & Vergnes, H. (2009). On the Crucial Influence of Some Supporting Electrolytes During Electrocoagulation in the Presence of Aluminum Electrodes. *Journal of Hazardous Materials*, 163, 1282–1288.

Universidad de Salamanca. (2014, abril 13). Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico del Agua. Recuperado de <http://cidta.usal.es/cursos/ETAP/modulos/libros/quimica.pdf>

Universidad Lasallista. (2006, octubre 13). La Electrocoagulación: Retos y Oportunidades en el Tratamiento de Aguas. Recuperado de https://www.researchgate.net/profile/Luis-GarcesGiraldo/publication/277035194_La_Electrocoagulacion_retos_y_oportunidad

es_en_el_tratamiento_de_aguas/links/5ef25e06458515ceb2046e5f/La-Electrocoagulacion-retos-yoportunidades-en-el-tratamiento-de-aguas.pdf

Veisseyre, R. (1988). Lactología Técnica (3ª edición). Argentina: Acribia.