

UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA

LA MOLINA

FACULTAD DE CIENCIAS



**“EVALUACIÓN DE UN PROTOTIPO
DE CELDA DE ELECTROCOAGULACIÓN PARA TRATAR
AGUA RESIDUAL DE UNA INDUSTRIA LÁCTEA”**

Presentada por:

ENRIQUE JOEL NEIRA ROJAS

Tesis para Optar el Título Profesional de:

INGENIERO AMBIENTAL

Lima – Perú

2024

**La UNALM es la titular de los derechos patrimoniales de la presente investigación
(Art. 24. Reglamento de Propiedad Intelectual)**

Tesis turnitin

INFORME DE ORIGINALIDAD

16%

INDICE DE SIMILITUD

16%

FUENTES DE INTERNET

3%

PUBLICACIONES

5%

TRABAJOS DEL ESTUDIANTE

FUENTES PRIMARIAS

1	hdl.handle.net Fuente de Internet	4%
2	1library.co Fuente de Internet	1%
3	repositorio.unap.edu.pe Fuente de Internet	1%
4	vsip.info Fuente de Internet	1%
5	repositorio.unh.edu.pe Fuente de Internet	1%
6	repositorio.unsa.edu.pe Fuente de Internet	1%
7	Submitted to Universidad Santo Tomas Trabajo del estudiante	<1%
8	repositorio.unas.edu.pe Fuente de Internet	<1%
9	repositorio.unac.edu.pe Fuente de Internet	<1%

**UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA
LA MOLINA**

FACULTAD DE CIENCIAS

**“EVALUACIÓN DE UN PROTOTIPO
DE CELDA DE ELECTROCOAGULACIÓN PARA TRATAR
AGUA RESIDUAL DE UNA INDUSTRIA LÁCTEA”**

Presentada por:

ENRIQUE JOEL NEIRA ROJAS

Tesis para Optar el Título Profesional de:

INGENIERO AMBIENTAL

Sustentada y aprobada por el siguiente jurado:

Dra. Rosemary Vela Cardich
PRESIDENTE

Ph.D. Lizardo Visitación Figueroa
MIEMBRO

Mg.Sc. Rosa Maria Miglio Toledo
MIEMBRO

Ing. Lawrence Enrique Quipuzco Ushñahua
ASESOR

Ing. Ruben D. Román Quispetupa
CO-ASESOR

AGRADECIMIENTOS

A Dios, por la vida y las fuerzas para cumplir con mis objetivos.

A mis padres, por el apoyo incondicional en mi proyecto de tesis.

A mi tía Betty, por facilitarme la recolección de los efluentes de su industria láctea.

A los miembros del jurado, por el tiempo, los consejos y la dedicación que tuvieron en revisar mi tesis.

ÍNDICE GENERAL

RESUMEN.....	viii
ABSTRACT	ix
I. INTRODUCCIÓN	1
II. REVISIÓN DE LITERATURA.....	3
2.1. AGUAS RESIDUALES.....	3
2.2. TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES.....	3
2.2.1. TRATAMIENTO FÍSICO-QUÍMICO	3
2.2.2. TRATAMIENTO BIOLÓGICO	4
2.3. INDUSTRIA LÁCTEA.....	4
2.3.1. CARACTERIZACIÓN DE EFLUENTES	4
2.3.2. ACTIVIDADES INDUSTRIALES EN LA PLANTA BIO FRESKO	7
2.3.3. ELABORACIÓN DE QUESO	7
2.3.4. LAVADO	8
2.3.5. SUERO DE LECHE	9
2.4. FUNDAMENTOS DE LA ELECTROCOAGULACIÓN.....	10
2.4.1. COAGULACIÓN	10
2.4.2. ELECTRÓLISIS.....	11
2.4.3. ELECTROCOAGULACIÓN.....	13
2.4.4. REACCIONES DURANTE LA ELECTROCOAGULACIÓN	14
2.4.5. VENTAJAS Y DESVENTAJAS	15
2.4.6. COMPARACIÓN TÉCNICA-ECONÓMICA CON OTRAS TECNOLOGÍAS	16
2.4.7. CARACTERIZACIÓN DE LODOS	17
2.5. FACTORES QUE AFECTAN LA ELECTROCOAGULACIÓN.....	18
2.5.1. DENSIDAD DE CORRIENTE	18
2.5.2. TIEMPO DE REACCIÓN	18
2.5.3. MATERIAL DE ELECTRODOS	18

2.5.4. SEPARACIÓN DE ELECTRODOS	19
2.5.5. pH.....	19
2.5.6. CONDUCTIVIDAD	19
2.5.7. TEMPERATURA	20
2.5.8. DISEÑO DE SISTEMA.....	20
2.5.9. CONFIGURACIÓN ELÉCTRICA	20
2.5.10. CONFIGURACIÓN HIDRÁULICA	21
2.6. ANTECEDENTES	22
2.7. MARCO LEGAL DE DESCARGAS AL SISTEMA DE ALCANTARILLADO	25
2.7.1. VALORES MÁXIMOS ADMISIBLES (VMA)	25
2.8. PRUEBAS ESTADÍSTICAS NO PARAMÉTRICAS	26
2.8.1. PRUEBA DE KRUSKAL-WALLIS	26
2.8.2. PRUEBA DE FRIEDMAN	26
III. METODOLOGÍA.....	28
3.1. ÁREA DE ESTUDIO	28
3.1.1. UBICACIÓN	28
3.1.2. TOMA DE MUESTRA.....	28
3.2. MATERIALES Y EQUIPOS	31
3.3. MÉTODO APLICADO.....	32
3.3.1. DISEÑO DE LA CELDA DE ELECTROCOAGULACIÓN.....	32
3.3.2. SELECCIÓN DE PARÁMETROS ÓPTIMOS	34
3.3.3. EVALUACIÓN DEL PROTOTIPO.....	34
3.3.4. PARÁMETROS DE MUESTREO.....	35
3.3.5. ANÁLISIS DE COSTOS	35
IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	36
4.1. ENSAYOS PRELIMINARES.....	36
4.2. EVALUACIÓN DE LA CELDA DE ELECTROCOAGULACIÓN.....	38
4.2.1. DETERMINACIÓN DEL MATERIAL DE LOS ELECTRODOS.....	39

4.2.2. DETERMINACIÓN DEL TIEMPO DE REACCIÓN E INTENSIDAD DE CORRIENTE.....	43
4.3. PRUEBA FINAL EN LA CELDA DE ELECTROCOAGULACIÓN	51
4.3.1. EXPERIMENTO 1	51
4.3.2. EXPERIMENTO 2	53
4.3.3. EXPERIMENTO 3	54
4.3.4. ANÁLISIS DE ACEITES Y GRASAS	56
4.3.5. DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO (DBO)	57
4.3.6. DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO (DQO)	59
4.3.7. NITRÓGENO AMONIAICAL	60
4.3.8. SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES	61
4.3.9. pH.....	63
4.3.10. CONDUCTIVIDAD.....	63
4.4. CANTIDAD DE ALUMINIO EN EL AGUA	63
4.5. CONSUMO DE ENERGÍA	63
V. CONCLUSIONES	65
VI. RECOMENDACIONES	66
VII. BIBLIOGRAFÍA	67
VIII. ANEXOS.....	73

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1: Caracterización de efluentes lácteos	6
Tabla 2: Comparación entre electrocoagulación y tratamiento fisicoquímico.....	16
Tabla 3: Comparación entre electrocoagulación y tratamiento biológico	17
Tabla 4: Investigaciones con electrocoagulación	23
Tabla 5: Parámetros del anexo 1 del DS 010-2019 - VIVIENDA	25
Tabla 6: Parámetros del anexo 2 del DS 010-2019 - VIVIENDA	25
Tabla 7: Resultados de remoción de turbidez en los ensayos preliminares	36
Tabla 8: Parámetros antes y después del tratamiento	41
Tabla 9: Comparación por pares de electrodos	43
Tabla 10: Turbidez medida en función del tiempo.....	45
Tabla 11: Promedio de remoción de turbidez vs corriente	49
Tabla 12: Ordenamiento de resultados por bloque.....	49
Tabla 13: Promedio de remoción de turbidez vs tiempo	50
Tabla 14: Ordenamiento de resultados por bloque.....	50
Tabla 15: Comparación por pares de tiempo	50
Tabla 16: Parámetros del efluente en la operación del prototipo	51
Tabla 17: Caracterización del efluente antes y después del experimento 1.....	52
Tabla 18: Parámetros del efluente en la operación del prototipo	53
Tabla 19: Caracterización del efluente antes y después del experimento 2.....	53
Tabla 20: Parámetros del efluente en la operación del prototipo	54
Tabla 21: Caracterización del efluente antes y después del experimento 3.....	55
Tabla 22: Porcentajes de remoción por parámetro	56

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Suero de leche en la planta.....	9
Figura 2: Mecanismo de desestabilización de coloides	11
Figura 3: Elementos que intervienen en un proceso electrolítico	12
Figura 4: Proceso de electrocoagulación en un agua residual.....	14
Figura 5: Configuración monopolar en paralelo y en serie.....	21
Figura 6: Configuración hidráulica de los electrodos.....	21
Figura 7: Ubicación de la industria láctea.....	28
Figura 8: Flujo de agua de lavado en la alcantarilla	29
Figura 9: Vertimiento del suero de leche	30
Figura 10: Flujo del suero de leche en la alcantarilla	30
Figura 11: Rectificador de corriente.....	31
Figura 12: Celda de electrocoagulación.....	33
Figura 13: Soporte de las placas metálicas	33
Figura 14: Celda de electrocoagulación antes del tratamiento.....	37
Figura 15: Celda de electrocoagulación durante el tratamiento	37
Figura 16: Celda de electrocoagulación después del tratamiento	38
Figura 17: Electrocoagulación con electrodos de aluminio-aluminio	39
Figura 18: Electrocoagulación con electrodos de hierro-hierro	40
Figura 19: Electrocoagulación con electrodos de hierro-aluminio	40
Figura 20: Diagrama de barras de remoción de turbidez vs par de electrodos	40
Figura 21: Prueba de normalidad para material de electrodo	42
Figura 22: Electrocoagulación con intensidad de 5A.....	44
Figura 23: Electrocoagulación con intensidad de 7A.....	44
Figura 24: Electrocoagulación con intensidad de 9A.....	45
Figura 25: Polígono de frecuencias de remoción de turbidez vs tiempo-corriente.....	47
Figura 26: Polígono de frecuencias de variación de la conductividad eléctrica	47
Figura 27: Polígono de frecuencias de variación de pH	47

Figura 28: Prueba de normalidad para la corriente y el tiempo	48
Figura 29: Muestras de agua del experimento 1	52
Figura 30: Muestras de agua del experimento 2	54
Figura 31: Muestras de agua del experimento 3	55
Figura 32: Análisis de variación de aceites y grasas en los 3 experimentos.....	56
Figura 33: Análisis de variación de DBO en los 3 experimentos	57
Figura34: Análisis de variación de DQO en los 3 experimentos	59
Figura 35: Análisis de variación de nitrógeno amoniacal en los 3 experimentos	60
Figura 36: Análisis de variación de sólidos suspendidos totales en los 3 experimentos	62

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 1: RESULTADOS DEL LABORATORIO ACREDITADO	74
--	----

RESUMEN

El presente trabajo de investigación consistió en construir y evaluar un prototipo de electrocoagulación para remover DBO, DQO, SST, aceites y grasas, y nitrógeno amoniacal de un efluente residual de una industria láctea con el objetivo de garantizar el cumplimiento de los lineamientos de los Valores Máximos Admisibles (VMA) de la legislación peruana vigente. La evaluación del prototipo se fundamentó en determinar la intensidad de corriente, el tiempo de reacción y el tipo de electrodos que removieran la mayor cantidad de turbidez del agua residual. Los ensayos experimentales proporcionaron que estadísticamente los parámetros óptimos fueron: corriente de 7A, tiempo de 30 minutos y electrodos de aluminio-aluminio. Después de esta evaluación se procedió a utilizar el prototipo con estos parámetros para cuantificar el porcentaje de remoción de los contaminantes mencionados. Se realizó esta prueba final con 3 repeticiones, ya que el agua residual era muy heterogénea. Los porcentajes de remoción promedio para cada contaminante fueron los siguientes: 55,3% (DBO); 51,9% (DQO); 66,7% (SST) y 91,1% (aceites y grasas), mientras que en el caso de nitrógeno amoniacal, este presentó un aumento porcentual promedio de 38.7%.

Palabras claves: Electrocoagulación, intensidad de corriente, tiempo de reacción, electrodos

ABSTRACT

The present research work consisted of building and evaluating an electrocoagulation prototype to remove BOD, COD, TSS, oils and fats, and ammoniacal nitrogen from a residual effluent from a dairy industry with the aim of guaranteeing compliance with the guidelines of the Maximum Allowable Values (VMA). The evaluation of the prototype was based on determining the current intensity, the reaction time and the type of electrodes that removed the greatest amount of turbidity from the residual water. The experimental tests provided that statistically the optimal parameters were 7A current, 30-minute time and aluminum-aluminum electrodes. After this evaluation, the prototype was operated with these parameters to quantify the percentage of removal of the mentioned contaminants. This final test was carried out with 3 repetitions since the residual water was very heterogeneous. The average removal percentages for each contaminant were the following: 55,3% (DBO); 51,9% (DQO); 66,7% (SST) and 91,1% (oils and fats); while in the case of ammoniacal nitrogen, this presented an average percentage increase of 38,7%.

Keywords: Electrocoagulation, turbidity, current intensity, reaction time, electrodes, VMA

I. INTRODUCCIÓN

Según el Ministerio de Vivienda, Construcción y Saneamiento (VIVIENDA), para el 2020 hubo 1 198 millones de m³ de aguas residuales que fueron recolectadas a través del sistema de alcantarillado; sin embargo, solo 929 millones de m³ de aguas residuales recibieron tratamiento (VIVIENDA, 2021). Adicionalmente, de acuerdo a la Superintendencia Nacional de Servicios de Saneamiento (SUNASS), en el país existen plantas de tratamiento de agua residual que prácticamente han colapsado debido a que no hay un control correcto por parte de las Empresas Prestadoras de Servicio (EPS) al momento de supervisar y monitorear el vertimiento de los efluentes industriales a la red alcantarillado de los usuarios no domésticos (UND), o también porque a veces las empresas prefieren pagar la multa por exceso de carga que invertir en una tecnología de tratamiento, ya que les sale económicamente más viable (SUNASS, 2015).

De acuerdo a VIVIENDA (2021), en el 2020 se identificaron a 143 912 usuarios no domésticos, de los cuales solo el 2% tuvieron toma de muestra inopinada, como resultado de los análisis se estimó que el 44% de los UND supervisados sobrepasaron los parámetros de la normativa de Valores Máximos Admisibles (VMA). Por otro lado, de acuerdo al Servicio de Agua Potable y Alcantarillado de Lima (SEDAPAL), el 51% de las descargas industriales y comerciales incumplen los VMA, este monitoreo realizado por SEDAPAL determinó que la calidad de estas descargas está por encima de los parámetros establecidos y como consecuencia impactan negativamente sobre las redes públicas de alcantarillado y las Plantas de Tratamiento de la institución (SEDAPAL, 2021).

Debido a esta problemática actual, el Centro de Investigación para Tratamiento y Reúso de Efluentes y Aguas (CITREA), promueve el desarrollo de propuestas de solución para tratar el agua residual industrial mediante tecnologías que se caractericen por ser eficientes y automatizadas, que incluyan menos obras civiles, con bajo costo de operación, fácil operación, constante calidad del efluente tratado y menor producción de lodos. Una de estas tecnologías es la electrocoagulación, la cual se ha utilizado con éxito para el tratamiento de diferentes efluentes industriales como el minero, textil, alimentario, de pinturas, de petróleo, etc.

De acuerdo SUNASS (2015), los desagües industriales tienen una mayor concentración de carga orgánica que los desagües domésticos, por ejemplo, 0,35 m³ de leche contiene una carga orgánica equivalente a 162 m³ de aguas residuales domésticas. Por ende, la alta carga orgánica en la leche representa un problema en los efluentes de la industria láctea. Slavov (2017) menciona que la caracterización de los efluentes lácteos presenta valores de DBO superiores a 500mg/L y de DQO mayores a 1000mg/L, en consecuencia, estos exceden los Valores Máximos Admisibles (VMA) del Decreto Supremo N°010-2019-VIVIENDA. Por lo que en este trabajo se propone la electrocoagulación como una tecnología alternativa eficiente que puede solucionar la problemática de los Valores Máximos Admisibles en las aguas residuales de la industria láctea.

Para la realización de este proyecto se usó agua residual de la industria láctea Bio Fresko ubicada en el distrito de Ate. El agua residual generada en esta empresa estaba compuesta por el efluente del agua de lavado y del suero de leche, estos efluentes fueron utilizados para probar el funcionamiento de un prototipo de electrocoagulación desarrollado en la Universidad Nacional de Ingeniería.

El objetivo del trabajo fue determinar la eficiencia del proceso de electrocoagulación para la remoción de contaminantes presentes en los efluentes de la industria láctea. Se realizaron pruebas con diferentes tipos de electrodos (aluminio-aluminio, hierro-hierro y hierro-aluminio), aplicando intensidades de corriente de 5, 7 y 9 A y tiempos de reacción de 10, 20 y 30 minutos. Fue necesario trabajar con estos valores ya que en anteriores investigaciones solamente han trabajado para valores de intensidades de corrientes menores de 5A, tiempos muy variados desde 10 a 60 minutos mientras que no hay antecedentes de operación con electrodos diferentes al aluminio para efluentes lácteos. Para alcanzar este objetivo fue imprescindible construir un prototipo de celda de electrocoagulación, caracterizar el agua residual de la industria láctea, seleccionar el material de electrodos para la mejor remoción de turbidez, evaluar la mejor remoción de la celda de electrocoagulación con diferentes valores de intensidad de corriente y tiempo de reacción.

II. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1. AGUAS RESIDUALES

La Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y Agricultura (FAO), define aguas residuales como el agua que ya no tiene valor inmediato para el propósito para el cual fue utilizado o para la consecución de la cual fue producida debido a su calidad, cantidad o tiempo de ocurrencia; sin embargo, las aguas residuales de un usuario pueden ser un suministro potencial para otro usuario en otro lugar (FAO, 2019).

2.2. TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

El tratamiento de aguas consiste en eliminar o reducir los componentes perjudiciales que hay en el agua, la selección de un sistema de tratamiento va a estar en función del tipo de agua residual que se tiene, la cual puede ser agua residual doméstica o industrial. El presente trabajo de investigación utilizó agua industrial, por lo que para elegir un adecuado sistema de tratamiento de agua se debe tomar en cuenta dos elementos adicionales: el tipo de contaminante que se desea reducir y cuál es el objetivo del tratamiento; es decir, si es el agua tratada es para reúso, preservación del medio ambiente o preservación de las redes de alcantarilla.

Las técnicas de tratamiento de aguas residuales industriales en diversos sectores se dividen en tratamiento físico-químico y tratamiento biológico.

2.2.1. TRATAMIENTO FÍSICO-QUÍMICO

Consiste en adicionar sustancias químicas al agua que se desea tratar para facilitar los procesos posteriores de sedimentación y filtración. El proceso de coagulación-floculación es el mejor conocido, y este consiste en aplicar una sustancia llamada coagulante al agua para desestabilizar las partículas coloidales con el objetivo de que puedan aglomerarse y por ende aumentar de tamaño para finalmente sedimentar.

2.2.2. TRATAMIENTO BIOLÓGICO

El tratamiento biológico o secundario tiene como objetivo principal remover la materia orgánica fina coloidal del agua residual. En el proceso de remoción, la materia orgánica se degrada en flóculos sedimentables por acción de microorganismos para luego ser extraídos por tanques de sedimentación. Existen dos tipos de tratamientos biológicos: tratamientos aerobios y anaerobios.

Los tratamientos aerobios consisten en la aplicación de oxígeno en el agua residual para degradar la materia orgánica en dióxido de carbono. Entre los tratamientos más usados se tienen los lodos activados, filtros percoladores y los discos bio-rotativos.

El tratamiento anaerobio consiste en la degradación de la materia orgánica en ausencia de oxígeno por los microorganismos. Como subproducto de ella se obtiene un gas, denominado usualmente biogás, cuya composición básica es metano CH₄ y dióxido de carbono CO₂ en un 95%, pero con la presencia adicional de nitrógeno, hidrógeno, amoníaco y sulfuro de hidrógeno, usualmente en proporciones inferiores al 1% (Huartos Toro, 2018).

2.3. INDUSTRIA LÁCTEA

Existen diversos productos en la industria láctea: leche esterilizada, leche pasteurizada, nata, queso, mantequilla, helados, yogurt y leche en polvo. La elaboración de estos productos y la unidad de envasado son las principales fuentes generadoras de aguas residuales.

La generación de aguas residuales en la unidad de producción proviene, en su mayoría, de leche o productos lácteos que se pierden en los ciclos tecnológicos (leche desnatada, leche en mal estado, leche derramada y trozos de cuajada); también se incluye a los subproductos de las operaciones de procesamiento como los permeados de suero, suero y leche; a los cultivos iniciadores en la fabricación de productos fermentados, a los reactivos usados en la limpieza del lugar y los diferentes aditivos que se usan en el proceso de fabricación. Por otra parte, la generación de aguas residuales durante el proceso de envasado se produce durante la limpieza de frascos, botellas, tanques y otros equipos relacionados al envasado (Ahmad *et al.*, 2019).

2.3.1. CARACTERIZACIÓN DE EFLUENTES

El agua residual de una industria láctea presenta en general un alto contenido de materia orgánica, sólidos en suspensión, aceites y grasas, ácidos grasos, nitrógeno y fósforo; además,

puede contener residuos de los productos usados en la limpieza de utensilios y equipos. La materia orgánica por lo general está de forma disuelta como lactosa, caseína, sales minerales, grasa y proteína de suero (Ahmad *et al.*, 2019).

De acuerdo a Slavov (2017), la caracterización del efluente lácteo depende del tipo de queso producido, la tecnología aplicada y el tipo de leche. Por lo general la DBO y DQO del efluente lácteo se distribuye de la siguiente manera: 90% está conformado por lactosa; entre el 3,7-6% por compuestos de nitrógeno como proteínas, urea, ácido úrico y 0,6-0,7% de compuestos de fósforo. Estos efluentes presentan color blanco (el suero es color verde amarillento), turbios y de olor desagradable. La temperatura promedio se encuentra en el rango de 17 - 18°C en invierno y de 22 - 25°C en verano.

Por otro lado Rodríguez *et al.* (2021) afirman que los efluentes lácteos tienen características como: pH de 4,74; conductividad de 7 820 $\mu\text{S}/\text{cm}$, turbiedad de 3 921 UNT, DQO de 18 400 mg/L, DBO₅ de 12 500 mg/L, grasas y aceites de 4 600 mg/L y sólidos totales disueltos 4 848 mg/L.

Guano y Zambrano (2021) mencionan que la composición química de lactosuero contiene entre 45 a 50 g/L de lactosa, entre 6 a 8 g/L de proteínas lactoséricas (proteínas con aminoácidos como la leucina, valina e isoleucina), 0,5 g/L de ácido láctico, así como cantidades apreciables de ácido cítrico, urea y ácido úrico. Tirado (2015) menciona que las principales proteínas lactoséricas son la β -lactoglobulina (β -LG), la α -lactoalbúmina (α -LA) y constituyentes menores como lactoferrina, lactoperoxidasa, inmuno- globulinas y glicomacropéptidos, entre otras.

En la Tabla 1 se muestra la caracterización de los parámetros físicos y químicos de las aguas residuales generadas durante la producción y operación dentro de una industria láctea.

Tabla 1: Caracterización de efluentes lácteos

Tipo de efluente (producto/operación)	pH	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	SST (mg/L)	A y G (mg/L)
Lácteos mixtos	4 - 11	240 - 5 900	500 - 10 400	60 – 5 800	20 – 1 920
Recepción de leche	7,18	800	2 540	650	1 060
Leche fluida	5 - 9,5	500 - 1 300	950 - 2 400	90 - 450	-
Mantequilla	12,08	220 - 2 650	8 930	700 - 5 070	2 880
Helados	5,1 - 6,96	2 450	5 200	3 100	-
Quesos	3,38 - 9,5	590 - 5 000	1 000 - 63 000	190 - 2 500	330 - 2 600
Suero de queso	3,92 - 6,5	27 000 - 60 000	50 000 - 102 000	1 270 - 22 000	900 - 14 000
Efluente de procesamiento de suero	5 - 9	590 - 1 210	1 070 - 2 000	80 - 440	-
Agua residual de lavado	10,37	3 470	14 640	3 820	3 110

FUENTE: Slavov (2017)

2.3.2. ACTIVIDADES INDUSTRIALES EN LA PLANTA BIO FRESKO

La investigación se ejecutó en colaboración con la empresa láctea Bio Fresko, cuya planta de producción elabora queso pasteurizado.

2.3.3. ELABORACIÓN DE QUESO

a. Lavado

Lo primero que se hace al iniciar el día es lavar y desinfectar todos los instrumentos y equipos que se usan, lo cual abarca tanques, tinas, mangueras, malla de filtro, baldes y pisos.

b. Recepción

Se recibe la leche que es traída en un camión para su descarga mediante una bomba de 1 500 HP. Se coloca una malla de tela en la boca de la manguera donde se descarga la leche en tanques de 1 000 L, 200 L y 150 L. Esta malla es un pedazo de tela que cumple la función de filtrar los sólidos y las impurezas que deja la leche al momento de bombear desde los porongos hasta los tanques de almacenamiento.

c. Pasteurización

Se calienta la leche en la cocina a fuego alto durante 180 minutos, la leche (inicialmente a 10°C) debe alcanzar los 65°C. Luego esta se enfría hasta 39°C en un recipiente con capacidad de 1 700 L durante 120 minutos.

d. Coagulación

Consiste en agregar el cuajo a la tina de 1 700 L, inmediatamente se le cubre con un plástico que facilita el proceso de coagulación de la leche. Se espera alrededor de 45 minutos en reposo para que termine este proceso.

e. Corte

Se procede a cortar los grumos que se separan del suero para elaborar queso. Se cuenta con un cuchillo o con una cortadora de queso que facilitará este proceso.

f. Desuerado

Cuando los cortes están homogéneos, se procede a extraer el suero de la leche por medio de un orificio que cuenta la tina para el desuerado. Se extrae una gran parte del suero, la otra parte sirve para poder recolectar el queso en moldes. Todo el suero extraído se va a las canaletas para su descarga final en el alcantarillado.

g. Salado

Se preparan 4 baldes de 15 L de agua caliente que provienen de la olla de 100 L y en cada balde se agrega 4 paquetes de sal de 1 kg por paquete.

h. Moldeado

Se recolecta el queso en los diferentes tipos de moldes como las canastas, canastitas, colas, moldes de un kilo y medio kilo. Luego se procede a voltear el queso del molde, acondicionarlo y darle forma.

i. Refrigerado

Se guarda en la cámara de refrigeración a 5°C durante 12 horas.

j. Empaquetado

Al día siguiente, se procede a extraer el queso de los moldes para su empaquetado según su forma en bolsas de plástico.

k. Distribución

Se distribuye en diferentes puntos de la capital. Cada queso de canasta pesa 4 kg; canastilla 3,7 kg; colas 3,3 kg; kilo 1 kg y medio 0,5 kg. Es el último paso de todo el proceso.

2.3.4. LAVADO

En el lavado de recipientes se hace lo posible por ahorrar agua, se utiliza el agua de enfriamiento para sacar la grasa de la leche en los baldes de 20 L que quedan residuos de yogurt. También se lava las cucharas utilizadas para la mezcla con los saborizantes. Se lava los porongos con lavavajilla Ayudin, y se limpia las zonas con espacios, ya que ahí quedan residuos de leche. Se lavan las mangueras con detergente y se desinfecta en una solución de hipoclorito de sodio en un balde de 20 L. Las mesas con residuos de queso se lavan también con detergente y un balde de agua limpia. Todos los objetos utilizados se lavan con detergente y agua el mismo día.

Durante el lavado de moldes se usan tres lavatorios siguiendo un proceso de reúso del agua que es de la siguiente manera: el primero se usa para sacar la lavavajilla que quedó en los moldes, el segundo lavatorio se usa como segundo enjuague y sacar restos de lavavajilla que quedaron del primer lavatorio y el tercer lavatorio se obtiene el molde limpio de residuos de queso y de lavavajilla. Luego de ello se procede a desinfectarlos con agua con cloro lo cual queda en un tanque exclusivo para todos los moldes y coladores. De esta manera se usa menos agua y contribuye con el beneficio del medio ambiente.

En el lavado de Cooler y jivas se usa detergente y esponja para sacar los desechos tanto por dentro como por fuera, así como sus tapas. Para el lavado de los equipos como tanques, descremadora, licuadoras también se usa Ayudin y se procede a enjuagar con mangueras, esta agua se vierte en baldes para que posteriormente se reúse para limpiar los pisos. Por último se procede a lavar la cámara de refrigeración para que pueda disponer los moldes con quesos. Este lavado consiste en pasar agua con cloro para que quede desinfectado.

2.3.5. SUERO DE LECHE

En un día de producción llegan 1 880 L de leche a la planta. De esa cantidad, se usa 1 640 L de leche para elaborar queso fresco pasteurizado y se desperdicia en total 1358 L de suero de leche, lo cual hace que tenga un rendimiento de 82,8% de suero de leche. Es decir, de cada 10 L de leche que se procesan para elaborar queso, se vierte a la alcantarilla 8,28 L de suero. Este valor está dentro del rango, pero representa una baja producción de queso y alta producción de suero de leche. Los 240 L de leche restantes se usan para elaborar yogurt o reservar leche para próximas ventas. La Figura 1 muestra el recipiente donde se produce el suero de leche en las instalaciones de la planta productora Bio Fresko.



Figura 1: Suero de leche en la planta

2.4. FUNDAMENTOS DE LA ELECTROCOAGULACIÓN

2.4.1. COAGULACIÓN

Este proceso consiste en la desestabilización de partículas coloidales y convertirlas en agregados mediante la compresión de la doble capa eléctrica, esto minimiza la fuerza de la repulsión del contaminante, que se cuantifica por el valor del potencial zeta. La desestabilización de partículas coloidales por coagulantes se logra a través de varios mecanismos, que incluyen neutralización de carga, compresión de doble capa, adsorción, puentes entre partículas y enmallamiento. Finalmente, los flóculos formados se eliminan por sedimentación y filtración (Ezzahra *et al.*, 2021).

Entre los coagulantes más comunes y utilizados para desestabilizar partículas en suspensión y producir flóculos se tiene: sulfato de aluminio (alumbre) $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$, aluminato de sodio NaAlO_2 , cloruro férrico $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, sulfato ferroso $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ y sulfato férrico $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$. La hidroxilación de estos compuestos forma precipitados insolubles que desestabilizan las partículas por su adsorción y neutralización de su carga, reduciendo así las fuerzas repulsivas (Ezzahra *et al.*, 2021).

De acuerdo a Barnechea (2004), la coagulación está en función de las características del agua y de las partículas presentes, las mismas que definen el valor de los parámetros conocidos como pH, alcalinidad, color verdadero, turbiedad, temperatura, fuerza iónica, sólidos totales disueltos, tamaño y distribución de tamaños de las partículas en estado coloidal y en suspensión, etc. Por otro lado, también depende de la distribución eficiente de los coagulantes en el agua para lo cual se necesita una alta turbulencia en su punto de aplicación, esto se lleva a cabo en una unidad de tratamiento llamado mezcla rápida. Para estimar la dosis óptima de coagulante en el agua a tratar se requiere hacer la Prueba de jarras.

La Figura 2 detalla el proceso de desestabilización de coloides.

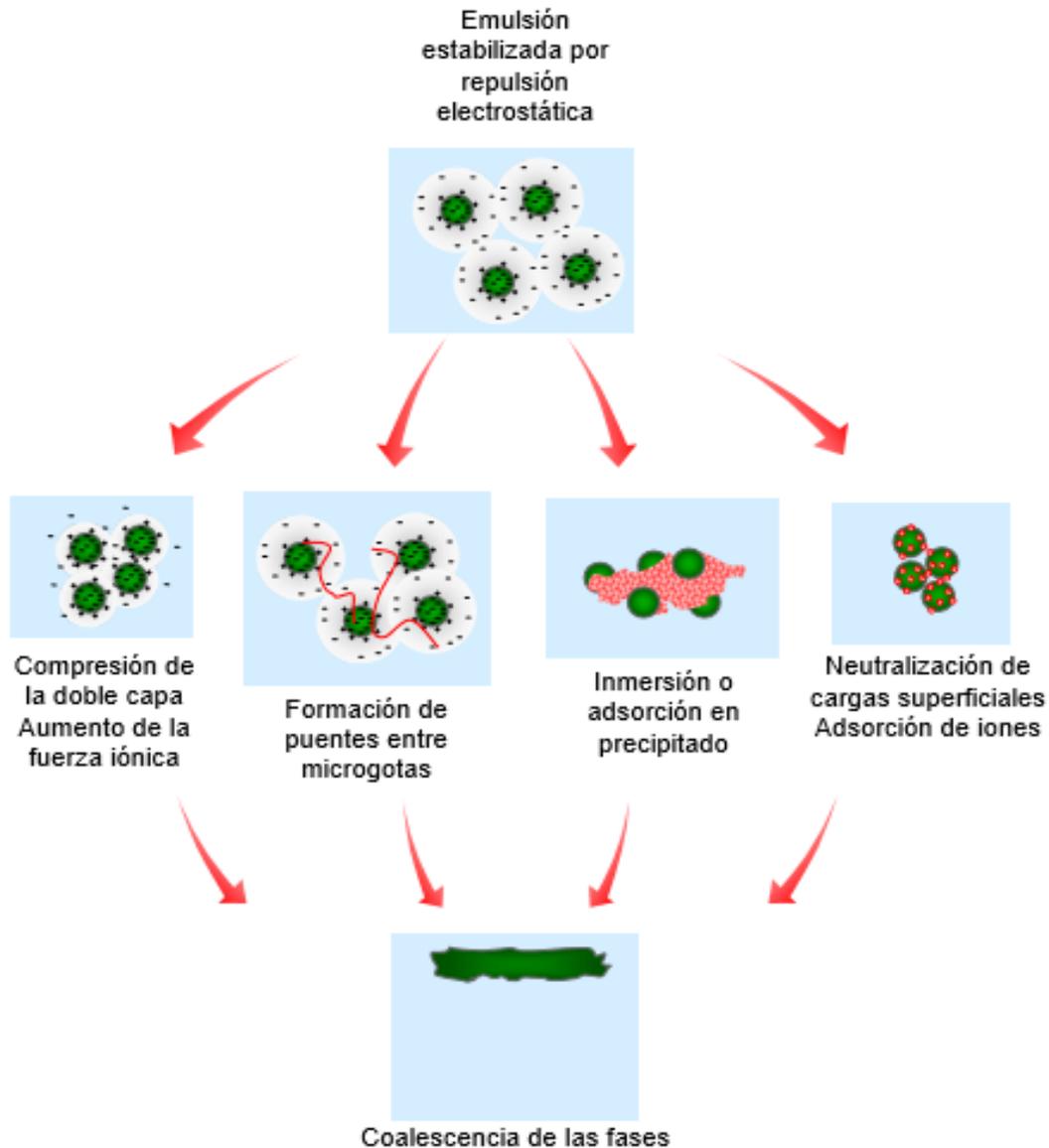


Figura 2. Mecanismo de desestabilización de coloides
FUENTE: Martínez (2007)

2.4.2. ELECTRÓLISIS

Es el fenómeno por el cual se aplica energía eléctrica para producir reacciones químicas, esta corriente circula por medio de un electrolito entre dos electrodos conductores denominados ánodo y cátodo. El ánodo es el electrodo que se une al lado positivo de la fuente de energía mientras que el cátodo se une al lado negativo, donde ocurren reacciones de oxidación y reducción, respectivamente. La fuente no genera electrones, solo los transporta de un lugar a otro, de manera que los electrones que la fuente suministra al cátodo provienen del ánodo. La función de la fuente es elevar la energía potencial de los electrones del cátodo (Díaz, 2008).

Los elementos que son parte de un proceso electrolítico se presentan en la Figura 3.

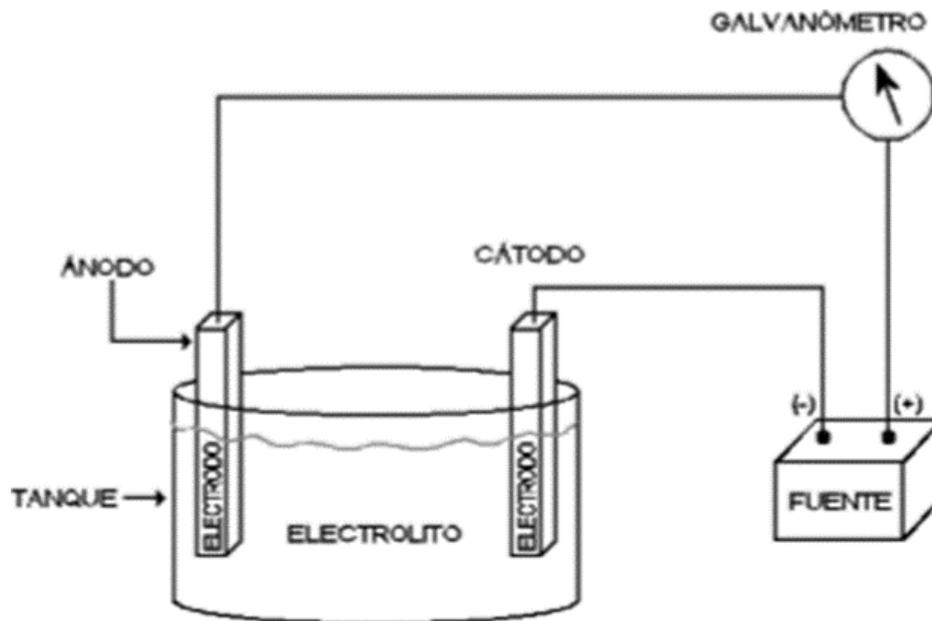


Figura 3. Elementos que intervienen en un proceso electrolítico
FUENTE: Díaz (2008)

Según Barrera-Díaz *et al.* (2018), por medio de la ley de Faraday se obtiene matemáticamente la equivalencia directa entre la densidad de corriente y la cantidad de iones metálicos disueltos del electrodo anódico, es decir, la ley de Faraday permite el cálculo de la masa de iones producidos electroquímicamente, como se indica en la siguiente ecuación.

$$n = (I \cdot t) / (F \cdot z)$$

Donde:

- n: Número de moles del metal disuelto
- I: Intensidad de corriente en amperios
- t: Tiempo de la electrólisis en segundos
- z: Carga del catión
- F: Constante de Faraday (96 500 Coulomb/mol)

2.4.3. ELECTROCOAGULACIÓN

Es un proceso donde el coagulante se forma a partir de las reacciones de oxidación del ánodo debido a la aplicación de una diferencia de potencial en los electrodos. Se diferencia de la coagulación convencional ya que no se agrega coagulante como sal sino se genera coagulante del metal (electrodo de sacrificio).

De acuerdo a Asfahaa *et al.* (2021), la electrocoagulación se puede definir como un proceso para eliminar los contaminantes de las aguas residuales mediante el uso de electricidad para neutralizar las partículas negativas mediante la formación de complejos de hidróxido en el agua para recoger el sólido suspendido, es decir ayudar a unir las partículas coloidales para la sedimentación por acción de la fuerza de la gravedad.

El proceso de electrocoagulación consiste en 3 etapas que incluyen la oxidación electrolítica del electrodo de sacrificio y la formación de coagulantes, desestabilización de los contaminantes y aglomeración para formar flóculos, finalmente se produce la formación de burbujas de hidrógeno y oxígeno para hacer flotar los materiales coagulados (Mousazadeha *et al.*, 2021).

El reactor electroquímico más simple consiste en un depósito donde se sumergen los dos electrodos y de una fuente de energía conectada a los electrodos. Normalmente el material de los electrodos consiste en planchas de hierro o aluminio.

La aplicación de una diferencia de potencial en los electrodos genera las siguientes reacciones:

- En el ánodo ocurre la oxidación del aluminio o hierro y la oxidación del agua a protones H^+ y oxígeno molecular.
- En el cátodo ocurre la reducción del agua a iones hidroxilo OH^- e hidrógeno molecular.

La Figura 4 muestra el proceso de electrocoagulación en su forma más simple.

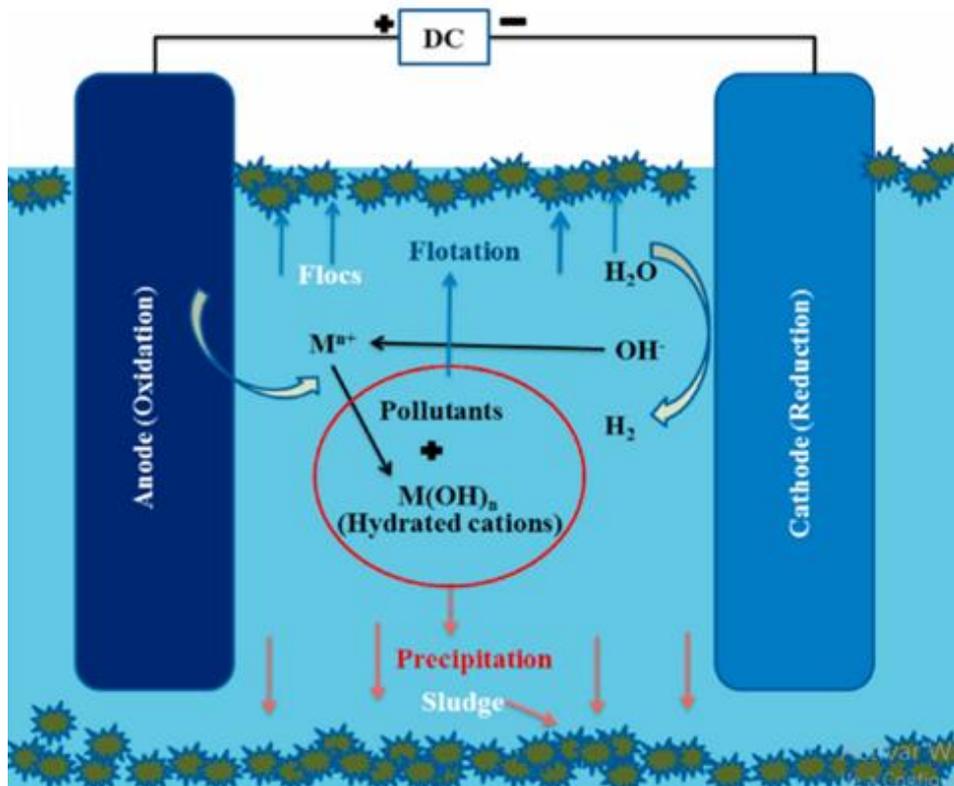
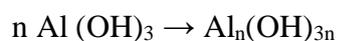
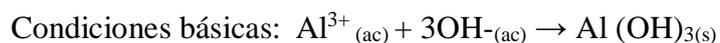
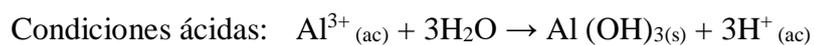


Figura 4. Proceso de electrocoagulación en un agua residual
FUENTE: Ezzahra et al. (2021)

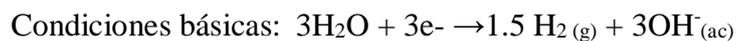
2.4.4. REACCIONES DURANTE LA ELECTROCOAGULACIÓN

Las reacciones que se dan cuando los electrodos son de aluminio son:

En el ánodo:



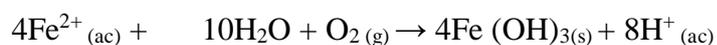
En el cátodo:



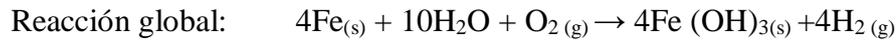
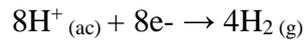
Las reacciones que se dan cuando los electrodos son de hierro son:

Mecanismo 1: Condiciones ácidas

En el ánodo

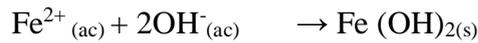
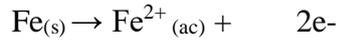


En el cátodo

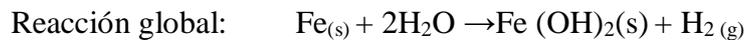
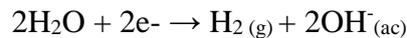


Mecanismo 2: Condiciones básicas

En el ánodo



En el cátodo



El Al^{3+} producido en el ánodo reacciona con OH^- (o agua) para formar $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$, seguido de $\text{Al}(\text{OH})_3$ a medida que aumenta el pH y, finalmente, se producen procesos de polimerización para formar $\text{Al}_n(\text{OH})_{3n}$. Por otro lado, los electrodos de hierro, se forma Fe^{2+} en el ánodo, que puede precipitar como $\text{Fe}(\text{OH})_2$ en condiciones básicas, por otro lado, el hierro ferroso se puede oxidar a la forma férrica (Fe^{3+}), un coagulante más eficaz con menor solubilidad que el Fe^{2+} , esto se puede lograr mediante oxígeno disuelto en condiciones ácidas o mediante la adición de un agente oxidante. El Fe^{3+} puede precipitar como oxihidróxido férrico, $\text{FeO}(\text{OH})$ o como óxido de hierro Fe_2O_3 (también conocido como hematita). En algunos casos en los que hay una mezcla de Fe^{2+} y Fe^{3+} , puede precipitar Fe_3O_4 (magnetita) (no se muestra en la lista de reacciones anterior) (Mousazadeha *et al.*, 2021).

2.4.5. VENTAJAS Y DESVENTAJAS

Los estudios técnicos apuntan a que la electrocoagulación es una alternativa viable para el tratamiento de efluentes industriales debido a las siguientes ventajas; sin embargo, como toda tecnología, presenta algunas desventajas. Moussa *et al.* (2017) reportaron las siguientes ventajas:

- Los costos de operación son bajos en comparación la coagulación convencional.
- Es de fácil operación debido a la simplicidad de su equipo, por lo tanto, es posible la automatización completa del proceso.
- No requiere espacios de almacenamiento ni productos químicos.
- Genera lodos más compactos y en menor cantidad. Además los lodos son más estables y no tóxicos.

- Alta efectividad de remoción de partículas coloidales de menor tamaño.
- Produce flóculos de mayores tamaños y más estables, por lo que es más fácil de separarlos por filtración.
- No hay posibilidad de contaminación secundaria puesto que no se agregan productos químicos.
- La generación de burbujas de gas remueve contaminantes por flotación.
- El agua tratada es clara, incolora e inodora.

Entre las desventajas se tienen (Moussa *et al.*, 2017):

- Los electrodos de sacrificio deben ser repuestos cada cierto tiempo.
- Los lodos poseen altas concentraciones de hierro y/o aluminio.
- Es costoso en lugares donde el costo de la energía eléctrica es alto.
- El óxido formado en el ánodo puede crear una capa que imposibilita el flujo de la corriente eléctrica.
- Se requiere una alta conductividad en las aguas residuales.
- Puede ocurrir pasivación de cátodos, lo que disminuye la eficiencia del proceso.

2.4.6. COMPARACIÓN TÉCNICA-ECONÓMICA CON OTRAS TECNOLOGÍAS

Las Tabla 2 y Tabla 3 muestran la comparación de un tratamiento con electrocoagulación con un tratamiento fisicoquímico y biológico, respectivamente.

Tabla 2: Comparación entre electrocoagulación y tratamiento fisicoquímico

Detalle	Electrocoagulación	Fisicoquímico
Relación de energía	0,020 - 0,032 US\$/m ³	0,25 - 0,30 US\$/m ³
Relación de químicos	No usa químicos	0,25 - 0,35 US\$/m ³
Tiempo de residencia de reacción	10 - 60 segundos en la celda de EC	Reacción química de 45 - 90 segundos.
Tiempo de residencia de sedimentación	15 - 20 minutos en el tanque de sedimentación.	45 - 60 minutos en el tanque de sedimentación.

FUENTE: Westres (2013)

Tabla 3: Comparación entre electrocoagulación y tratamiento biológico

Detalle	Electrocoagulación	Tratamiento biológico
Relación de energía	0,020 - 0,032 US\$/m ³	0,30 - 0,35 US\$/m ³
Relación de químicos	No usa químicos	0,008 – 0,009 US\$/m ³ (desinfección)
Tiempo de residencia de reacción	10 - 60 segundos en la celda de EC	24 horas en el tanque de aireación
Tiempo de residencia de sedimentación	15 - 20 minutos en el tanque de sedimentación.	3 - 4 horas en el tanque de sedimentación.

FUENTE: Westres (2013)

Se observa que la tecnología de electrocoagulación presenta una ventaja en relación al tiempo de tratamiento y una ventaja económica con respecto a las tecnologías convencionales físico-químicas y biológicas puesto que el tratamiento por electrocoagulación no usa productos químicos y porque el tiempo de residencia de reacción y sedimentación son de menos de 1 minutos y menos de 20 minutos, respectivamente.

2.4.7. CARACTERIZACIÓN DE LODOS

De acuerdo a Aguilar (2015) las características físicas de los lodos de la electrocoagulación es que son más estables y retienen menos agua que los lodos de la coagulación convencional. Según sus resultados indicó que el lodo contenía entre 93 a 95% de humedad. Respecto a las características químicas, el lodo generado en este proceso contiene cantidades apreciables de aluminio debido a la oxidación del aluminio y sedimentación de los hidróxidos de aluminio formados durante la electrocoagulación. De Gante (2016) refiere que el aluminio en los lodos se encuentra en forma de hidróxidos y oxohidróxidos de aluminio, $Al(OH)_3$ y $AlO(OH)$, respectivamente; sin embargo, reportó en sus resultados de análisis elemental de lodos una mayor cantidad en peso de oxígeno que de aluminio, 36% en peso de oxígeno y 11% en peso de aluminio. Esta cantidad de oxígeno en la composición elemental de los lodos se atribuye a la oxidación del agua en el ánodo. Resultados similares obtiene Hernández (2016), cuyo análisis elemental reportó un 42% de oxígeno en sus lodos, asimismo reportó 29% de carbono, el cual está asociado a la materia orgánica del lodo, mientras solo 16,4% de cobre, asociado a la disolución de los electrodos de cobre.

Los lodos de la electrocoagulación, en general, dependiendo del tipo de electrodo que se use y del agua tratada presentarán diferente composición química. La disposición final del lodo dependerá de su peligrosidad, si presenta características peligrosas será llevado a un relleno sanitario, pero si es catalogado como residuo peligroso entonces tendrá que ser dispuesto a celdas de seguridad para ser tratado (Durante, 2016).

2.5. FACTORES QUE AFECTAN LA ELECTROCOAGULACIÓN

2.5.1. DENSIDAD DE CORRIENTE

Este parámetro asume un rol importante en la electrocoagulación pues es la causa principal que genera la hidrólisis de las especies metálicas en el proceso. Por tanto existe una relación directa entre el número de iones metálicos disueltos y la densidad de corriente aplicada. No obstante, valores muy altos de corriente genera un incremento en la temperatura del agua a tratar y una generación excesiva de oxígeno en los ánodos lo cual ocasiona pérdida de eficiencia. Según Rodríguez *et al.* (2021), una densidad de corriente 25 A/m^2 genera una adecuada cantidad de coagulante y burbujas para tratar el agua residual. La selección adecuada podría seleccionarse tomando otros parámetros de operación como pH y temperatura. Por otro lado, para Restrepo *et al.* (2006) la corriente usada puede ser continua o alterna; sin embargo, cuando se usa corriente continua se produce en el cátodo una impermeabilización, lo que causa una menor eficiencia en la remoción.

2.5.2. TIEMPO DE REACCIÓN

A mayor tiempo de reacción, hay mayor flujo de carga lo cual beneficia el proceso de electrólisis en el reactor; sin embargo, tiempos prolongados de reacción ocasionan gasto de energía eléctrica que conllevaría a un costo marginal mayor que el beneficio marginal lo cual afecta la viabilidad económica. Rodríguez *et al.* (2021) determinaron que con un tiempo de 80 minutos y densidad de corriente de 25 A/m^2 se pudo remover 100% de color, 93% de turbidez, 90% de DQO, 88% de TOC y 87,5% de SST.

2.5.3. MATERIAL DE ELECTRODOS

Los electrodos de aluminio y hierro son los más comunes debido a la amplia disponibilidad y fiabilidad de estos materiales pues la bibliografía reporta buenos resultados con estos metales. El uso entre electrodos de hierro, aluminio o una combinación de ambos depende de la afinidad de los contaminantes del agua a tratar por estos. En términos de valor de carga, el Fe (II) es un coagulante débil en comparación con el Fe (III) debido a su menor carga

positiva además los electrodos de aluminio tienen una alta eliminación de contaminantes en comparación con el electrodo de hierro debido a que los iones de aluminio pueden penetrar la doble capa eléctrica, lo que resulta en una formación de coloides desestabilizadores débiles (Rodríguez *et al.*, 2021).

2.5.4. SEPARACIÓN DE ELECTRODOS

La distancia entre los electrodos debe ser lo mínimo posible para facilitar una buena conducción de la electricidad a través del agua pues la distancia entre electrodos es directamente proporcional a la caída de potencial óhmico, es decir, a medida que aumenta la distancia, aumenta el consumo de energía por la electrocoagulación, lo que implica mayor consumo de energía. No obstante, la distancia no debe ser tan menor ya que limitaría la autoagitación producto de la generación de burbujas. La distancia óptima entre electrodos para el tratamiento de electrocoagulación en varias soluciones depende de la estructura del electrodo, características hidrodinámicas y naturaleza de contaminantes; siendo de 0,5 -0,7 cm una distancia óptima para el proceso de electrocoagulación (Rodríguez *et al.*, 2021).

2.5.5. pH

Este parámetro tiene un rol muy importante en la electrocoagulación puesto que se relaciona con el coagulante en solución, el cual se presenta en diferentes especies: la especie iónica metálica, complejos de hidróxidos monoméricos y complejos de hidróxidos poliméricos; la cantidad de estos es de importancia porque cada una de las especies muestra diferentes interacciones con los contaminantes, dando rendimientos diferentes de coagulación.

El segundo efecto destacable se relaciona con los cambios en la estructura química de los contaminantes por efecto del pH. Protonación / desprotonación de grupos funcionales de los contaminantes, dependiendo de su pKa, lo cual afecta directamente a las cargas netas de los contaminantes, así como a sus interacciones electrostáticas. Por lo general un pH óptimo para el proceso de electrocoagulación se da para valores cercanos a la neutralidad (García-Segura *et al.*, 2017).

2.5.6. CONDUCTIVIDAD

Es sabido por la ley de Ohm que una conductividad eléctrica alta es favorable para reducir el voltaje de la celda y por ende para reducir el consumo de energía. Por otro lado, Ezzahra *et al.* (2021), mencionan que la conductividad afecta la velocidad de disolución de los

metales y los fenómenos superficiales que ocurren entre las especies contaminantes y los hidróxidos metálicos.

2.5.7. TEMPERATURA

De acuerdo a Ezzahra *et al.* (2021), el aumento de temperatura puede potenciar la disolución del ánodo, favoreciendo la formación de densos flóculos que podrían adherirse a la superficie del electrodo, impidiendo la dosificación de cationes metálicos. Por tanto, puede aumentar la probabilidad de colisiones entre los coloides formados, que forman grandes agregados y reducen la superficie disponible para la adsorción. Como resultado, la cantidad de lodo formado aumenta.

2.5.8. DISEÑO DE SISTEMA

La electrocoagulación se puede aplicar a un sistema por lotes o a un sistema continuo. Comúnmente los sistemas discontinuos son aplicados a plantas piloto y de laboratorio debido a que producen un volumen pequeño; sin embargo, un sistema por lotes tiene una baja eficacia debido a la distribución desigual de flóculos formados en comparación con la electrocoagulación continua (Rodríguez *et al.*, 2021).

2.5.9. CONFIGURACIÓN ELÉCTRICA

La distribución de los electrodos puede ser monopolar o bipolar, asimismo cada configuración puede estar en paralelo o en serie. La disposición monopolar en paralelo es la más común, la corriente eléctrica se reparte entre todos los electrodos en relación a la resistencia de las células individuales, mientras que la disposición monopolar en serie cada par de electrodos de sacrificio se conecta internamente uno con el otro y no tiene conexiones con los electrodos externos. La disposición bipolar solo se conecta la fuente de energía a 2 electrodos, lo cual tiene la ventaja de facilitar las labores de mantenimiento, pero tiene la desventaja de que se necesita una alta diferencia de voltaje para el funcionamiento (Restrepo *et al.* 2006). La Figura 5 muestra los dos tipos de configuración eléctrica existentes.

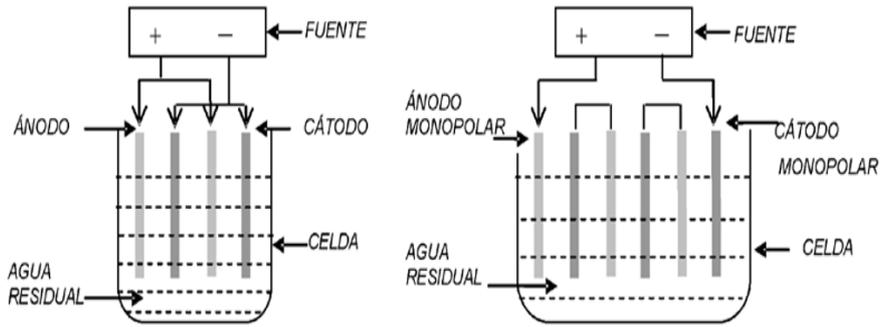


Figura 5. Configuración monopolar en paralelo y en serie
FUENTE: Restrepo et al. (2006)

2.5.10. CONFIGURACIÓN HIDRÁULICA

El flujo en la celda puede ser horizontal o vertical. El agua circula por medio de las zonas entre placas, que pueden ser canales múltiples o un solo canal como se aprecia en la Figura 6. Los canales múltiples son un arreglo simple, aunque con velocidad de flujo bajo en cada canal. Cuando no es posible reducir la pasivación en la superficie de los electrodos, se recomienda incrementar la velocidad de flujo usando un sistema de un solo canal (Chen, 2004). La Figura 6 muestra los 2 tipos de configuración hidráulica en que se puede disponer los electrodos en un sistema de electrocoagulación.

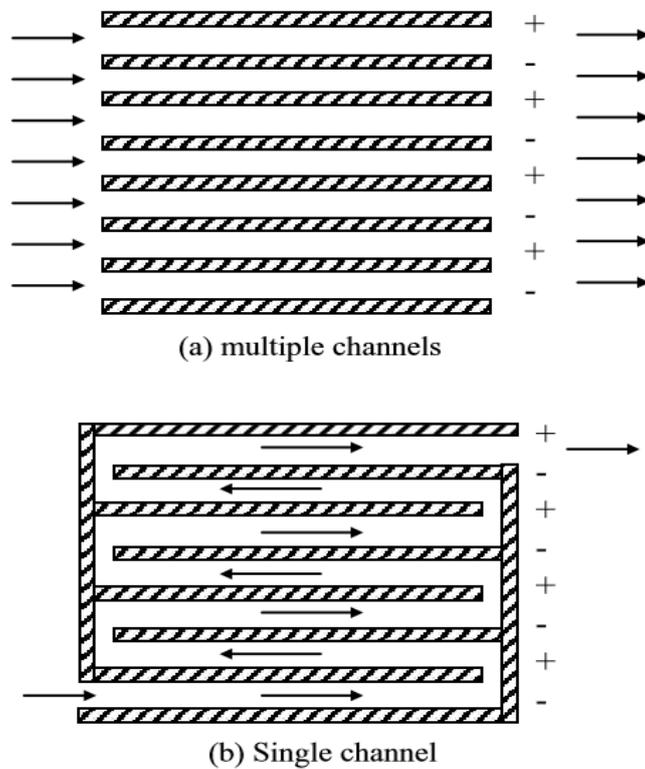


Figura 6. Configuración hidráulica de los electrodos
FUENTE: Chen (2004)

2.6. ANTECEDENTES

En los últimos años se ha realizado investigaciones con la finalidad de seleccionar parámetros óptimos que permitan el mayor porcentaje de remoción de contaminantes en el proceso de electrocoagulación mediante la construcción y operación de una celda de electrocoagulación. La Tabla 4 muestra diferentes investigaciones en las que se usó la tecnología de electrocoagulación para diferentes tipos de efluentes industriales, muestra además los diferentes parámetros óptimos de operación, los contaminantes removidos así como el porcentaje de remoción para cada contaminante analizado en el respectivo trabajo. Se puede observar que los porcentajes de remoción son en general mayores a 80%, teniendo como mejor ejemplo al trabajo de Rodríguez (2021).

Tabla 4: Investigaciones con electrocoagulación

Autor	Tipo de efluente	Parámetros de operación	Contaminantes removidos	Porcentaje de remoción (%)
Westres (2013)	Industria productora de sulfatos	Densidad de corriente: 5 A/dm ² Tipo de electrodo: Aluminio Tipo de flujo: continuo Caudal: 10 ml/s	Metales pesados (Ag, As, B, Bi, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Li, Mg, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Sn, Ti, V, Zn)	Entre 98 - 100
Monsalve & Cardona (2014)	Industria papelera	Densidad de corriente: 30 A/m ² Tipo de electrodo: Acero y aluminio pH: 6,5 Tiempo: 10 min	color	98
			DQO	70
Aguilar (2015)	Industria de pintura	Intensidad de corriente: 5 A pH: 7,12 Tiempo: 15 min	DQO	87
Quispe (2015)	Efluente minero	Densidad de corriente: 6,61 mA/cm ² Concentración de NaCl: 3 g/l Tiempo: 30 min	Hg	94,93
Ruiz (2017)	Efluente minero	Intensidad de corriente: 1 A Voltaje: 5 V Tiempo: 15 min	Turbidez	83,31
			Sólidos totales	62,55
			DQO	15
Humpire (2017)	Industria láctea	Intensidad de corriente: 3 A Voltaje: 10 V Tiempo: 30 min pH: 5,8	DQO	80
			Turbidez	91

Continuación ...

Velásquez (2017)	Industria láctea	Intensidad de corriente: 3 A Tiempo: 30 min pH: 8,5	DQO	51
			DBO	42
			SST	78,8
			fósforo	96,2
			Aceites y grasas	95
De la Cruz <i>et al.</i> (2017)	Industria de curtiembre	Intensidad de corriente: 20 A Voltaje: 30 V Tiempo: 35 min	DQO	90,1
			Cr	99,9
Rojas & Tierradentro (2018)	Industria petrolera	Voltaje: 30 V Tipo de electrodo: Aluminio	DQO	39,05
			SST	4,12
			Grasas y aceites	66,28
Apaza (2018)	Industria láctea	Tipo de electrodos: aluminio y hierro Densidad de corriente: 44,39 A/m ² Tiempo de reacción: 45min pH: 6,8	DQO	84,96
Rodríguez <i>et al.</i> (2021)	Industria láctea y cárnica	Tipo de electrodo: hierro Intensidad de corriente: 30 A Voltaje: 12 V Número de electrodos: 13 Tiempo: 60 min	DQO	96%
			DBO soluble	95%
			Turbidez	94%

2.7. MARCO LEGAL DE DESCARGAS AL SISTEMA DE ALCANTARILLADO

2.7.1. VALORES MÁXIMOS ADMISIBLES (VMA)

Es la concentración de los parámetros contenidos en las descargas de las aguas residuales no domésticas en los sistemas de alcantarillado y que puede influenciar negativamente en los procesos de tratamiento de las aguas residuales, al exceder dichos valores (VIVIENDA, 2019).

Los parámetros a cumplir en el D.S. 010-2019-VIVIENDA se dividen en 2 grupos, los del anexo 1 y los del anexo 2. Si el usuario no doméstico (UND) supera al menos un parámetro del Anexo N°1, deberá pagar adicional por exceso de carga. Mientras que si supera al menos un parámetro del Anexo N°2 entonces será notificado y se le dará un plazo de adecuación para levantar el incumplimiento: si no cumple se le suspenderá el servicio de agua potable y alcantarillado. En la Tabla 5 se muestra el anexo 1 de los Valores Máximos Admisibles (VMA) señalados en el D.S. 010-2019-VIVIENDA.

Tabla 5: Parámetros del anexo 1 del DS 010-2019 - VIVIENDA

Parámetro	Unidad	Simbología	VMA para descargas al sistema de alcantarillado
Demanda Bioquímica de Oxígeno	mg/L	DBO ₅	500
Demanda Química de Oxígeno	mg/L	DQO	1 000
Sólidos Suspendidos Totales	mg/L	SST	500
Aceites y Grasas	mg/L	A y G	100

FUENTE: VIVIENDA (2019)

En la Tabla 6 se muestra el anexo 2 de los Valores Máximos Admisibles (VMA) presentes en el D.S. 010-2019-VIVIENDA. Cabe mencionar que solo se muestra los parámetros correspondientes a la Clasificación Industrial Internacional Uniforme (CIIU) para industria láctea.

Tabla 6: Parámetros del anexo 2 del DS 010-2019 - VIVIENDA

Parámetro	Unidad	Simbología	VMA para descargas al sistema de alcantarillado
Nitrógeno amoniacal	mg/L	NH ₄ ⁺	80
Potencial de hidrógeno	unidad	pH	6-9
Sólidos Sedimentables	ml/L/h	SS	8,5
Temperatura	°C	T	< 35

FUENTE: VIVIENDA (2019)

2.8. PRUEBAS ESTADÍSTICAS NO PARAMÉTRICAS

2.8.1. PRUEBA DE KRUSKAL-WALLIS

Es una prueba no paramétrica, se utiliza cuando no se cumplen los supuestos de normalidad del diseño completamente al azar de un factor de análisis de variancia.

El estadístico H se calcula de la siguiente manera:

$$H = \frac{12}{n(n+1)} \sum \frac{R_i^2}{n_i} - 3(n+1) \quad (\text{Ec. 1})$$

Donde:

n: Tamaño total de la muestra

R_i: Suma de los rangos de la i-ésima muestra o grupo de tratamiento

n_i: Número de observaciones de la i-ésima muestra.

Comparar este valor calculado con el valor X² tabulados con k-1 grados de libertad y 1-α. Si H > X²(1- α,k-1) se rechaza H₀.

2.8.2. PRUEBA DE FRIEDMAN

Es una prueba no paramétrica, se utiliza cuando no se cumplen los supuestos de normalidad en el diseño de bloques completamente al azar de un factor de análisis de variancia.

El estadístico S se calcula de la siguiente manera:

$$S = \frac{(K-1) \left[bB - \frac{b^2 k(k+1)^2}{4} \right]}{A - \frac{bk(k+1)^2}{4}} \quad (\text{Ec.2})$$

Donde:

$$A = \sum_{i=1}^k \sum_{j=1}^b [R(X_{ij})]^2$$

$$B = \frac{1}{b} \sum_{i=1}^k Ri^2$$

b : número de filas (bloques)

k : número de columnas (tratamientos).

Comparar este valor calculado con el valor X^2 tabulados con k-1 grados de libertad y 1- α . Si $S > X^2(1-\alpha, k-1)$ se rechaza H_0 .

Si la hipótesis nula es rechazada, la prueba de Friedman presenta un procedimiento para comparar los tratamientos por pares. Se dirá que los tratamientos i y j difieren significativamente si se cumple que:

$$|Ri - Rj| > t\left(1 - \frac{\alpha}{2}, (b - 1), (k - 1)\right) \sqrt{\frac{2b(A-B)}{(b-1)(k-1)}} \quad (\text{Ec. 3})$$

Donde $|Ri-Rj|$ es la diferencia entre la sumatoria de rangos en valor absoluto que corresponde a cada factor que serán comparados.

III. METODOLOGÍA

3.1. ÁREA DE ESTUDIO

3.1.1. UBICACIÓN

La planta industrial de la empresa Bio Fresko está localizada en el distrito de Ate, urbanización Parque Industrial El Asesor, calle 13, Mz N lote 3, referencia Real Plaza Puruchuco. La Figura 7 muestra la ubicación geográfica de la planta láctea.



Figura 7. Ubicación de la industria láctea
FUENTE: Google Earth (2023)

3.1.2. TOMA DE MUESTRA

El agua recolectada en la industria Bio Fresko estuvo destinada para 2 funciones diferentes: insumo para desarrollar el experimento y toma de muestra para la prueba final puesto que el proyecto se divide en dos fases: selección de parámetros óptimos en el prototipo y evaluación final del prototipo, respectivamente. Las aguas residuales fueron recolectadas directamente de la alcantarilla y se tomó en muestras compuestas: muestras de agua de lavado de la mañana y otra muestra de suero de leche pura tomada en la noche, ya que la empresa solo produce agua de lavado durante el día, mientras que el suero de leche solo es generado

alrededor de las 6 pm. Las muestras respectivas se recogieron en bidones de 20 litros y se llevaron al laboratorio para los respectivos experimentos.

Cabe señalar que el agua recolectada como insumo para los experimentos se recogió en fechas distintas ya que solo se contaba con 2 bidones de 20 litros. Se recolectó en total cerca de 100 litros de agua de lavado y 40 litros de suero de leche en 5 fechas distintas. Mientras que las muestras recogidas para la prueba final se obtuvieron en 3 días diferentes.

Las muestras de agua de lavado se recolectaron durante el día desde las 8am hasta la 1 pm, se recogía el agua con ayuda de un jarro cada vez que fluía agua por la alcantarilla de la empresa mientras que el suero de leche se recogió a una hora precisa ya que el vertido del suero se hacía una vez al día entre las 6 pm a 7 pm.

Las Figuras 8, 9 y 10 ilustran el vertimiento de agua residual en la planta.



Figura 8. Flujo de agua de lavado en la alcantarilla



Figura 9. Vertimiento del suero de leche



Figura 10. Flujo del suero de leche en la alcantarilla

Se diseñó una celda de electrocoagulación a escala piloto la cual se instaló en el Laboratorio de Química Orgánica de la Universidad Nacional de Ingeniería, la celda fue alimentada por una mezcla de agua de lavado y suero de leche proveniente de una industria láctea con flujo batch. Los ensayos consistieron en operar la celda con tres tipos diferentes de electrodos, tres valores de intensidad de corriente y tres tiempos de reacción, se seleccionó la terna de parámetros que removieron el mayor porcentaje de turbidez. Esta selección se hizo para que finalmente el sistema operara a las condiciones óptimas para cuantificar la remoción de los contaminantes DBO, DQO, Sólidos suspendidos totales, aceites y grasas y nitrógeno amoniacal. Estas condiciones óptimas de acuerdo a los resultados fueron electrodos de aluminio, intensidad de 7 A y tiempo de reacción de 30 minutos.

3.2. MATERIALES Y EQUIPOS

- Turbidímetro HACH HI98703
- Conductímetro SI Analytics
- Tina
- Cintas de pH
- Vaso precipitado
- Cronómetro
- Rectificador de corriente de la Facultad de Ingeniería Química-UNI

La Figura 11 ilustra la fuente de energía eléctrica usada durante la etapa experimental.



Figura 11. Rectificador de corriente

3.3. MÉTODO APLICADO

La metodología consistió primero en diseñar y construir una celda de electrocoagulación. En segundo lugar, se realizaron pruebas preliminares al prototipo para verificar que funcione. En estas pruebas preliminares se experimentó operando con muestras de suero de leche y agua de lavado de la industria láctea en la proporción 1:1. Se midió la turbidez inicial al agua y luego se le aplicó una intensidad de corriente de 12 A, tiempo de reacción de 20 minutos utilizando 3 pares de electrodos distintos: aluminio-aluminio, hierro-hierro y hierro-aluminio; finalmente luego de 60 minutos de sedimentación se midió la turbidez final. No obstante en esta parte experimental se tuvo el problema de que el turbidímetro no medía la turbidez inicial del efluente ya que poseía una carga orgánica muy alta.

En tercer lugar, después de que en las pruebas preliminares se tuviera problemas para medir la turbidez inicial; se procedió a trabajar con una proporción de 1:9 de suero de leche y agua de lavado, por lo que el efluente lácteo para el presente trabajo consistió en una mezcla en dicha proporción. En esta parte de la metodología se buscó seleccionar los parámetros óptimos de material de electrodos, intensidad de corriente y tiempo de reacción con el objetivo de escoger la terna más óptima para la prueba final, es decir, seleccionar la terna que removiera el mayor porcentaje de turbidez.

La prueba final consistió en realizar la caracterización antes y después del tratamiento de la mezcla proporcional 1:9 de suero de leche y agua de lavado con la finalidad de obtener el porcentaje de remoción para el DBO, DQO, sólidos suspendidos totales, aceites y grasas y nitrógeno amoniacal. Esta prueba final se realizó con los parámetros óptimos de material de electrodo, intensidad de corriente y tiempo de reacción seleccionados en el anterior paso.

3.3.1. DISEÑO DE LA CELDA DE ELECTROCOAGULACIÓN

Se construyó una celda de vidrio en forma de paralelepípedo rectangular con dimensiones de 20 cm x 20 cm x 20 cm para tratar 5 litros de agua residual. La estructura vertical se dividió en tres zonas: la zona de sedimentación, la zona de reacción y la zona de flotación. Dentro de la celda se colocó un soporte hecho de PVC para sostener los electrodos sumergidos, estos electrodos son de placas metálicas cuadradas de 10 cm x 10 cm x (1/8) de pulgada de espesor, los cuales están separados 1 cm y están conectados a una fuente de corriente continua con una configuración monopolar en paralelo.

El tiempo de retención del agua tratada fue igual al tiempo de reacción más el tiempo de sedimentación y flotación; el tiempo de reacción fue una variable porque se trabajó con 3 tiempos mientras que el de sedimentación y flotación fue de 20 minutos. Las Figuras 12 y 13 presentan los componentes de la celda de electrocoagulación.



Figura 12. Celda de electrocoagulación



Figura 13. Soporte de las placas metálicas

3.3.2. SELECCIÓN DE PARÁMETROS ÓPTIMOS

El sistema operó con un flujo batch, el parámetro que se controló en cada ensayo fue la turbidez, conductividad eléctrica y el pH, que se midieron al inicio y al final de cada prueba.

a. Selección del material de electrodo

Para seleccionar el material de electrodo, se hicieron ensayos diferentes con 3 tipos de materiales: ánodo y cátodo de hierro, ánodo y cátodo de aluminio y ánodo de hierro y cátodo de aluminio. Se ajustó una intensidad de corriente constante de 9 A equivalente a $37,5 \text{ A/m}^2$ tomando como referencia a Rodríguez *et al.* (2021); un tiempo de reacción 20 minutos y un tiempo de sedimentación de 15 minutos para cada ensayo tomando como referencia a Ruiz (2017); cada ensayo se realizó por triplicado. El material de electrodo elegido para la prueba final fue aquel que presentó el mayor porcentaje de remoción de turbiedad. La prueba estadística utilizada fue la prueba no paramétrica de Kruskal Wallis ya que no se cumplió con el supuesto de normalidad.

b. Selección de intensidad de corriente y tiempo de reacción

Se trabajó con 3 intensidades de corriente: 5, 7 y 9 A equivalentes a 20,83; 29,17 y $37,5 \text{ A/m}^2$ y 3 tiempos de reacción diferentes: 10, 20 y 30 minutos tomando como referencia las investigaciones mencionadas en la Tabla 4, para cada bloque se realizaron 3 repeticiones. Se midió la turbidez al inicio y al final de cada ensayo. Para seleccionar la intensidad de corriente y tiempo de reacción adecuados para la prueba final se usó la prueba estadística no paramétrica de Friedman ya que no cumplió con el supuesto de normalidades.

3.3.3. EVALUACIÓN DEL PROTOTIPO

Luego de obtener las cuantificaciones de intensidad de corriente, tiempo y material de electrodo que mejor operaron en el prototipo, se usaron estos valores para realizar la evaluación o prueba final, se realizaron 3 repeticiones donde el agua tratada fue caracterizada en cuanto a DBO, DQO, sólidos suspendidos totales, aceites y grasas y nitrógeno amoniacal con la finalidad de obtener el porcentaje de remoción con respecto a la caracterización inicial.

Las muestras de agua recolectadas para la prueba final se realizaron en 3 días distintos. Cada día se recogió 20 litros de agua residual de lavado y 2 litros de suero de leche para satisfacer las condiciones de funcionamiento del prototipo en la proporción de 9:1, que es la proporción que se escogió luego de las pruebas preliminares al percibir que con la proporción 1:1 no era posible medir la turbidez inicial con el turbidímetro con que se disponía.

3.3.4. PARÁMETROS DE MUESTREO

Para los análisis se tomaron en cuenta los parámetros mencionados en el anexo N°1 del D.S. 010-2019-VIVIENDA (DBO, DQO, SST y aceites y grasas) y el nitrógeno amoniacal, porque estos representan el principal problema en los efluentes de una industria láctea. Estos parámetros fueron analizados en el laboratorio acreditado Certintex SAC (ver Anexo 1).

a. Número de muestras

Para cada parámetro analizado se realizaron 3 repeticiones en la toma de muestra para tener resultados representativos de la caracterización inicial ya que el agua residual de lavado que se genera diariamente varía notoriamente en cuanto a su turbidez. Esta variabilidad en la caracterización del agua residual de una industria láctea también es mencionada por Silva *et al.* (2015) y Oñarte (2021).

3.3.5. ANÁLISIS DE COSTOS

Finalmente, a partir de la determinación del consumo eléctrico y el precio de consumo de kWh se calculó el costo de tratar 1 m³ de agua con el prototipo a través de la siguiente fórmula:

$$\text{Costo de tratar 1m}^3 \text{ de agua residual} = \text{Consumo eléctrico} * \text{Costo de 1kWh}$$

El consumo energético se calculó a través de la siguiente fórmula:

$$C = (I * V * t) / Q \quad (\text{Ec. 4})$$

Donde:

C: Consumo energético en kWh/m³

I: Intensidad de corriente óptima en amperios

V: Tensión en voltios

t: Tiempo de reacción óptimo en horas

Q: Volumen de agua tratada en el prototipo en m³

IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. ENSAYOS PRELIMINARES

Puesto que el efluente lácteo obtenido en la planta de leche es irregular a lo largo del día y considerando que solo vierte agua de lavado desde las 8am hasta las 4pm y que recién entre las 6pm a las 7pm se vierte suero de leche concentrado; se decidió conocer la proporción de estos 2 tipos de efluentes, de acuerdo a la información de la planta se supo que aproximadamente están en la relación de 1:1, por lo que para las pruebas preliminares se extrajo agua en las proporciones mencionadas.

Luego de realizar el tratamiento de electrocoagulación a las muestras recogidas en proporción de 1:1 con diferentes materiales de electrodo se tuvo el problema de que el turbidímetro no leía la turbidez inicial de la muestra de agua antes del tratamiento. Cabe resaltar que en los ensayos preliminares se trabajaron a una intensidad de corriente constante de 12 A y un voltaje de 2,4 V durante 20 minutos. Adicionalmente para medir la turbidez final se dio un tiempo de sedimentación de 60 minutos para obtener un agua menos turbia. La Tabla 7 muestra todos los resultados de turbidez inicial y final de todas las pruebas preliminares.

Tabla 7: Resultados de remoción de turbidez en los ensayos preliminares

Electrodos	Intensidad (A)	Turbidez inicial (UNT)	Turbidez final (UNT)
Al-Al	12	Más de 4 000	673
Al-Al	12	Más de 4 000	665
Al-Al	12	Más de 4 000	513
Fe-Fe	12	Más de 4 000	913
Fe-Fe	12	Más de 4 000	936
Fe-Fe	12	Más de 4 000	981
Fe-Al	12	Más de 4 000	626
Fe-Al	12	Más de 4 000	719
Fe-Al	12	Más de 4 000	707

Las Figuras 14, 15 y 16 ilustran las muestras de agua antes, durante y después del tratamiento de un ensayo de las pruebas preliminares de la Tabla 7.



Figura 14. Celda de electrocoagulación antes del tratamiento



Figura 15. Celda de electrocoagulación durante el tratamiento

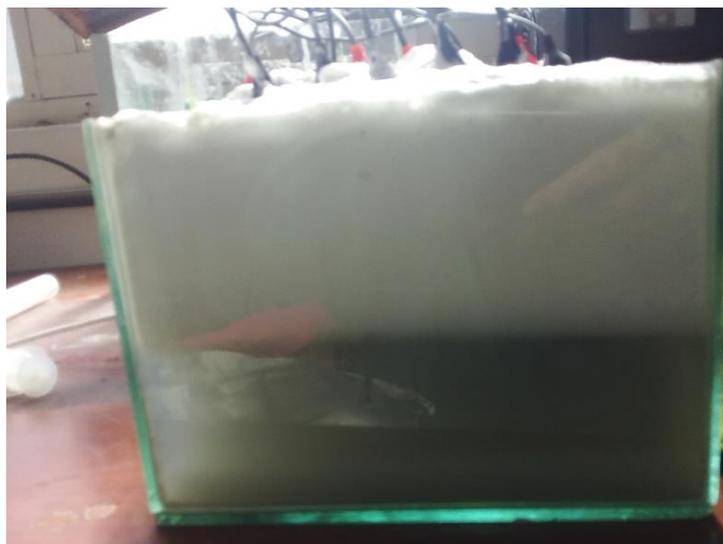


Figura 16. Celda de electrocoagulación después del tratamiento

En las pruebas elaboradas se distinguió que durante el proceso de electrocoagulación se formaba abundante espuma en la cubeta por lo que era necesario sacar con ayuda de un utensilio constantemente los lodos de flotación ya que se incrementaba en el tiempo. Esta espuma, de acuerdo a la Figura 15, ocupaba la parte superior de la cubeta mientras que en la parte inferior se notaba una pequeña formación de flóculos sedimentados.

Luego de terminar cada prueba de electrocoagulación, se apreció una gran formación de espuma incluso cuando esta era extraída constantemente, estos lodos de flotación de acuerdo a la Figura 16 ocupaba más de la mitad del espacio de la cubeta, lo cual también representó un problema ya que el volumen de agua tratada se reducía en un 50% con respecto al agua inicial que ingresaba al prototipo. Por otro lado, la turbidez final se redujo hasta un rango de 513 a 981 UNT; sin embargo, no se pudo calcular el porcentaje de turbidez ya que como se mostró en la Tabla 7 el turbidímetro no es capaz de detectar turbidez mayor a 4 000 UNT.

4.2. EVALUACIÓN DE LA CELDA DE ELECTROCOAGULACIÓN

En función a los resultados de las pruebas preliminares se tiene conocimiento que tratar un efluente lácteo con concentración alta de lactosuero no resulta conveniente por 2 razones: turbidez alta que no puede ser leída y por la excesiva formación de espuma que reduce la cantidad de agua tratada.

Velásquez (2017) usó muestras de efluente lácteo que podían ser leídas por el turbidímetro, y Apaza (2018) utilizó una proporción de suero de leche y agua de lavado en 1:6 en sus experimentos; por lo que para la presente investigación, se optó por realizar una mezcla proporcional de suero de leche y agua de lavado de 1:9, con el objetivo de que la muestra

sin tratar pueda ser leída por el turbidímetro, ya que si se trabajaba para una proporción 1:1 tal y como ocurrió en la pruebas preliminares sería imposible registrar la turbidez inicial para las muestras de agua, en consecuencia se seleccionó la proporción de 1:9, para escoger esta proporción se realizó mediciones de turbidez para mezclas de suero de leche y agua de lavado del efluente lácteo en diferentes proporciones hasta encontrar una proporción en la que el turbidímetro pudiera registrar la turbidez de dicha mezcla. De acuerdo a estos ensayos se obtuvo que a partir de una proporción 1:9 el turbidímetro podía medir la turbidez y por ende de esta manera se escogió dicha proporción. Asimismo a esta proporción los parámetros de DBO, DQO, SST y aceites y grasas mencionadas en la Tabla 17, 19 y 21 se encuentran dentro del rango de caracterización de un efluente lácteo de acuerdo a Slavov (2017) en la Tabla 1.

4.2.1. DETERMINACIÓN DEL MATERIAL DE LOS ELECTRODOS

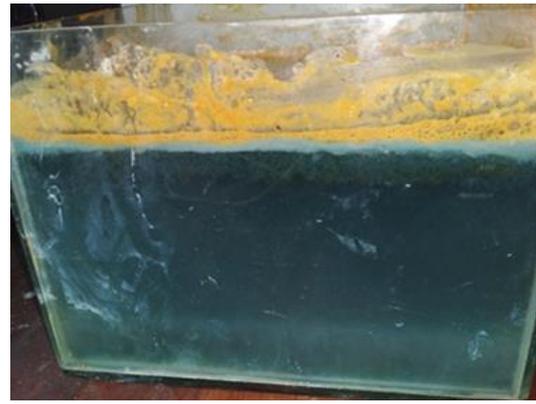
La primera fase de la investigación consistió determinar qué material de electrodo es el más apropiado para remover la turbidez del agua. Las Figuras 17, 18 y 19 se muestran los resultados de las distintas pruebas realizadas.



a. b.
Figura 17. Electrocoagulación con electrodos de aluminio-aluminio
a) Antes del tratamiento, b) Después del tratamiento



a.



b.

Figura 18. Electrocoagulación con electrodos de hierro-hierro
a) Antes del tratamiento, b) Después del tratamiento



a.



b.

Figura 19. Electrocoagulación con electrodos de hierro-aluminio
a) Antes del tratamiento, b) Después del tratamiento

La Figura 20 presenta el porcentaje de remoción promedio para cada par de electrodos.

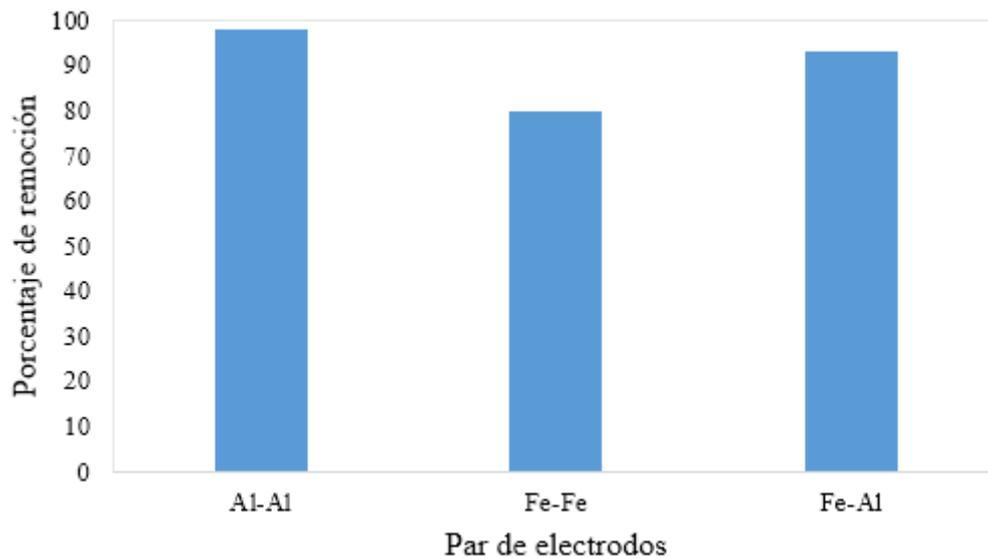


Figura 20. Diagrama de barras de remoción de turbidez vs par de electrodos

La Tabla 8 muestra los resultados de todos los experimentos antes y después del tratamiento usando diferentes pares de ánodos y cátodos.

Tabla 8: Parámetros antes y después del tratamiento

Electrodos		Turbidez inicial (UNT)	Turbidez final (UNT)	pH inicial	pH final	Conductividad inicial (mS/cm)	Conductividad final (mS/cm)	Porcentaje de remoción de turbidez (%)
Ánodo	Cátodo							
Aluminio	Aluminio	1 510	28,5	4	4	4,74	4,51	98,11
Aluminio	Aluminio	1 874	40,4	4	4	5,12	4,73	97,84
Aluminio	Aluminio	1 850	31,8	4	4	4,41	4,06	98,28
Hierro	Hierro	1 670	412	4	8	4,81	4,50	75,33
Hierro	Hierro	1 568	397	4	7	4,81	4,56	74,68
Hierro	Hierro	1 548	154	4	8	3,06	2,62	90,05
Hierro	Aluminio	1 600	148	4	8	2,63	2,30	90,75
Hierro	Aluminio	1 618	106	4	8	2,56	2,14	93,45
Hierro	Aluminio	1 002	49,4	4	7	2,54	2,15	95,07

Para determinar que par de electrodos es el más adecuado para la remoción de turbidez en el agua se realizó la prueba estadística no paramétrica de Kruskal-Wallis ya que al analizar el supuesto de normalidad de errores no satisfacía dicha hipótesis como se menciona en la Figura 21.

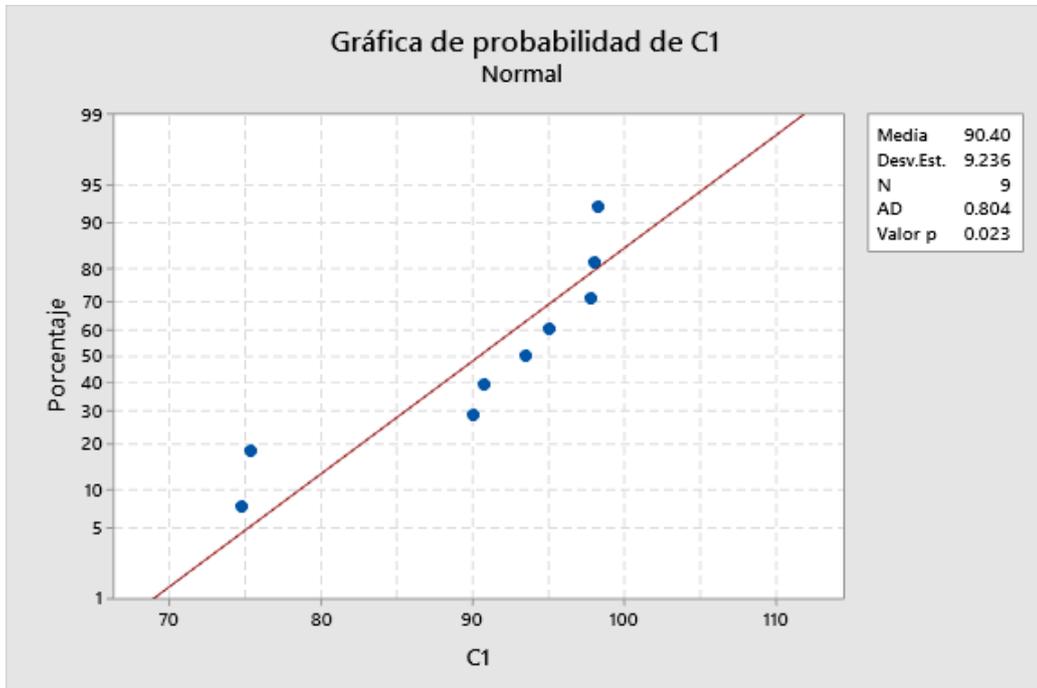


Figura 21. Prueba de normalidad para material de electrodo

H_0 : Los errores se distribuyen normalmente.

H_1 : Los errores no se distribuyen normalmente.

Al ser p valor menor que 0,05 se rechaza H_0 . De tal modo que a un nivel de significancia de 0,05 se puede afirmar que los errores no se distribuyen normalmente. De modo que será necesario el uso de las pruebas no paramétricas. Se plantearon las siguientes hipótesis:

H_0 : La remoción de turbidez obtenida no difiere con los distintos pares de electrodos.

H_1 : La remoción de turbidez difiere en al menos dos pares de electrodos.

El cálculo del estadístico correspondiente obtenido mediante la ecuación 1 fue $H= 7,2$ mientras que $X^2(0.95,2) = 5,99$.

Como $H > X^2$ entonces se rechaza H_0 por lo que a un nivel de significancia de 0,05 se puede afirmar que la remoción de turbidez es diferente en al menos dos pares de electrodos. En consecuencia se prosigue a realizar una comparación por pares. La Tabla 9 muestra la comparación entre los tratamientos con sus cálculos respectivos haciendo uso de la ecuación

3 que permitieron determinar si estadísticamente hay o no hay diferencias significativas entre ellos.

Tabla 9: Comparación por pares de electrodos

Tratamientos comparados	R_i/n_i – R_j/n_j	ALS (K-W)	Significancia
Al-Al vs Fe-Fe	6	1,998	**
Al-Al vs Fe-Al	3	1,998	**
Fe-Fe vs Fe-Al	3	1,998	**

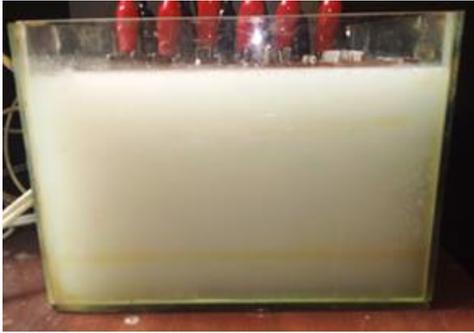
Luego de efectuar la comparación por pares de las distintas combinaciones de pares de electrodos, se descubrió que todas las combinaciones producen remociones de turbidez estadísticamente diferentes. Por lo tanto para la siguiente fase del proyecto se utilizó el par de electrodos que presentase en promedio la mayor remoción de turbidez, es decir, el par de electrodos de aluminio-aluminio como ánodo y cátodo.

Nazeri *et al.* (2021) indican que, en general, los electrodos de aluminio tienen una alta eliminación de contaminantes en comparación con el electrodo de hierro, esto es debido a que los iones de aluminio pueden penetrar en la doble capa eléctrica. Otra razón se debe a la carga eléctrica que se genera durante la oxidación; es decir, el aluminio al oxidarse solamente se produce Al⁺³ mientras que el hierro se oxida a Fe⁺² y Fe⁺³ por lo que en términos de carga el Fe⁺² es un coagulante débil en comparación con el Al⁺³ debido a su menor carga positiva.

Según la Tabla 8, el pH del agua tratada con hierro como ánodo mostró un notorio aumento; de acuerdo a Rodríguez *et al.* (2021), esto se debe a que el hierro sumergido en el agua residual contribuye a la formación de hidróxido de férrico, que aumenta el pH del medio.

4.2.2. DETERMINACIÓN DEL TIEMPO DE REACCIÓN E INTENSIDAD DE CORRIENTE

Después de elegir el material de electrodo apto para remover turbidez se procedió a la segunda fase del proyecto. Las Figuras 22, 23 y 24 muestran las fotos de los distintos experimentos realizados con sus intensidades de corriente y tiempo de reacción correspondientes.



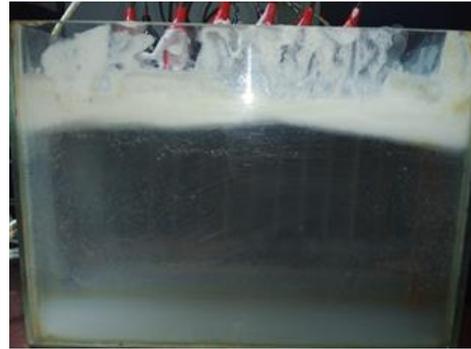
a.



b.



c.



d.

Figura 22. Electrocoagulación con intensidad de 5A
a) 0 minutos, b) 10 minutos, c) 20 minutos, d) 30 minutos



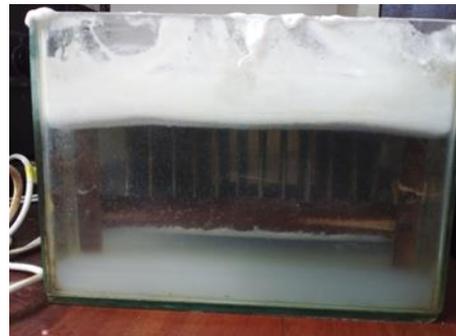
a.



b.



c.



d.

Figura 23. Electrocoagulación con intensidad de 7A
a) 0 minutos, b) 10 minutos, c) 20 minutos, d) 30 minutos

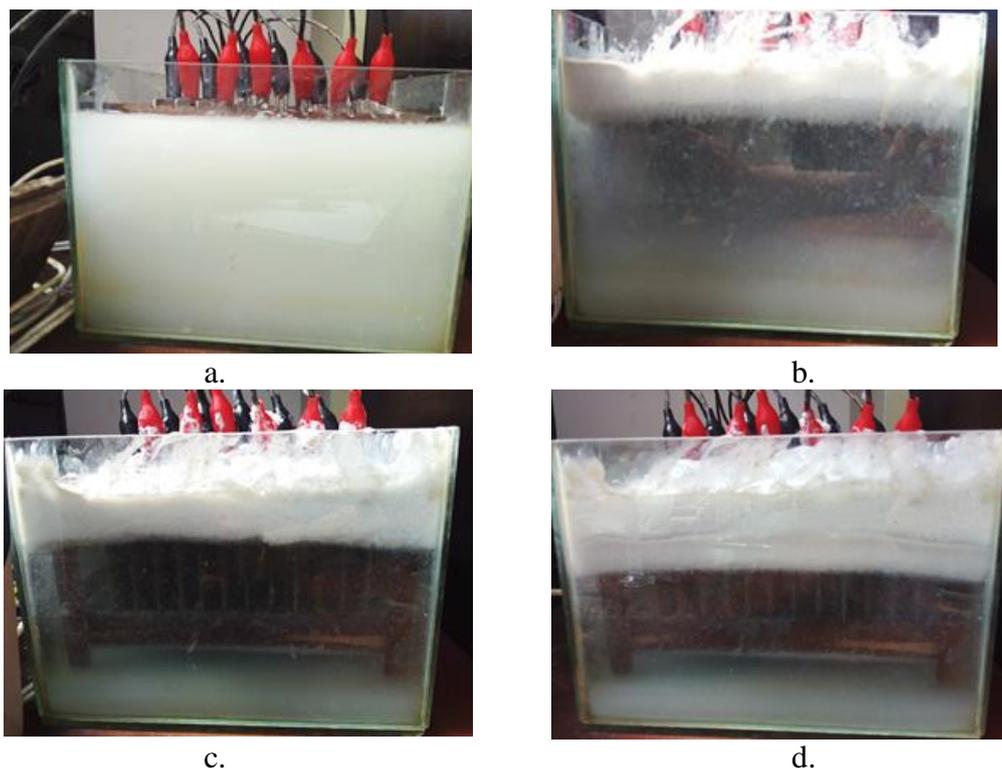


Figura 24. Electrocoagulación con intensidad de 9A
a) 0 minutos, b) 10 minutos, c) 20 minutos, d) 30 minutos

La Tabla 10 muestra los resultados a distintos tiempos y a cada intensidad de corriente de todos los experimentos en la celda de electrocoagulación.

Tabla 10: Turbidez medida en función del tiempo

Intensidad de corriente (amperios)	Tiempo de reacción (minutos)	Turbidez (UNT)	Conductividad (mS/cm)	pH	Porcentaje de remoción de turbidez (%)
5	0	1 776	2,61	5	0
	10	1 144	2,58	6	35,59
	20	207	2,5	7	88,34
	30	114	2,4	7,5	93,58
5	0	2 808	2,65	4	0
	10	1720	2,68	5	38,75
	20	637	2,6	5	77,31
	30	164	2,5	5	94,16
5	0	2 208	2,29	4	0
	10	974	2,36	5	55,89
	20	256	2,25	5	88,41
	30	169	2,12	5	92,35

Continuación ...

Intensidad de corriente (amperios)	Tiempo de reacción (minutos)	Turbidez (UNT)	Conductividad (mS/cm)	pH	Porcentaje de remoción de turbidez (%)
7	0	2 028	2,19	4	0
	10	1 044	2,24	4,5	48,52
	20	124	2,15	4,5	93,89
	30	53,4	2,07	5	97,37
7	0	2092	2,84	4	0
	10	780	2,86	5	62,72
	20	77,7	2,74	5	96,29
	30	41,5	2,65	5	98,02
7	0	1930	2,26	4,5	0
	10	979	2,33	4,5	49,27
	20	68,5	2,21	5,5	96,45
	30	24,5	2,10	5,5	98,73
9	0	2376	2,82	5	0
	10	399	2,86	5	83,21
	20	65,2	2,62	6	97,26
	30	37,4	2,46	6	98,43
9	0	2528	2,78	5	0
	10	146	2,80	5	94,22
	20	46,6	2,60	6	98,16
	30	30,2	2,44	7	98,81
9	0	2256	2,74	5	0
	10	186	2,70	6	91,76
	20	76,2	2,55	6	96,62
	30	41.1	2.38	7	98.18

A continuación, las Figuras 25, 26 y 27 presentan la variación del porcentaje de remoción promedio de la turbidez, la conductividad y el pH en función del tiempo de reacción y la intensidad de corriente.

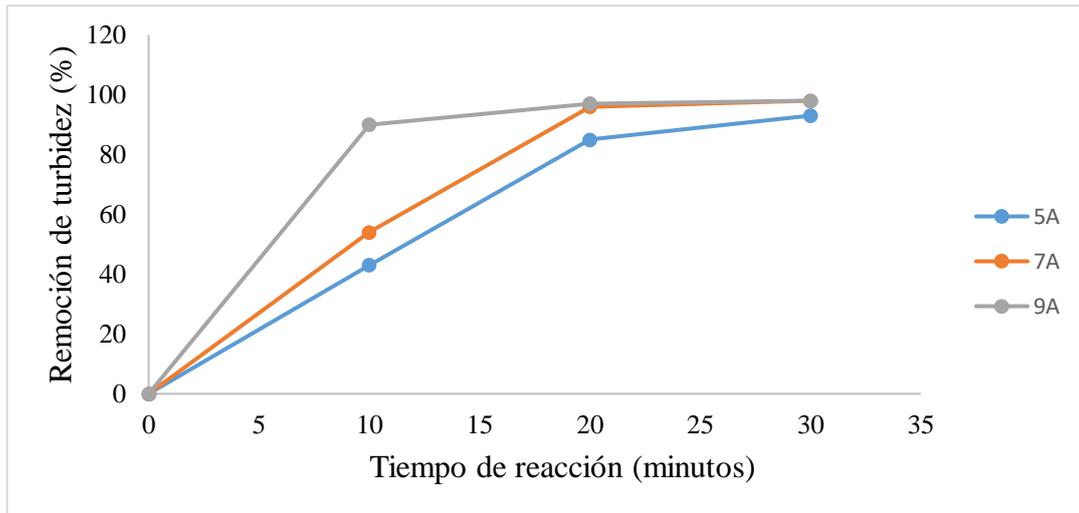


Figura 25. Polígono de frecuencias de remoción de turbidez vs tiempo-corriente

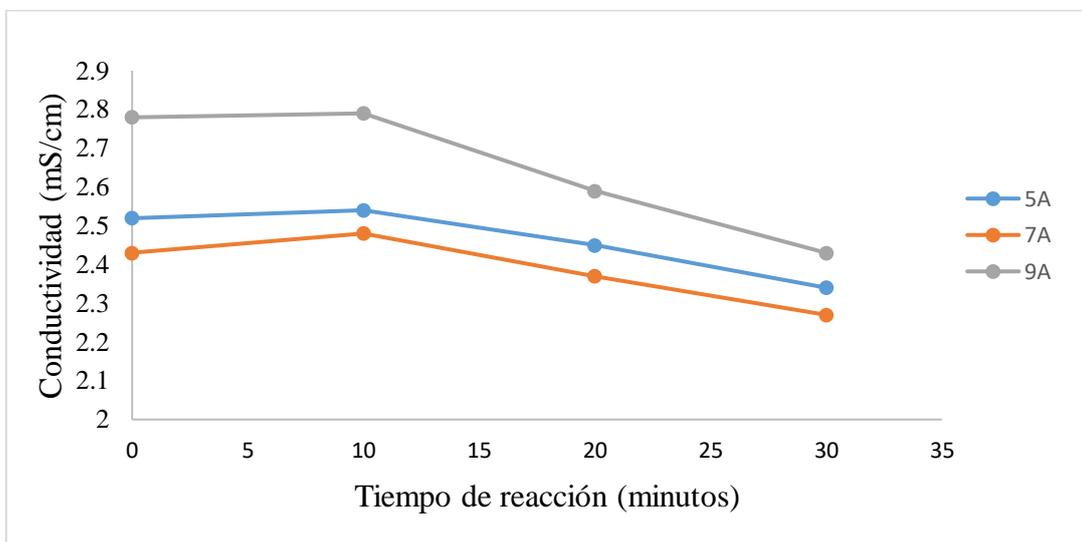


Figura 26. Polígono de frecuencias de variación de la conductividad eléctrica

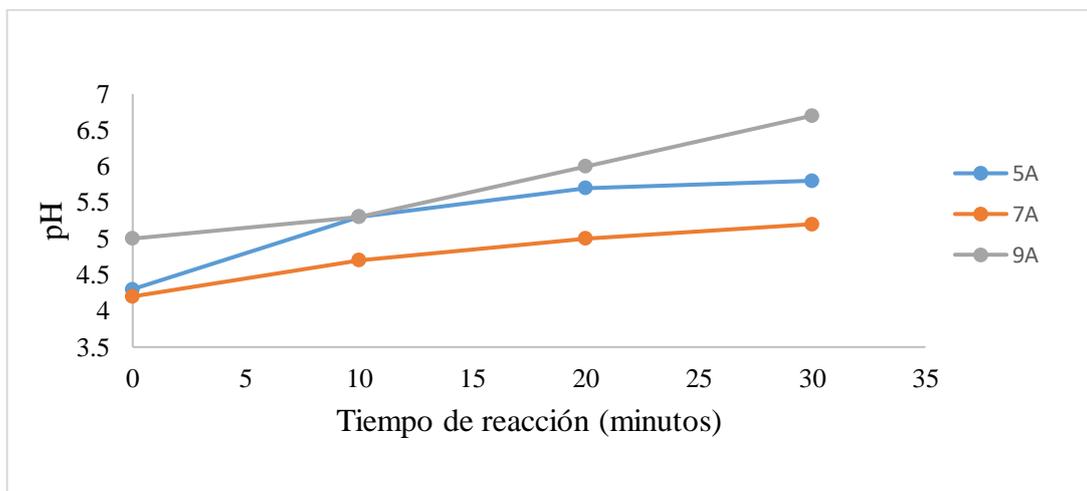


Figura 27. Polígono de frecuencias de variación de pH

Para determinar que par de intensidad de corriente y tiempo de reacción son las apropiadas para la remoción de turbidez en el agua, se realizó la prueba estadística no paramétrica de Friedman, ya que al analizar el supuesto de normalidad de errores no satisfacía dicha hipótesis como se menciona en la Figura 28.

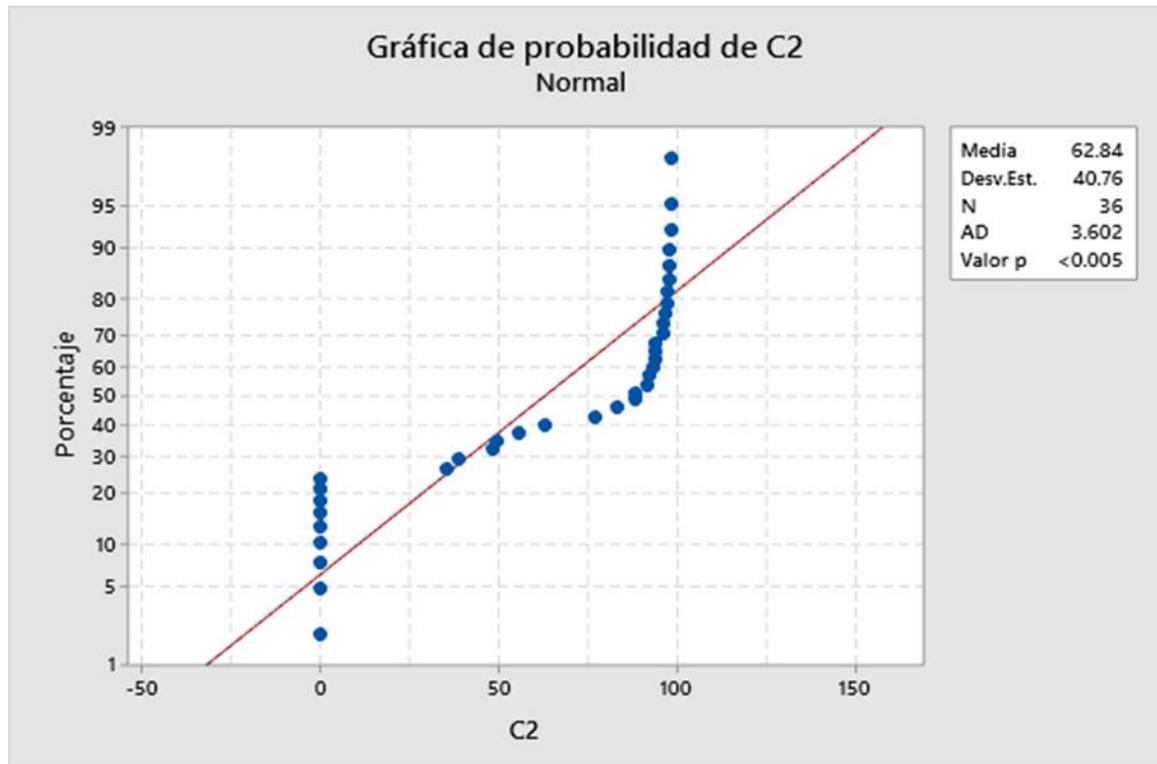


Figura 28. Prueba de normalidad para la corriente y el tiempo

H_0 : Los errores se distribuyen normalmente.

H_1 : Los errores no se distribuyen normalmente.

Al ser p valor menor que 0,05 se rechaza H_0 . De tal modo que a un nivel de significancia de 0,05 se puede afirmar que los errores no se distribuyen normalmente. De modo que será necesario el uso de la prueba no paramétrica de Friedman.

a. Prueba estadística de Friedman con variable independiente corriente y con bloque tiempo de reacción

Se plantearon las siguientes hipótesis:

H_0 : La remoción de turbidez obtenida no difiere con las distintas intensidades de corriente.

H_1 : La remoción de turbidez difiere en al menos una pareja de intensidades de corriente.

Los resultados de la prueba de Friedman se presenta en la Tabla 11 que muestra el promedio de remoción de turbidez y en la Tabla 12 que representa el ordenamiento de menor a mayor

para el bloque tiempo, este ordenamiento es fundamental para determinar el estadístico correspondiente haciendo uso de la Ecuación 2.

Tabla 11: Promedio de remoción de turbidez vs corriente

Intensidad-Tiempo	5 A	7 A	9 A
10 minutos	43	54	90
20 minutos	85	96	97
30 minutos	93	98	98

Tabla 12: Ordenamiento de resultados por bloque

Intensidad-Tiempo	5 A	7 A	9 A
10 minutos	1	2	3
20 minutos	1	2	3
30 minutos	1	2,5	2,5
Suma de rangos	3	6,5	8,5

El cálculo del estadístico de Friedman obtenido mediante la ecuación 2 es $S = 5,64$ mientras que $X^2(0,95,2) = 5,991$. Por consiguiente no hay certeza significativa para rechazar H_0 así que las diferentes intensidades de corriente no difieren entre sí respectivamente. Se puede escoger cualquiera como la más óptima.

b. Prueba estadística de Friedman con variable independiente tiempo de reacción y con bloque corriente

Se plantearon las siguientes hipótesis:

H_0 : La remoción de turbidez obtenida no difiere con los distintos tiempos de reacción.

H_1 : La remoción de turbidez difiere en al menos una pareja de tiempos de reacción.

Los resultados de la prueba de Friedman se muestran en la Tabla 13 que indica el promedio de remoción de turbidez y en la Tabla 14 que representa el ordenamiento de menor a mayor para el bloque corriente, este ordenamiento es fundamental para determinar el estadístico correspondiente haciendo uso de la Ecuación 2.

Tabla 13: Promedio de remoción de turbidez vs tiempo

Tiempo- Intensidad	10 minutos	20 minutos	30 minutos
5 A	43	85	93
7 A	54	96	98
9 A	90	97	98

Tabla 14: Ordenamiento de resultados por bloque

Intensidad-Tiempo	10 minutos	20 minutos	30 minutos
5 A	1	2	3
7 A	1	2	3
9 A	1	2	3
Suma de rangos	3	6	9

El cálculo del estadístico de Friedman mediante la ecuación 2 es $S=6$, por ende $S > X^2(0.95,2)$ entonces se rechaza H_0 por lo que a un nivel de significancia de 0,05 se puede aseverar que la remoción de turbidez es diferente en al menos dos tiempos de reacción. En consecuencia se prosigue a realizar una comparación por pares.

La Tabla 15 muestra el resultado de las pruebas de comparación para los tiempos de reacción haciendo uso de la Ecuación 3.

Tabla 15: Comparación por pares de tiempo

Tiempos de reacción	Ri-Rj	ALS (Fr)	Significancia
10 vs 20	3	0	*
10 vs 30	6	0	*
20 vs 30	3	0	*

En la Tabla 15 se concluye que estadísticamente hay diferencia significativa entre todos los tiempos comparados, por lo que se puede afirmar que el mejor tiempo será aquel que tenga en promedio el mayor porcentaje de eliminación de turbidez.

Finalmente se eligió los parámetros de tiempo e intensidad de corriente más adecuados en función de las pruebas estadísticas hechas. Por un lado se eligió un tiempo de reacción de 30 minutos ya que conforme a las pruebas estadísticas todos los tiempos generan remoción de turbidez diferente y acorde al polígono de frecuencia de la Figura 21 el tiempo de 30 minutos indica en promedio la mayor remoción de turbidez. Por otro lado, se escogió una intensidad

de corriente de 7 A, ya que de acuerdo a las pruebas estadísticas todas las intensidades generan remoción de turbidez estadísticamente similares y conforme a la Figura 21 la intensidad de 7 A y 9 A presentan la misma remoción de turbidez a los 30 minutos de reacción, así que por cuestiones de costos por potencia eléctrica consumida se eligió a la de menor intensidad, o sea, 7 amperios.

4.3. PRUEBA FINAL EN LA CELDA DE ELECTROCOAGULACIÓN

Teniendo a la intensidad de 7 A, tiempo de 30 minutos y material de electrodos de aluminio-aluminio como aquellos que remueven la mayor turbidez, se tomaron estos como los parámetros óptimos para hacer la prueba final del proyecto. En esta prueba se realizaron tres experimentos.

4.3.1. EXPERIMENTO 1

La muestra recolectada para este experimento fue recogida el jueves 23 de febrero del 2023 y se realizó el tratamiento respectivo el viernes 24 de febrero. En la Tabla 16 se aprecia la turbidez, conductividad, temperatura y pH, antes y después del tratamiento del Experimento 1.

Tabla 16: Parámetros del efluente en la operación del prototipo

Parámetros	Antes del tratamiento	Después del tratamiento
Turbidez (UNT)	1 490	36,6
Conductividad (mS/cm)	4,21	3,86
Temperatura (°C)	28,3	30,5
pH	5	8

La Tabla 17 presenta la caracterización antes y después del experimento 1, así como el porcentaje de remoción para cada parámetro y si cumplió con los Valores Máximos Admisibles (VMA). Además, se aprecia que en general esta muestra presenta los valores más bajos en cuanto a su caracterización con respecto a las muestras de los otros experimentos. Esto se debe que aquella muestra solo contó con agua de lavado debido a inconvenientes de la planta pues aquel día no hubo producción de queso por lo que no hubo generación de suero de leche.

Tabla 17: Caracterización del efluente antes y después del experimento 1

Parámetro	Antes del tratamiento (mg/L)	Después del tratamiento (mg/L)	Porcentaje de remoción (%)	Valores Máximos Admisibles (mg/L)	¿Cumple con VMA?
Aceite y Grasas	820	88	89,27	100	Sí
Demanda Bioquímica de Oxígeno	3 438	1 166	66,08	500	No
Demanda Química de Oxígeno	5 754	3 117	45,83	1 000	No
Nitrógeno Amoniacal	5,875	7,25	-23,4	80	Sí
Sólidos Suspendidos Totales	1 233	733	40,55	500	No

La Figura 29 presenta las muestras de agua sin tratamiento (izquierda) y con tratamiento (derecha) aplicado en el Experimento 1.



Figura 29. Muestras de agua del experimento 1

4.3.2. EXPERIMENTO 2

La muestra recolectada para este experimento fue recogida el lunes 27 de febrero del 2023 y se realizó el tratamiento respectivo el martes 28 de febrero. En la Tabla 18 se aprecia la turbidez, conductividad, temperatura y pH antes y después del tratamiento del Experimento 2.

Tabla 18: Parámetros del efluente en la operación del prototipo

Parámetros	Antes del tratamiento	Después del tratamiento
Turbidez (UNT)	1 626	132
Conductividad (mS/cm)	4,11	3,84
Temperatura (°C)	27,8	30,1
pH	6	8

La Tabla 19 presenta la caracterización antes y después del Experimento 2, así como el porcentaje de remoción para cada parámetro, y si cumplió con los Valores Máximos Admisibles (VMA).

Tabla 19: Caracterización del efluente antes y después del experimento 2

Parámetro	Antes del tratamiento (mg/L)	Después del tratamiento (mg/L)	Porcentaje de remoción (%)	Valores Máximos Admisibles (mg/L)	¿Cumple con VMA?
Aceite y Grasas	1 383	153	88,94	100	No
Demanda Bioquímica de Oxígeno	5 554	2 645	52,38	500	No
Demanda Química de Oxígeno	8 219	4 100	50,16	1 000	No
Nitrógeno Amoniacal	3,4	4,45	-30,88	80	Sí
Sólidos Suspendidos Totales	2425	763	68,54	500	No

La Figura 30 ilustra muestras de agua sin tratamiento (derecha) y con tratamiento (izquierda) del agua usada en el Experimento 2.



Figura 30. Muestras de agua del experimento 2

4.3.3. EXPERIMENTO 3

La muestra recolectada para este experimento fue recogida el jueves 2 de marzo del 2023 y se realizó el tratamiento respectivo el viernes 3 de marzo. La Tabla 20 presenta la turbidez, conductividad, temperatura y pH, antes y después del tratamiento del Experimento 3.

Tabla 20: Parámetros del efluente en la operación del prototipo

Parámetros	Antes del tratamiento	Después del tratamiento
Turbidez (UNT)	1 410	106
Conductividad (mS/cm)	4,1	3,74
Temperatura (°C)	27,9	30,5
pH	6	8

La Tabla 21 presenta la caracterización antes y después del experimento 3 así como el porcentaje de remoción para cada parámetro y si cumplió con los Valores Máximos Admisibles (VMA).

Tabla 21: Caracterización del efluente antes y después del experimento 3

Parámetro	Antes del tratamiento (mg/L)	Después del tratamiento (mg/L)	Porcentaje de remoción (%)	Valores Máximos Admisibles (mg/L)	¿Cumple con VMA?
Aceite y Grasas	989	49	95,05	100	Sí
Demanda Bioquímica de Oxígeno	6 197	3 251	47,54	500	No
Demanda Química de Oxígeno	14 475	5 835	59,69	1 000	No
Nitrógeno Amoniacal	3,425	5,538	-61,7	80	Sí
Sólidos Suspendidos Totales	1 975	179	90,94	500	Sí

La Figura 31 ilustra muestras de agua sin tratamiento (derecha) y con tratamiento (izquierda) del agua usada en el Experimento 3. La Tabla 22 muestra el porcentaje de remoción de los parámetros analizando en los 3 experimentos realizados de la prueba final, así como el promedio para de remoción de cada parámetro.



Figura 31. Muestras de agua del experimento 3

Tabla 22: Porcentajes de remoción por parámetro

Parámetro	Remoción (%)			
	Experimento 1	Experimento 2	Experimento 3	Promedio
Aceites y Grasas	89,27	88,94	95,05	91,1
DBO	66,08	52,38	47,54	55,3
DQO	45,83	50,16	59,69	51,9
Nitrógeno amoniacal	-23,4	-30,88	-61,7	-38,7
Sólidos suspendidos totales	40,55	68,54	90,94	66,7

Nota: La presencia de cantidades negativas significa que hubo un aumento en el valor del parámetro.

4.3.4. ANÁLISIS DE ACEITES Y GRASAS

La Figura 32 compara la cuantificación del parámetro aceites y grasas antes y después del tratamiento en los 3 experimentos realizados. Asimismo, se muestra que tanto en el experimento 1 y 3, el tratamiento logró cumplir con los lineamientos del Reglamento de los Valores Máximos Admisibles (VMA).

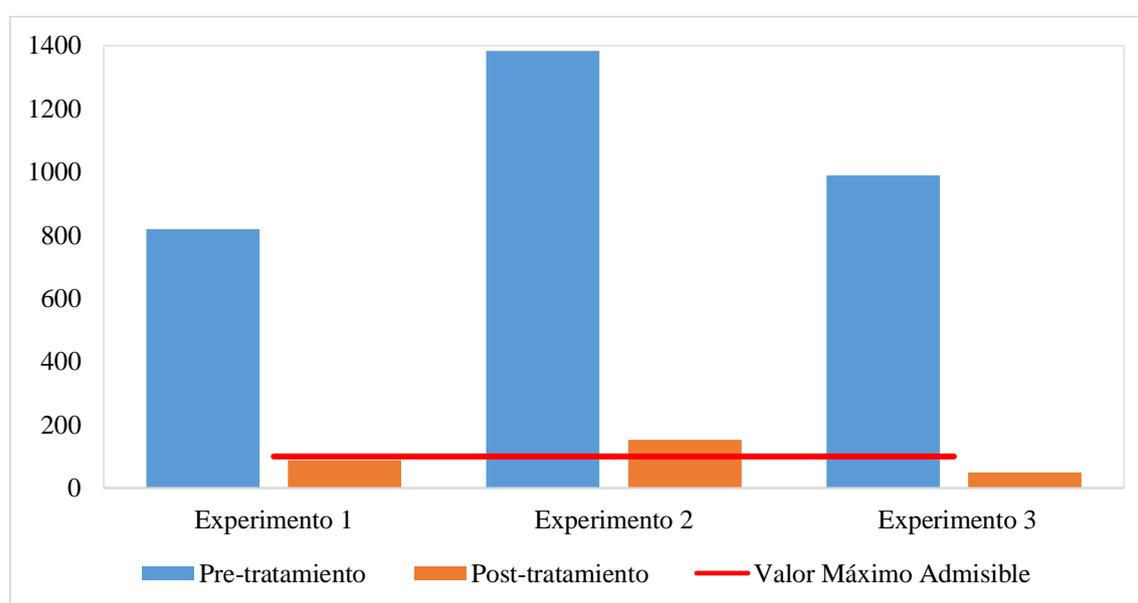


Figura 32. Análisis de variación de aceites y grasas en los 3 experimentos

La concentración de aceites y grasas en el agua residual láctea reportó cantidades variables de 800, 1 400 y 989 mg/L y en promedio es superior a la revisión consultada de otros estudios como el de Velásquez (2017) quien reportó 20 mg/L; el de Humpire (2017) con 300 mg/L y

el de Pinilla *et al.* (2017) con 318 mg/L. Al cuantificar este parámetro después del tratamiento se obtuvo altos porcentaje de remociones: 89,3%; 88,9% y 95,1%. Estos altos porcentajes de remoción se justifican precisamente en el fundamento teórico; Dobrosz-Gómez *et al.* (2020) indican que la electrocoagulación es eficaz para romper emulsiones como aceites y grasas. Adicionalmente, Boinpally *et al.* (2023) mencionan que los electrodos de aluminio son más eficientes que los de hierro al momento de eliminar aceites debido a la mejor capacidad de adsorción de los óxidos de aluminio.

Otra razón por la cual el prototipo produce altos porcentajes de remoción de este contaminante es que durante el proceso de electrocoagulación se produce burbujas de oxígeno e hidrógeno, tal y como se observó durante los ensayos, estas burbujas adhieren aceites haciéndolas flotar (Cachay & Quipuzco, 2020). Justamente por este motivo que el experimento 3 reportó una remoción de 95%, un valor superior a los otros experimentos, ya que el tiempo de sedimentación-flotación dado para esta prueba fue de 30 minutos mientras que para el del experimento 1 fue de 10 minutos.

4.3.5. DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO (DBO)

La Figura 33 compara la cuantificación del parámetro Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) antes y después del tratamiento en los 3 experimentos realizados. Asimismo, se muestra que en ninguno de los experimentos, el tratamiento logró cumplir con los lineamientos del Reglamento de los Valores Máximos Admisibles (VMA).

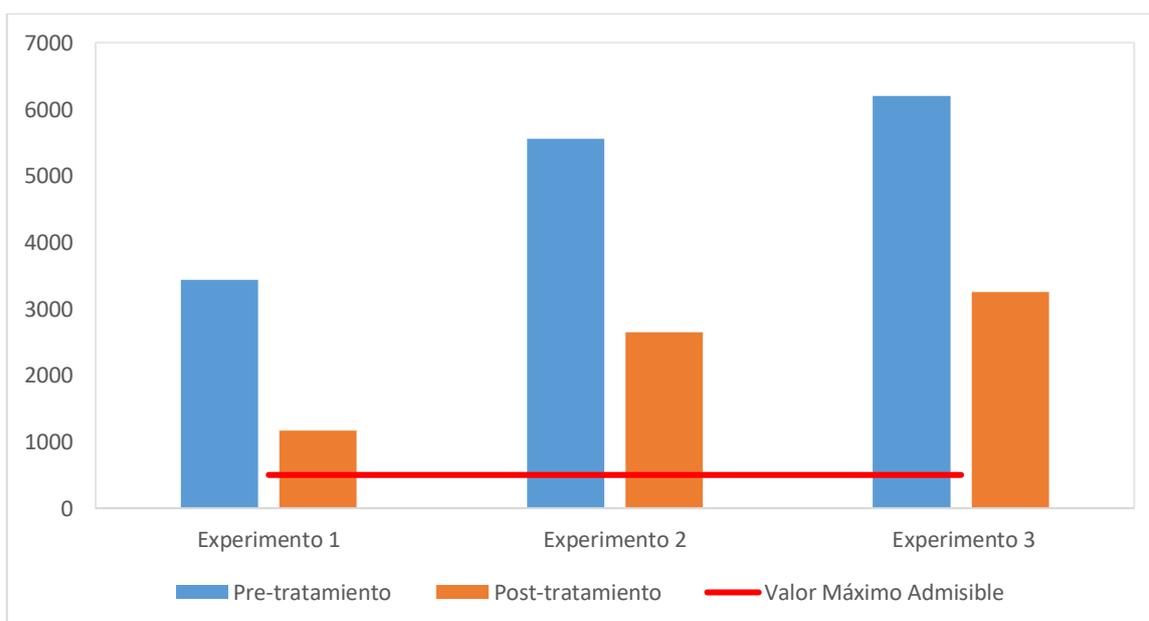
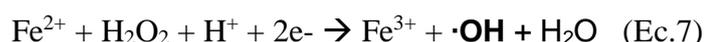
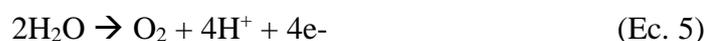


Figura 33. Análisis de variación de DBO en los 3 experimentos

Los resultados obtenidos muestran que el DBO inicial del agua es variado (3 438 a 6 197 mg/L) y que en todos los experimentos superaron los VMA, mientras que los porcentajes de remoción de este contaminante fueron de 66,1%; 52,4% y 47,5%; porcentajes de remoción similares a los obtenidos por Pinilla *et al.* (2017) al trabajar con una densidad de corriente 0,1 A/cm², tiempo de 10 minutos y electrodos de aluminio sobre lactosuero puro; no obstante, los mismos autores consiguieron porcentajes de remoción promedio de DBO de 92,5% operando bajo las mismas condiciones pero con electrodos de hierro. Para Velásquez (2017), la diferencia de resultados entre usar aluminio y hierro como electrodos de sacrificio se fundamenta en que el hierro tiene mayor afinidad para remover material orgánico soluble con respecto al aluminio, esto probablemente es porque el mecanismo de eliminación de materia orgánica usando electrodos de aluminio se debe exclusivamente a la electrocoagulación mientras que usando electrodos de hierro se debe al efecto colectivo de la electrocoagulación y electrooxidación. De acuerdo a Najera (2023), la electrooxidación se fundamenta en la generación de radicales hidroxilos ($\cdot\text{OH}$), los cuales se caracterizan por tener un alto poder oxidante para degradar la materia orgánica. El mecanismo de reacción para la obtención de los radicales hidroxilos se inicia con la formación de oxígeno en el ánodo, que a su vez en medio ácido forma peróxido de hidrógeno para que finalmente en reacción con el ion ferroso forme radicales hidroxilo.



Adicionalmente las moléculas orgánicas son degradadas por la acción de radicales $\cdot\text{OH}$ generados en los electrodos, los cuales reaccionan con la materia orgánica.



Resultados similares fueron obtenidos por Indigoyen (2019), quien obtuvo un promedio de 55% de remoción de DBO operando con ánodo de aluminio y cátodo de hierro a 60,48 A/m² durante 15 minutos; no obstante, pudo obtener en promedio un 97,5% de remoción operando a 84,81 A/m² durante 25 minutos; por lo que se puede inferir que trabajar a una corriente más alta es un factor que contribuiría a remover DBO eficientemente ya que de acuerdo a la ley de Faraday, la disolución del material anódico está relacionado directamente proporcional con la intensidad de corriente y el tiempo de reacción.

4.3.6. DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO (DQO)

La Figura 34 compara la cuantificación del parámetro Demanda Química de Oxígeno (DQO) antes y después del tratamiento en los 3 experimentos realizados. Asimismo, se muestra que en ninguno de los experimentos, el tratamiento logró cumplir con los lineamientos del Reglamento de los Valores Máximos Admisibles (VMA).

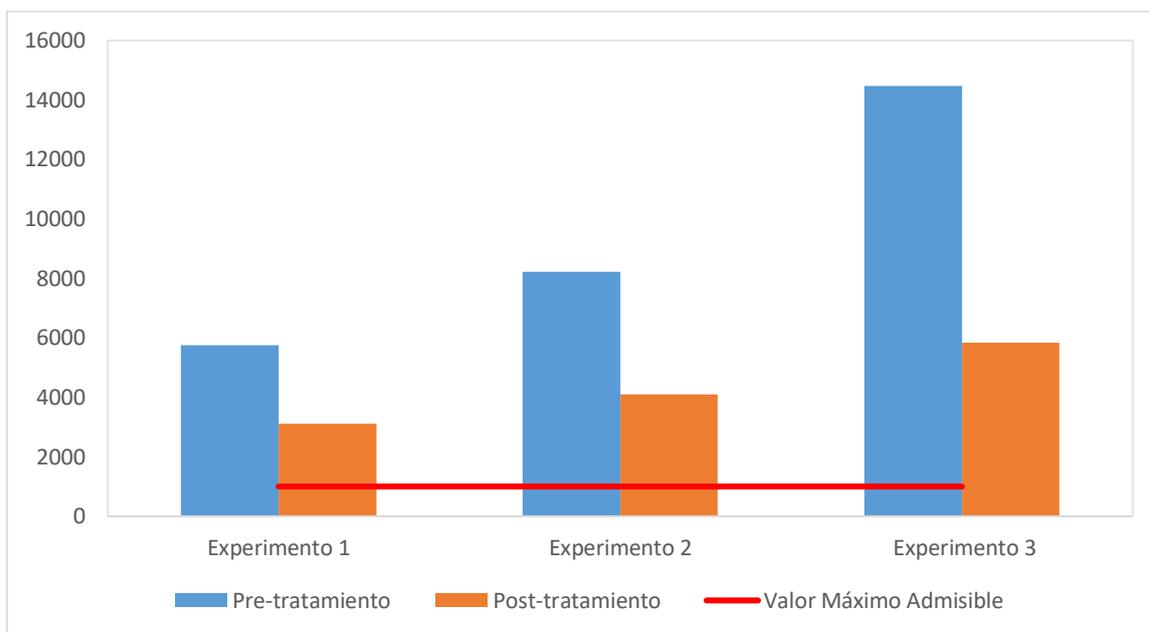


Figura34. Análisis de variación de DQO en los 3 experimentos

Los resultados de DQO también dieron resultados variados en su caracterización inicial, todos por encima de los VMA. Se aprecia que los porcentajes de remoción varió entre 45% a 59% en los experimentos correspondientes y que además ningún resultado post-tratamiento cumplió con la normativa mencionada que exige los 1 000 mg/L, por lo que se al igual que la DBO el prototipo no presenta buena remoción de materia orgánica. Silva *et al.* (2015) reportaron resultados similares de porcentaje de remoción de DQO en su investigación, los autores explican que la remoción está relacionada con el tipo predominante de fracción sólida, es decir, si los sólidos se encuentran como disueltos o suspendidos, en su caso menciona que su efluente presentaba alta concentración de sólidos disueltos equivalente al 80% de los sólidos totales por lo que se puede llegar a afirmar que la DQO estaba en forma soluble en el agua y por ende difícil de tratar usando la tecnología de electrocoagulación.

Por otro lado, estudios como el de Rodríguez *et al.* (2021) concluyeron que con 13 electrodos laminares de hierro de 16 cm x16 cm y una corriente de 12,6 A durante 60 minutos, se consigue remover más del 90% de DQO total y soluble, por lo que el tiempo de reacción es otro factor trascendental al momento de remover la DQO total y soluble; asimismo, tal y

como se mencionó anteriormente Velásquez (2017) indica que el hierro tiene mayor afinidad para remover material orgánico soluble con respecto al aluminio debido al proceso de electrooxidación cuyo mecanismo de reacción son las ecuaciones 5, 6, 7 y 8. Análogos resultados fueron obtenidos por Pinilla *et al.* (2017), quienes llegaron a remover entre 77 a 93% de DQO usando placas de hierro como ánodo, mientras que usando placas de aluminio solo consiguieron eliminar entre 46 a 58% de la DQO total.

4.3.7. NITRÓGENO AMONIACAL

La Figura 35 compara la cuantificación del parámetro nitrógeno amoniacal antes y después del tratamiento en los 3 experimentos realizados. Asimismo, se muestra que en todos los experimentos este valor aumento después del tratamiento; sin embargo, todos cumplieron con los lineamientos del Reglamento de los Valores Máximos Admisibles (VMA).

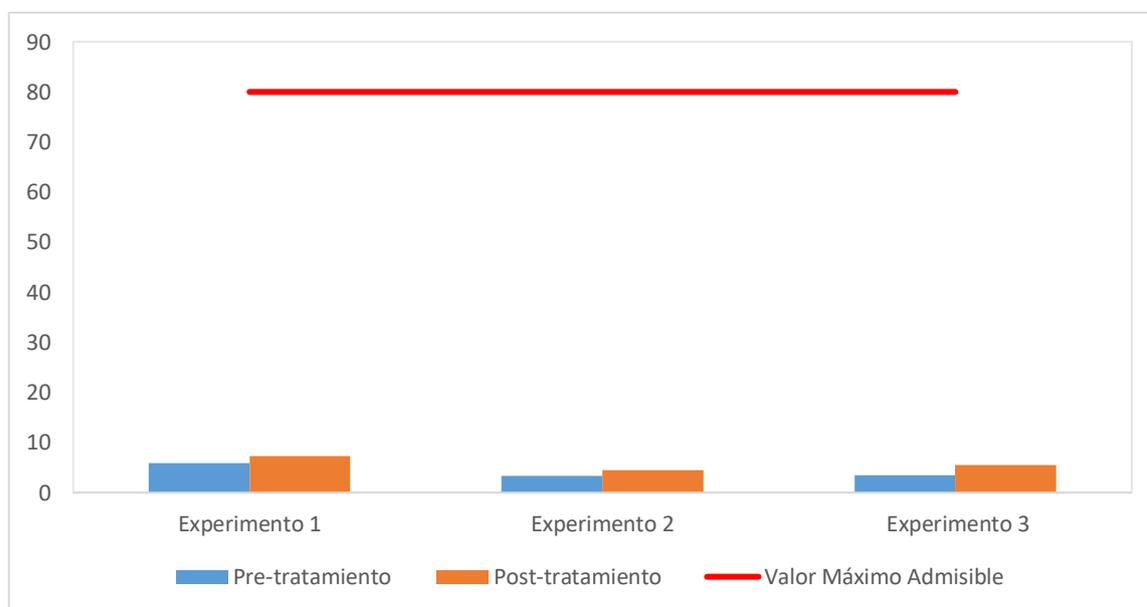
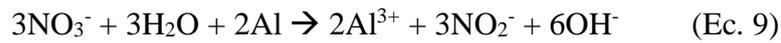


Figura 35. Análisis de variación de nitrógeno amoniacal en los 3 experimentos

El nitrógeno amoniacal fue el único parámetro que mostró un aumento en la concentración después de aplicar el proceso de electrocoagulación en los 3 experimentos; sin embargo, en todos los casos se cumplió con la norma de los VMA. Este resultado se justifica porque durante el proceso ocurren reacciones de oxidación y reducción en paralelo, una de estas reacciones en paralelo es precisamente la reducción de aniones nitratos en el cátodo (Araújo *et al.*, 2022).

Resultados iguales fueron obtenidos por Velásquez (2017), quien detalla las siguientes reacciones de reducción, las cuales generan nitrógeno amoniacal a partir de nitratos:



Aparentemente esta reacción no se produciría, ya que el nitrato que es de carga negativa no podría ser atraída hacia el cátodo que también es de carga negativa; no obstante, el medio donde ocurren las reacciones es turbulento debido a la producción de burbujas en el ánodo y cátodo, este movimiento es capaz de vencer la fuerza electrostática y permite al nitrato llegar a esta zona cerca del cátodo para que pueda llevarse a cabo la reacción (Velásquez, 2017).

Por otro lado, el aumento de concentración también se justifica cuando se analiza el punto isoelectrico de las proteínas lactoséricas del efluente tratado. Teniendo en cuenta que el pH del efluente oscila en promedio entre 4 a 5 y que el punto isoelectrico de las principales proteínas lactoséricas es de 4,6 para la caseína; 5,2 para la β -lactoglobulina y de 4,8 para la α -lactoalbúmina, se puede afirmar que como el pH es menor que el punto isoelectrico de las proteínas entonces estas presentan una carga positiva predominante por lo son atraídas hacia el cátodo donde se reducirán para formar amoniac lo cual contribuye al aumento de la concentración del nitrógeno amoniacal.

4.3.8. SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES

La Figura 36 compara la cuantificación del parámetro Sólidos Suspendidos Totales (SST) antes y después del tratamiento en los 3 experimentos realizados. Asimismo, se muestra que solo en el experimento 3, el tratamiento logró cumplir con los lineamientos del Reglamento de los Valores Máximos Admisibles (VMA).

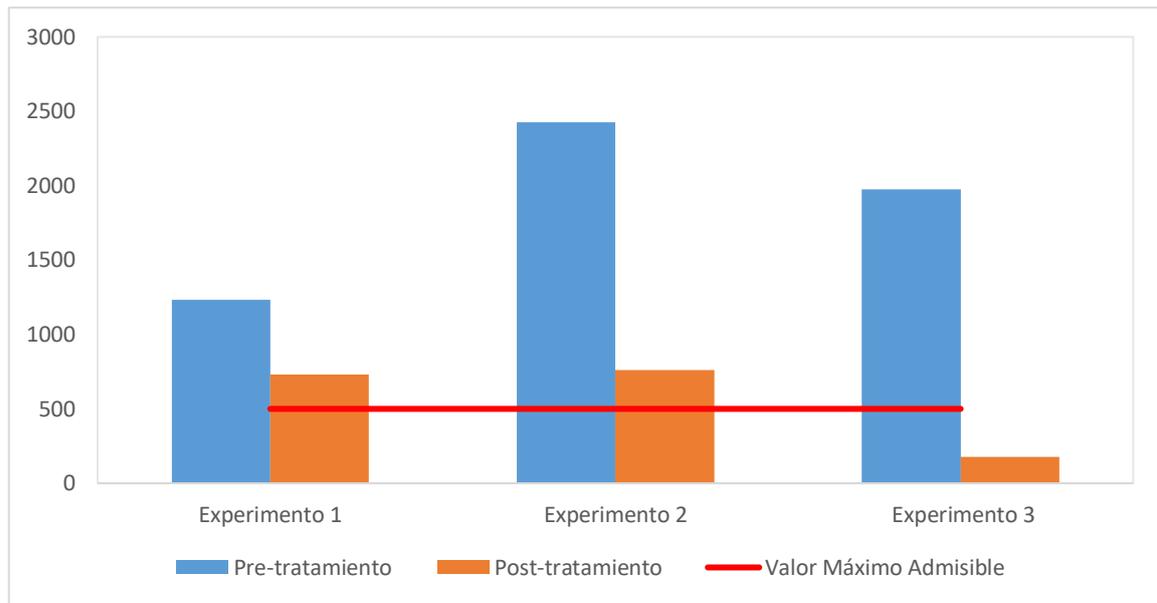


Figura 36. Análisis de variación de sólidos suspendidos totales en los 3 experimentos

La caracterización inicial de sólidos suspendidos totales presenta valores entre 1 233 a 2 425 mg/L, ninguno satisface los lineamientos de los VMA. Los porcentajes de remoción oscilaron entre 40% a 91% y solamente el resultado post-tratamiento del experimento 3 satisfizo el cumplimiento de la normativa citada. El alto porcentaje de remoción obtenido en este experimento 3 (91%) se justifica por lo mencionado por Dobrosz-Gómez *et al.* (2020), quienes detallan que la tecnología de electrocoagulación remueve eficientemente material suspendido de tamaño sub-micrométrico, ya que teóricamente el proceso consiste en que la corriente eléctrica disocia el metal anódico en cationes metálicos que generan complejos poliméricos como $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ de amplia área superficial que posteriormente se encarga de la desestabilización y floculación de la fracción coloidal del agua, al cabo de un tiempo dado estas fracciones coloidales crecen en tamaño y por tanto por su aumento de peso sedimentan. Es por esta razón que el resultado del experimento 1 tuvo un bajo porcentaje de remoción, ya que debido al ajustado horario del laboratorio, solamente se dio un tiempo de sedimentación de 10 minutos para este ensayo, mientras que para los otros dos, un tiempo de 30 minutos.

Aguilar & Matta (2020) reportaron porcentajes de remoción entre 96 a 99% operando a una densidad de corriente de $41,7 \text{ A/m}^2$ y tiempo de reacción de 42 minutos; por lo que, nuevamente se infiere que si se aplicara mayor tiempo de reacción se obtendría mayor porcentaje de remoción de material suspendido conforme a la ley de Faraday.

4.3.9. pH

De acuerdo a la Figura 27 y a las Tablas 16, 18 y 20; se puede apreciar un aumento de pH en todos los ensayos realizados. Estos resultados son favorables, ya que el agua residual que tenía un pH inicial promedio fuera del rango de los Valores Máximos Admisibles con el tratamiento satisface el rango de la normativa mencionada. Según Chakchouk *et al.* (2017), este aumento de alcalinidad en el agua se fundamenta por la formación de OH por la reducción del agua en el cátodo.

4.3.10. CONDUCTIVIDAD

De acuerdo a la Figura 26 y a las Tablas 16, 18, 20; existe una tendencia notable de reducción de la conductividad eléctrica al cabo de los 30 minutos de reacción en todos los ensayos realizados. Similares resultados fueron obtenidos por Chacón & Huampotupa (2021), quienes reportaron que a mayor tiempo de reacción menor fue la conductividad final; justificando que esto podría deberse a la precipitación de los iones disueltos en el efluente.

4.4. CANTIDAD DE ALUMINIO EN EL AGUA

La cantidad de aluminio generado en el ánodo se calculó aplicando la ley de Faraday con los siguientes datos:

- Intensidad de corriente= 7 amperios
- Tiempo de reacción = 30 minutos = 1800 segundos
- Electrones transferidos = 3
- Masa molar del aluminio= 27gramos/mol
- Constante de Faraday= 96500C/mol

Donde:

$$\text{Masa producida} = (27\text{gramos/mol} \times 7 \text{ A} \times 1800 \text{ segundos}) / (96500 \text{ C/mol} \times 3)$$

$$\text{Masa producida} = 1,175 \text{ gramos de aluminio}$$

4.5. CONSUMO DE ENERGÍA

El costo de tratar 1 m³ de agua se determinó con los siguientes datos:

- Intensidad de corriente= 7 amperios
- Tiempo de reacción = 0,5 horas
- Tensión = 4 voltios

- Volumen de agua en la celda = $0,0042 \text{ m}^3$
- Costo de 1 kWh = 0,6918 soles

Donde:

Costo de operación = Energía consumida x Precio unitario de 1 kWh

Costo de operación = $[(4 \text{ V} \times 7 \text{ A} \times 0,5 \text{ horas}) / (0,0042 \text{ m}^3)] \times 0,6918 \text{ soles/kWh}$

Costo de operación = $3,33 \text{ kWh/m}^3 \times 0,6918 \text{ soles/kWh}$

Costo de operación = $2,306 \text{ soles/m}^3$

V. CONCLUSIONES

1. Los parámetros óptimos determinados en las pruebas experimentales que remueven el mayor porcentaje de turbidez en el efluente fueron: electrodos de aluminio-aluminio, intensidad de corriente de 7A y tiempo de reacción de 30 minutos.
2. La caracterización inicial del efluente lácteo superó todos los Valores Máximos Admisibles (VMA) de los parámetros detallados en el anexo 1 de D.S. 010-2019-VIVIENDA. El nitrógeno amoniacal fue el único parámetro que satisfizo los lineamientos de la normativa.
3. La caracterización post-tratamiento del efluente lácteo no cumplió con los Valores Máximos Admisibles en cuanto al DBO y DQO en los 3 experimentos realizados. En cuanto a los aceites y grasas, cumplió con la normativa en 2 de los 3 experimentos realizados; y en cuanto a los sólidos suspendidos, solamente en 1 de 3 pruebas realizadas. Mientras que el nitrógeno amoniacal satisfizo los lineamientos a pesar de aumentar su valor con respecto a su caracterización inicial en todos los experimentos realizados.
4. La caracterización promedio antes del tratamiento del efluente fueron: aceites y grasas (1064 mg/L), DBO (5063 mg/L), DQO (9482.7 mg/L), sólidos suspendidos totales (1877.7 mg/L) y nitrógeno amoniacal (4.2 mg/L).
5. La caracterización promedio después del tratamiento del efluente fueron: aceites y grasas (96.7 mg/L), DBO (2354 mg/L), DQO (4350.7 mg/L), sólidos suspendidos totales (558.3 mg/L) y nitrógeno amoniacal (5.8 mg/L).
6. Los porcentajes de remoción promedio obtenidos fueron: aceites y grasas (91,1%), DBO (55,3%), DQO (51,9%) y sólidos suspendidos totales (66,7%). Mientras que en el caso del nitrógeno amoniacal, este presentó un aumento promedio de 38,7%.

VI. RECOMENDACIONES

1. Medir la DBO y DQO soluble antes y después del tratamiento, ya que una alta proporción de materia orgánica soluble es un factor determinante de por qué la DBO y DQO total no se elimina con facilidad por electrocoagulación.
2. Utilizar otro indicador diferente en la turbidez para establecer los parámetros óptimos de la celda de electrocoagulación; puesto que, como se vio en las discusiones, utilizar electrodos de hierro resulta más eficaz (que el aluminio) para remover materia orgánica soluble a pesar de que la turbidez final sea más alta.
3. Trabajar con mayores tiempos de reacción e intensidad de corriente eléctrica al momento de determinar los parámetros óptimos en la celda de electrocoagulación.
4. Adicionar un mayor tiempo de sedimentación al agua tratada por electrocoagulación para garantizar un mayor porcentaje de remoción de material suspendido, o utilizar un floculante para evitar dar un tiempo de sedimentación luego de la electrocoagulación.
5. Adicionar un tratamiento biológico posterior a la electrocoagulación para remover eficientemente la DBO y la DQO, y cumplir con los Valores Máximos Admisibles.

VII. BIBLIOGRAFÍA

- Aguilar, C. & Matta, F. (2020). Diseño de un prototipo de una celda de electrocoagulación para el tratamiento de las aguas residuales e industrias lácteas: Caso Combilac (Tesis de grado, Universidad Santo Tomás). Recuperado de <https://repository.usta.edu.co/2020cristianaguilar.pdf>
- Aguilar, E. (2015). Evaluación de la eficiencia de una celda de electrocoagulación a escala laboratorio para tratamiento de agua. *Revista del Instituto de investigación de la Facultad de Minas, Metalurgia y Ciencias Geográficas*, 18 (35). Doi: 10.15381/iigeo.v18i35.11843
- Ahmad, T.; Aadil, R.M.; Ahmed, H.; Rahman, U.; Soares, B.; Souza, S.L.Q.; Pimentel, T.C.; Scudino, H.; Guimarães, J.T.; Esmerino, E.A.; Freitas, M.Q.; Almada, R.B.; Vendramel, S.M.R.; Silva, M.C. & Cruz, A.G. (2019). Treatment and utilization of dairy industrial waste: a review. *Trends in Food Science & Technology*, 88: 361-372. Doi: 10.1016/j.tifs.2019.04.003
- Akansha, J.; Nidheesh, P.V.; Gopinath, A.; Anupama, K.V. & Kumar, M.S. (2020). Treatment of dairy industry wastewater by combined aerated electrocagulation and phytoremediation process. *Chemosphere*, 253. Doi: 10.1016/j.chemosphere.2020.126652
- Apaza, H. (2018). Sistema combinado electrocoagulación-filtro biológica para la remoción de carga orgánica de los efluentes lácteos (Tesis de grado, Universidad Nacional Agraria La Molina). Recuperado de <https://repositorio.lamolina.edu.pe/apaza-aquino-hugo.pdf>
- Araújo, L.H.; de Araújo, B.C. & Boldrin, M.V. (2022). Eletrocoagulação/eletrofloculação para tratamento de águas residuárias: eletrodos não convencionais e acoplamento de técnicas. *Revisão Química Nova*, 45(4): 410-423. Doi: 10.21577/0100-4042.20170846

- Arboleda, J. & Herrera, P. (2015). Evaluación de un proceso de electrocoagulación en un reactor tipo batch para la remoción de cromo hexavalente con electrodos de aluminio-aluminio y hierro-aluminio en condiciones de laboratorio (Tesis de grado, Universidad Santo Tomás). Recuperado de <https://repository.usta.edu.co/juanarboleda.pdf>
- Asfahaa, Y.G., Tekileb, A.K. & Zewgea, F. (2021). Hybrid process of electrocoagulation and electrooxidation system for wastewater treatment: a review. *Cleaner Engineering and Technology*, 4. Doi: 10.1016/j.clet.2021.100261
- Barboza, G.I. (2011). Reducción de la carga de contaminantes de las aguas residuales de la Planta de Tratamiento de Totorá - Ayacucho empleando la técnica de electrocoagulación (Tesis de maestría, Universidad Nacional de Ingeniería). Recuperado de <https://repositorio.uni.edu.pe/handle/20.500.14076/338>
- Barnechea, A. (2004). Coagulación. En L.D. Vargas (Eds.), Tratamiento de agua para consumo humano (p. 153-220). Lima: Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente.
- Barrera-Díaz, C.E., Balderas, P. & Bilyeu, B. (2018). Electrocoagulation: Fundamentals and Prospectives. *Electrochemical Water and Wastewater Treatment*, 61-76. Doi: 10.1016/B978-0-12-813160-2.00003-1
- Boinpally, S., Kolla, A., Kainthola, J., Kodali, R., Vemuri, J. (2023). A state-of-the-art review of the electrocoagulation technology for wastewater treatment. *Water Cycle*, 4: 26-36. Doi: 10.1016/j.watcyc.2023.01.001
- Cachay, J.A. & Quipuzco, L.E. (2020). Efecto del flujo de carga durante el tratamiento por electrocoagulación en aguas residuales lácteas. *Revista del Instituto de Investigación de la Facultad de Minas, Metalurgia y Ciencias Geográficas*, 25(50): 257-264. Doi: 10.15381/iigeo.v25i50.24247
- Chacón, F.M. & Huampotupa, C.K. (2021). Electrocoagulación de aguas residuales en la industria láctea Ramírez - Anta - Compone (Tesis de grado, Universidad Nacional de San Antonio Abad de Cusco). Recuperado de https://repositorio.unsaac.edu.pe/253T20210212_TC.pdf
- Chakchouk, I., Elloumi, N., Belaid, C., Mseddi, S., Chaari, L. & Kallel, M. (2017). A combined electrocoagulation-electrooxidation treatment for dairy wastewater.

Brazilian Journal of Chemical Engineering, 34(1): 109-117. Doi: 10.1590/0104-6632.20170341S20150040

Chen, G. (2004). Electrochemical technologies in wastewater treatment. *Separation and Purification Technology*, 38(1): 11-41. Doi: 10.1016/j.seppur.2003.10.006

De Gante, Alejandra (2016). Descontaminación por electrocoagulación del líquido residual de nixtamalización (Tesis de grado, Universidad Autónoma de Puebla). Recuperado de <https://repositorioinstitucional.buap.mx/bitstreams/5cdec1ce-4073-4f16-b4ec-c1b0a87c9503/download>

De la Cruz, P., Silva, E. & Inca, J. (2017). Tratamiento de aguas residuales de la industria de curtiembre mediante el método de electrocoagulación para la reducción de la Demanda Química de Oxígeno y Cromo (Tesis de grado, Universidad Nacional del Callao). Recuperado de <http://repositorio.unac.edu.pe/Delacruz.pdf>

Díaz, F. (2008). Laboratorio de tecnologías de materiales. Cautitlán: Universidad de Cautitlán.

Dobrosz-Gómez, I., Gómez-García, M.Á. & Ibarra-Táquez, H.N. (2020). Tratamiento de aguas residuales de la industria del café soluble vía Electrocoagulación - Oxidación Anódica. *Revista EIA*, 17(34): 126-142. Doi: 10.24050/reia.v17i34.1328

Durante, Elvia (2016). Tratamiento por electrocoagulación de aguas de cianuración generadas en beneficio del oro en una zona minera del sur de Bolívar, Colombia (Tesis de grado, Universidad de Córdoba). Recuperado de: <https://repositorio.unicordoba.edu.co/server/api/core/bitstreams/6a7b071e-d115-49ab-921c-a0b3f50324f3/content>

Ezzahra, F., Zazou, H., Zazou, H., Afanga, H., Gaayda, J.E., Akbour, R.A. & Hamdani, M. (2021). Removal of Persistent Organic Pollutants (POPs) from water and wastewater by adsorption and electrocoagulation process. *Groundwater for Sustainable Development*, 13. Doi: 10.1016/j.gsd.2021.100575

García-Segura, S., Maesia, M., Vieira, J. & Martínez-Huitlea, C.A. (2017). Electrocoagulation and advanced electrocoagulation processes: a general review about the fundamentals, emerging applications and its association with other technologies. *Journal of Electroanalytical Chemistry*, 801: 267-299. Doi: 10.1016/j.jelechem.2017.07.047

- Guano, L., Zambrano, A. (2021). Caracterización del lactosuero en las microempresas productoras de lácteos en la parroquia Mulaló del cantón Latacunga provincia de Cotopaxi (Tesis de grado, Universidad Técnica de Cotopaxi). Recuperado de <https://repositorio.utc.edu.ec/bitstream/27000/10161/1/PC-002580.pdf>
- Hernández, D. (2016). Tratamiento acoplado fisicoquímico-electrocoagulación para incrementar la remoción de la materia orgánica en un agua residual de rastro municipal (Tesis de grado, Universidad Autónoma del Estado de México). Recuperado de <http://ri.uaemex.mx/handle/20.500.11799/65337>
- Humpire, F. (2017). Efecto del pH y el tiempo en la depuración de lactosuero residual por electrocoagulación (Tesis de grado, Universidad Nacional del Altiplano). Recuperado de <http://repositorio.unap.edu.pe/handle/UNAP/3908>
- Indigoyen, D. (2019). Remoción de materia orgánica de aguas residuales de la industria láctea por el método de electrocoagulación, utilizando energía eólica (Tesis doctoral, Universidad Nacional del Centro del Perú). Recuperado de https://repositorio.uncp.edu.pe/T010_20403445_D.pdf
- Martínez, F. (2007). Tratamiento de aguas residuales industriales mediante electrocoagulación y coagulación convencional (Tesis doctoral, Universidad de Castilla - La Mancha). Recuperado de <https://ruidera.uclm.es/martinez.pdf>
- Ministerio de Vivienda, Construcción y Saneamiento [VIVIENDA]. (2019). Decreto Supremo N°010-2019-Vivienda: Decreto Supremo que aprueba el Reglamento de Valores Máximos Admisibles (VMA) para las descargas de aguas residuales no domésticas en el sistema de alcantarillado sanitario. Lima: Diario Oficial El Peruano. 15 p.
- Ministerio de Vivienda, Construcción y Saneamiento [VIVIENDA]. (2021). Plan Nacional de Saneamiento 2022-2026. Lima, Perú: VIVIENDA. Recuperado de https://cdn.www.gob.pe/plan_nacional_de_saneamiento.pdf
- Monsalve, J.A. & Cardona, S. (2014). Electrocoagulación para reúso de aguas residuales del proceso de impresión en la industria papelera (Tesis de grado, Universidad Pontificia Bolivariana). Recuperado de <https://repository.upb.edu.co/electrocoagulaciDQO.pdf>

- Mousazadeha, M., Naghdalia, Z., Mousazadeha, M., Naghdali, Z., Al-Qodahc, Z. & Alizadehd, M.M. (2021). A systematic diagnosis of state of the art in the use of electrocoagulation as a sustainable technology for pollutant treatment: an updated review. *Sustainable Energy Technologies and Assessments*, 47. Doi: 10.1016/j.seta.2021.101353
- Moussa, D.T., El-Naas, M.H., Nasser, M. & Al-Marri, M.J. (2017). A comprehensive review of electrocoagulation for water treatment: Potentials and challenges. *Journal of Environmental Management*, 186(1): 24-41. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.10.032>
- Najera, D., Cadenas, J. & Villasana, L. (2023). Aplicación de Procesos Electroquímicos de Oxidación Avanzada para el tratamiento de aguas residuales de diferentes orígenes. *Jóvenes en la Ciencia*, 21, 1–9. Recuperado de <https://www.jovenesenlaciencia.ugto.mx/index.php/jovenesenlaciencia/article/view/4120>
- Nazeri, A.R., Calvin, J.J., Allene, A.L. & Verawaty, I. (2021). Emerging application of electrocoagulation for tropical peat water treatment: a review. *Chemical Engineering and Processing - Process Intensification*, 165. Doi: 10.1016/j.cep.2021.108449
- Pinilla, C.N., Vesga, M.A. & Estupiñan, R.A. (2017). Tratamiento piloto de electrocoagulación aplicado en aguas residuales derivadas de procesos con lácteos. *Revista Matices Tecnológicos*, 9: 6-9. Recuperado de <http://ojs.unisangil.edu.co/index.php/revistamaticestecnologicos/article/view/22/18>
- Quispe, K. (2015). Electrocoagulación en la remoción de mercurio de las aguas residuales en el centro poblado La Rinconada-Puno (Tesis de grado, Universidad Nacional del Altiplano). Recuperado de <http://repositorio.unap.edu.pe/handle/UNAP/2529>
- Restrepo, A.P., Arango, A. & Garcés, L.F. (2006). La electrocoagulación: retos y oportunidades en el tratamiento de aguas. *Producción más limpia*, 1(2): 58-77.
- Rodríguez, Y.J., Fuentes, M.D., Beleño, Ó.D. & Montoya, L.H. (2021). Electrocoagulación como alternativa de tratamiento de aguas residuales mixtas originadas en la industria del procesamiento de lácteos y cárnicos. *Tecnura*, 25(67): 26-39. Doi: 10.14483/22487638.15769

- Rojas, D.A. & Tierradentro, E. (2018). Evaluación técnico-financiera del método de electrocoagulación para tratamiento de agua asociada a procesos petroleros (Tesis de grado, Fundación Universidad de América). Recuperado de <https://repository.uamerica.edu.co/2018-2-IP.pdf>
- Ruiz, P.S. (2017). Prototipo de una celda de electrocoagulación abastecida con energía fotovoltaica para tratamiento de aguas residuales en la industria minera (Tesis de grado, Corporación Universitaria Minuto de Dios). Recuperado de https://repository.uniminuto.edu/RuizBelloPablo_2017.pdf
- Servicio de Agua Potable y Alcantarillado de Lima [SEDAPAL]. (2021). El 51% de las descargas industriales y comerciales incumple los Valores Máximos Admisibles (sitio web). Recuperado de <https://www.gob.pe/institucion/sedapal>
- Silva, G., Santos, R.C. & Marques, J.A. (2015). The efficiency of electrocoagulation using aluminum electrodes in treating wastewater from a dairy industry. *Ciência Rural* Santa Maria, 45(9): 1713-1719. Doi: 10.1590/0103-8478cr20141172
- Slavov, A.K. (2017). General characteristics and treatment possibilities of dairy wastewater - A review. *Food Technol Biotechnol*, 55(1): 14-28. Doi: 10.17113/ftb.55.01.17.4520
- Superintendencia Nacional de Servicios de Saneamiento del Perú [SUNASS]. (2015). Diagnóstico de las plantas de tratamiento de aguas residuales en el ámbito de operación de las entidades prestadoras de servicios de saneamiento (1° ed.). Lima, Perú: SUNASS-PROAGUA.
- Velásquez, D.J. (2017). Aplicación del método de electrocoagulación al efluente de la Planta Piloto de Leche La Molina (Tesis de grado, Universidad Nacional Agraria La Molina). Recuperado de <https://repositorio.lamolina.edu.pe/velasquez.pdf>
- Westres, S.A. (2013). Diseño de un sistema de tratamiento de aguas residuales procedentes de una planta productora de sulfatos mediante el proceso electroquímico de electrocoagulación (Tesis de grado, Universidad Nacional de Ingeniería). Recuperado de <https://repositorio.uni.edu.pe/handle/20.500.14076/2318>

VIII. ANEXOS

Anexo 1: RESULTADOS DEL LABORATORIO ACREDITADO



INFORME DE ENSAYO	184827
--------------------------	---------------

N° Reporte	184827
Matriz	Agua Residual
Fecha de Muestreo	-
Inicio Análisis	24/02/2023
Fin Análisis	09/03/2023

Muestra 1:	
Descripción del Punto de Muestreo	Muestra enviada por el cliente (24/02/2023)
Coordenadas UTM (Sistema WGS 84)	-
Coordenadas Geográficas	-

RESULTADOS DE ENSAYO:

NORMA	PARÁMETRO	SÍMBOLO	UNIDADES	LDM	LCM	VALOR	U(±)
SMEWW APHA-AWWA-WEF 5520 B, 2017	Aceites y Grasas	AyG	mg/L	2	10	820	44
SMEWW APHA-AWWA-WEF 5210 B, 2017	Demanda Bioquímica de Oxígeno	DBO	mg/L	0.6	2	3438	160
SMEWW APHA-AWWA-WEF 5220 D, 2017	Demanda Química de Oxígeno	DQO	mg/L	30	100	5754	244
SMEWW APHA-AWWA-WEF 4500-NH3 B, F, 2017	Nitrógeno Amoniacal	NH ₃ -N	mg/L	0.025	0.048	5.875	0.257
SMEWW APHA-AWWA-WEF 2540 D, 2017	Sólidos Suspendedos Totales	SST	mg/L	5	17	1233	19

Muestra 2:	
Descripción del Punto de Muestreo	Muestra enviada por el cliente (24/02/2023)
Coordenadas UTM (Sistema WGS 84)	-
Coordenadas Geográficas	-

RESULTADOS DE ENSAYO:

NORMA	PARÁMETRO	SÍMBOLO	UNIDADES	LDM	LCM	VALOR	U(±)
SMEWW APHA-AWWA-WEF 5520 B, 2017	Aceites y Grasas	AyG	mg/L	2	10	88	8
SMEWW APHA-AWWA-WEF 5210 B, 2017	Demanda Bioquímica de Oxígeno	DBO	mg/L	0.6	2	1166	63
SMEWW APHA-AWWA-WEF 5220 D, 2017	Demanda Química de Oxígeno	DQO	mg/L	30	100	3117	149
SMEWW APHA-AWWA-WEF 4500-NH3 B, F, 2017	Nitrógeno Amoniacal	NH ₃ -N	mg/L	0.025	0.048	7.250	0.303
SMEWW APHA-AWWA-WEF 2540 D, 2017	Sólidos Suspendedos Totales	SST	mg/L	5	17	733	15

Donde:

LCM: Límite de Cuantificación del Método

LDM: Límite de Detección del Método

ND: No Detectable

U (±): Incertidumbre del ensayo al 95% de nivel de confianza

(*): Ensayo no Acreditado

EDUARDO GUSHIKEN Y.
CIP LIMA N° 138366
GERENT TECNICO

(*ESTE ENSAYO SE ENCUENTRA EXCLUIDO DEL ALCANCE DEL INACAL-DA

INFORME DE ENSAYO 184827

Muestra 3:	
Descripción del Punto de Muestreo	Muestra enviada por el cliente (28/02/2023)
Coordenadas UTM (Sistema WGS 84)	-
Coordenadas Geográficas	-

RESULTADOS DE ENSAYO:

NORMA	PARÁMETRO	SÍMBOLO	UNIDADES	LDM	LCM	VALOR	U(±)
SMEWW APHA-AWWA-WEF 5520 B, 2017	Aceites y Grasas	AyG	mg/L	2	10	1383	66
SMEWW APHA-AWWA-WEF 5210 B, 2017	Demanda Bioquímica de Oxígeno	DBO	mg/L	0.6	2	5554	242
SMEWW APHA-AWWA-WEF 5220 D, 2017	Demanda Química de Oxígeno	DQO	mg/L	30	100	8219	325
SMEWW APHA-AWWA-WEF 4500-NH3 B, F, 2017	Nitrógeno Amoniacal	NH ₃ -N	mg/L	0.025	0.048	3.400	0.169
SMEWW APHA-AWWA-WEF 2540 D, 2017	Sólidos Suspendedos Totales	SST	mg/L	5	17	2425	26

Muestra 4:	
Descripción del Punto de Muestreo	Muestra enviada por el cliente (28/02/2023)
Coordenadas UTM (Sistema WGS 84)	-
Coordenadas Geográficas	-

RESULTADOS DE ENSAYO:

NORMA	PARÁMETRO	SÍMBOLO	UNIDADES	LDM	LCM	VALOR	U(±)
SMEWW APHA-AWWA-WEF 5520 B, 2017	Aceites y Grasas	AyG	mg/L	2	10	153	12
SMEWW APHA-AWWA-WEF 5210 B, 2017	Demanda Bioquímica de Oxígeno	DBO	mg/L	0.6	2	2645	127
SMEWW APHA-AWWA-WEF 5220 D, 2017	Demanda Química de Oxígeno	DQO	mg/L	30	100	4100	185
SMEWW APHA-AWWA-WEF 4500-NH3 B, F, 2017	Nitrógeno Amoniacal	NH ₃ -N	mg/L	0.025	0.048	4.450	0.208
SMEWW APHA-AWWA-WEF 2540 D, 2017	Sólidos Suspendedos Totales	SST	mg/L	5	17	763	15



EDUARDO GUSHIKEN Y.
CIP LIMA N° 138366

GERENTE TECNICO

INFORME DE ENSAYO 184827

Muestra 5:	
Descripción del Punto de Muestreo	Muestra enviada por el cliente (03/03/2023)
Coordenadas UTM (Sistema WGS 84)	-
Coordenadas Geográficas	-

RESULTADOS DE ENSAYO:

NORMA	PARÁMETRO	SÍMBOLO	UNIDADES	LDM	LCM	VALOR	U(±)
SMEWW APHA-AWWA-WEF 5520 B, 2017	Aceites y Grasas	AyG	mg/L	2	10	989	51
SMEWW APHA-AWWA-WEF 5210 B, 2017	Demanda Bioquímica de Oxígeno	DBO	mg/L	0.6	2	6197	267
SMEWW APHA-AWWA-WEF 5220 D, 2017	Demanda Química de Oxígeno	DQO	mg/L	30	100	14475	512
SMEWW APHA-AWWA-WEF 4500-NH3 B, F, 2017	Nitrógeno Amoniacal	NH ₃ -N	mg/L	0.025	0.048	3.425	0.169
SMEWW APHA-AWWA-WEF 2540 D, 2017	Sólidos Suspendedos Totales	SST	mg/L	5	17	1975	23

Muestra 6:	
Descripción del Punto de Muestreo	Muestra enviada por el cliente (03/03/2023)
Coordenadas UTM (Sistema WGS 84)	-
Coordenadas Geográficas	-

RESULTADOS DE ENSAYO:

NORMA	PARÁMETRO	SÍMBOLO	UNIDADES	LDM	LCM	VALOR	U(±)
SMEWW APHA-AWWA-WEF 5520 B, 2017	Aceites y Grasas	AyG	mg/L	2	10	49	5
SMEWW APHA-AWWA-WEF 5210 B, 2017	Demanda Bioquímica de Oxígeno	DBO	mg/L	0.6	2	3251	152
SMEWW APHA-AWWA-WEF 5220 D, 2017	Demanda Química de Oxígeno	DQO	mg/L	30	100	5835	246
SMEWW APHA-AWWA-WEF 4500-NH3 B, F, 2017	Nitrógeno Amoniacal	NH ₃ -N	mg/L	0.025	0.048	5.538	0.246
SMEWW APHA-AWWA-WEF 2540 D, 2017	Sólidos Suspendedos Totales	SST	mg/L	5	17	179	7