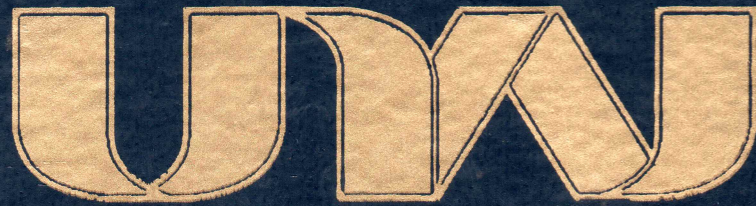




UNIVERSIDAD NACIONAL DE JULIACA

**FACULTAD DE CIENCIAS DE LA INGENIERÍA
ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL Y
FORESTAL**



**“TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES
PROCEDENTES DEL DISTRITO DE CRUCERO MEDIANTE LA
TECNOLOGÍA DE ELECTROCOAGULACIÓN”**

Bach. Herber Meldon Lopez Salcca

**TESIS PARA OPTAR EL TÍTULO DE INGENIERO AMBIENTAL Y
FORESTAL**

Asesor: M. Sc. Hugo Apaza quino



Juliaca, 2025



UNIVERSIDAD NACIONAL DE JULIACA
FACULTAD DE CIENCIAS DE LA INGENIERÍA
ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL Y
FORESTAL



**“TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES
PROCEDENTES DEL DISTRITO DE CRUCERO MEDIANTE LA
TECNOLOGÍA DE ELECTROCOAGULACIÓN”**

Bach. Herber Meldon Lopez Salcca

**TESIS PARA OPTAR EL TÍTULO DE INGENIERO AMBIENTAL Y
FORESTAL**

Asesor: M. Sc. Hugo Apaza quino



Juliaca, 2025

**UNIVERSIDAD NACIONAL DE JULIACA
FACULTAD DE CIENCIAS DE LA INGENIERÍA
ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL Y
FORESTAL**



**“TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES
PROCEDENTES DEL DISTRITO DE CRUCERO MEDIANTE LA
TECNOLOGÍA DE ELECTROCOAGULACIÓN”**

Bach. Herber Meldon Lopez Salcca

**TESIS PARA OPTAR EL TÍTULO DE INGENIERO AMBIENTAL
Y FORESTAL**

Asesor: M. Sc. Hugo Apaza Aquino

Juliaca, 2025

FICHA CATALOGRÁFICA

Lopez, H. (2025). *Tratamiento de aguas residuales municipales procedentes del distrito de Crucero mediante la tecnología de electrocoagulación.*

(Tesis de pregrado). Universidad Nacional de Juliaca.

Autor: Herber Meldon Lopez Salcca

Título: Tratamiento de aguas residuales municipales procedentes del distrito de Crucero mediante la tecnología de electrocoagulación.

Publicación: Juliaca, 2025

Descripción: Cantidad de páginas (158 páginas)

Nota: Tesis - Escuela profesional de Ingeniería Ambiental y Forestal - Universidad Nacional de Juliaca

Código: 01-000063-01/L88

Nota: Incluye bibliografía

Asesor: M.Sc. Hugo Apaza Aquino

Palabras clave: Aguas residuales, electrocoagulación, intensidad de corriente, Crucero, calidad de agua.

UNIVERSIDAD NACIONAL DE JULIACA
FACULTAD DE CIENCIAS DE LA INGENIERIA
ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL Y
FORESTAL

**“TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES PROCEDENTES DEL
DISTRITO DE CRUCERO MEDIANTE LA TECNOLOGÍA DE
ELECTROCOAGULACIÓN”**

TESIS PARA OPTAR EL TÍTULO DE INGENIERO AMBIENTAL Y FORESTAL

Presentada por:

Bach. Herber Meldon Lopez Salcca

Sustentada y aprobada ante el siguiente jurado:

Dr. Alejandro Félix Taquire Arroyo
PRESIDENTE



M.Sc. Jael Calla Calla
JURADO (secretario)



2° MIEMBRO

M.Sc. Ebed David Paredes Rodríguez
JURADO (Vocal)



3° MIEMBRO



ASESOR DE TESIS
M.sc. Hugo Apaza Aquino

Lopez Salcca Herber Meldon

TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES PROCEDENTES DEL DISTRITO DE CRUCERO MEDIANTE LA TE...

 Universidad Nacional de Juliaca

Detalles del documento

Identificador de la entrega

trn:oid:::3117:577952833

158 páginas

Fecha de entrega

13 abr 2026, 8:45 a.m. GMT-5

36.038 palabras

Fecha de descarga

13 abr 2026, 8:58 a.m. GMT-5

204.092 caracteres

Nombre del archivo

BORRADOR DE TESIS PARA EMPASTAR 222.pdf

Tamaño del archivo

5.6 MB






12% Similitud general

El total combinado de todas las coincidencias, incluidas las fuentes superpuestas, para ca...

Filtrado desde el informe


- Bibliografía
- Texto citado
- Texto mencionado
- Coincidencias menores (menos de 10 palabras)

Fuentes principales

- 10%  Fuentes de Internet
- 2%  Publicaciones
- 6%  Trabajos entregados (trabajos del estudiante)

Marcas de integridad

N.º de alerta de integridad para revisión

-  **Caracteres reemplazados**
59 caracteres sospechosos en N.º de páginas
Las letras son intercambiadas por caracteres similares de otro alfabeto.

Los algoritmos de nuestro sistema analizan un documento en profundidad para buscar inconsistencias que permitirían distinguirlo de una entrega normal. Si advertimos algo extraño, lo marcamos como una alerta para que pueda revisarlo.

Una marca de alerta no es necesariamente un indicador de problemas. Sin embargo, recomendamos que preste atención y la revise.



DEDICATORIA

A Dios, quien me brinda sabiduría y fortaleza, por guiarme e iluminar cada etapa de mi desarrollo académico y personal.

A mis amados padres, Ignacio y Flora, a mis hermanos Franklin y Alex por su amor incondicional, su ejemplo de perseverancia y los innumerables sacrificios que hicieron para que hoy culmine esta etapa. Cada página de esta tesis lleva el eco de sus palabras de aliento.

AGRADECIMIENTO

Agradezco a la Universidad Nacional de Juliaca y a la Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental y Forestal por su invaluable apoyo en mi desarrollo académico y profesional.

Expreso mi más sincero agradecimiento al M.Sc. Hugo Apaza Aquino, asesor de esta tesis, por la generosidad de su tiempo, su rigurosa orientación académica y el apoyo constante que me brindó en cada etapa de esta investigación.

A cada uno de los integrantes del jurado. Dr. Alejandro Félix Taquire Arroyo, M.Sc. Jael Calla Calla, M.Sc. Ebed David Paredes Rodríguez, por sus valiosas sugerencias y aportes brindados, que han sido fundamentales para mejorar mi trabajo de investigación.

Al personal de los laboratorios generales, Ing. Eduardo Herberth Ortiz Estrada y Lic. Howard Héctor Arcana Guerra, por la atención en el proceso de experimentación.

Herber Meldon Lopez Salcca

ÍNDICE GENERAL

DEDICATORIA	i
AGRADECIMIENTO	ii
ÍNDICE GENERAL.....	iii
INDICE DE TABLAS	viii
INDICE DE FIGURAS	x
ÍNDICE DE ANEXOS	xii
ABREVIATURAS	xiii
RESUMEN	16
ABSTRACT	17
INTRODUCCIÓN	18

CAPÍTULO I

PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

1.1. Planteamiento del problema.....	20
1.2. Formulación del problema	22
1.2.1. Problema general	22
1.2.2. Problemas específicos	22
1.3. Objetivos de la investigación	22
1.3.1. Objetivo general.....	22
1.3.2. Objetivos específicos	22
1.4. Justificación de la investigación.....	22
1.4.1. Justificación social	22

1.4.2.	Justificación ambiental.....	23
1.4.3.	Justificación económica	23
1.4.4.	Justificación tecnológica	24

CAPÍTULO II

REVISIÓN DE LITERATURA

2.1.	Antecedentes de la investigación	25
2.1.1.	Antecedentes internacionales	25
2.1.2.	Antecedentes nacionales	26
2.1.3.	Antecedentes locales.....	30
2.2.	Marco conceptual	31
2.2.1.	Contaminación de aguas residuales	31
2.3.	Tratamiento de aguas residuales.....	33
2.4.	Clasificación del tratamiento de aguas residuales.....	33
2.5.	Tratamiento de aguas residuales municipales.....	34
2.6.	Métodos de tratamiento de aguas residuales municipales	34
2.6.1.	Métodos convencionales	34
2.6.2.	Métodos avanzados.....	35
2.6.3.	Electroquímico.....	36
2.6.4.	Electrodeposición.....	36
2.6.5.	Electroflotación.....	36
2.6.6.	Electrooxidación.....	36
2.7.	Electrocoagulación	37
2.7.1.	Ánodo.....	38
2.7.2.	Cátodo	38
2.7.3.	Electrocoagulación utilizada como método de tratamiento de aguas residuales. ...	39
2.7.4.	Fases de la electrocoagulación.	40
2.7.5.	Mecanismos de la electrocoagulación.....	40
2.7.6.	Reacciones presentes en el proceso de electrocoagulación.....	42
2.7.7.	Factores que afectan el proceso de electrocoagulación.....	42

2.8.	Reactores de electrocoagulación.	44
2.8.1.	Reactor tipo batch	44
2.8.2.	Reactor filtro presión	46
2.8.3.	Reactor de celdas de cátodo rotativas.	46
2.8.4.	Reactor de lecho fluidizado	47
2.8.5.	Reactor de conexión electrónica.....	48
2.8.6.	Reactor cilíndrico.....	48
2.9.	Electrocoagulación vs tratamiento químico.....	49
2.10.	Reacciones en el aluminio.....	50
2.11.	Electrodos en electrocoagulación: aluminio vs. acero inoxidable	50
2.12.	Cómo funciona el sistema con aluminio y acero inoxidable	51
2.13.	Etapas del proceso	51
2.14.	Ventajas y desventajas de electrocoagulación.....	52
2.14.1.	Ventajas	52
2.14.2.	Desventajas.....	52
2.15.	Distrito Crucero	53
2.15.1.	Límites.....	54
2.15.2.	Vías de acceso	54
2.15.3.	Clima.....	54
2.15.4.	Actividades económicas.....	54
2.16.	Normativa nacional.....	55
2.16.1.	Límite máximo permisible	55

CAPÍTULO III

MATERIALES Y METODOS

3.1.	Ámbito de estudio	56
3.2.	Ubicación de puntos de muestreo.....	56
3.3.	Población y muestra de la investigación.....	57

3.3.1.	Población.....	57
3.3.2.	Muestra.....	57
3.4.	Muestreo	57
3.5.	Equipos, materiales y reactivos.....	59
3.5.1.	Equipos.....	59
3.5.2.	Reactivos e insumos.....	59
3.5.3.	Materiales de vidrio	59
3.6.	Hipótesis de la investigación.....	60
3.6.1.	Hipótesis general.....	60
3.6.2.	Hipótesis específicas	60
3.7.	Procedimiento metodológico	60
3.7.1.	primera etapa: Evaluación de un prototipo de celda de electrocoagulación	60
3.7.2.	Segunda etapa: procedimiento metodológico para el análisis de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos.	65
3.7.3.	Tercera etapa: Procedimiento de electrocoagulación y Análisis de parámetros fisicoquímicos y microbiológicos después del tratamiento.	70
3.8.	Diseño de investigación (fase de gabinete).....	71
3.8.1.	Estadística	74

CAPÍTULO IV

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1.	Caracterización de análisis fisicoquímica y microbiológica del efluente.....	75
4.2.	Ensayo a pH = 7 (a condiciones iniciales del efluente).....	76
4.3.	Ensayo a pH = 8 (Básico)	77
4.4.	Ensayo a pH = 6 (Ácido)	79
4.5.	Resultados en el trabajo de investigación.....	80
4.5.1.	Experimentos para determinar los porcentajes de remoción de contaminantes	80
4.6.	Resultados mediante el software de Minitad	108

4.6.1.	Resumen del diseño	108
4.6.2.	Análisis de taguchi.....	108
4.6.3.	Análisis de Taguchi: SST vs. (Intensidad, pH, tiempo y distancia).....	110
4.6.4.	Análisis de Taguchi: DQO vs. (Intensidad, pH, tiempo, distancia).....	112
4.6.5.	Análisis de Taguchi: DBO ₅ vs. (Intensidad, pH, tiempo y distancia).	114
4.6.6.	Análisis de Taguchi: CTT vs. (Intensidad, pH, tiempo y distancia	117
4.6.7.	Análisis de Taguchi: Aceites y grasas vs. (Intensidad, pH, tiempo y distancia).	119
4.7.	Análisis de ANOVA.....	121

CAPÍTULO V

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

5.1.	Conclusiones	126
5.2.	Recomendaciones	127

REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS	128
---	------------

ANEXOS	136
---------------------	------------

INDICE DE TABLAS

Tabla 1. <i>Contaminantes clave en el proceso de depuración de aguas residuales.</i>	31
Tabla 2. <i>Procesos unitarios clasificados según la etapa del tratamiento.</i>	33
Tabla 3. <i>Aluminio vs. Acero inoxidable.</i>	50
Tabla 4. <i>Se muestra límites máximos permisibles para los efluentes de PTAR.</i>	55
Tabla 5. <i>Punto de muestreo de aguas residuales municipales.</i>	56
Tabla 6. <i>Dimensiones de trabajo con su respectivo nivel de la variable independiente.</i>	72
Tabla 7. <i>Matriz de experimento aplicando del diseño de Taguchi.</i>	73
Tabla 8. <i>Parámetros fisicoquímicos y orgánicos del efluente antes de tratar.</i>	75
Tabla 9. <i>Condiciones iniciales de la muestra a pH = 7.</i>	76
Tabla 10. <i>Condiciones iniciales de la muestra pH = 8.</i>	78
Tabla 11. <i>Condiciones iniciales de la muestra a pH = 6.</i>	79
Tabla 12. <i>Caracterización del efluente tratado en los tres experimentos realizados a pH = 7</i> ...	80
Tabla 13. <i>Caracterización del efluente tratado para los tres experimentos a pH = 7.</i>	87
Tabla 14. <i>Caracterización del efluente tratado en los tres experimentos realizados a pH = 6.</i> ...	90
Tabla 15. <i>Caracterización del efluente tratado para los tres experimentos a pH = 6.</i>	96
Tabla 16. <i>Caracterización del efluente tratado en los tres experimentos realizados a pH = 8.</i> ...	99
Tabla 17. <i>Caracterización del efluente tratado para los tres experimentos a pH = 8.</i>	105
Tabla 18. <i>Tabla de las medias de los parámetros de SST, DQO, DBO5, CTT y AyG.</i>	108
Tabla 19. <i>Tabla de respuesta para medias del parámetro de SST con las 4 variables.</i>	110
Tabla 20. <i>Clasificación Final de Factores.</i>	110
Tabla 21. <i>Tabla de respuesta para medias del parámetro de la DQO con las 4 variables.</i>	112
Tabla 22. <i>Clasificación Final de Factores según su Impacto.</i>	112
Tabla 23. <i>Tabla de respuesta para medias del parámetro DBO5 con las 4 variables.</i>	114
Tabla 24. <i>Clasificación Final de Factores según su Impacto.</i>	115
Tabla 25. <i>Tabla de respuesta para medias del parámetro de CTT con las 4 variables.</i>	117
Tabla 26. <i>Clasificación Final de Factores según su Impacto.</i>	117
Tabla 27. <i>Tabla de respuesta para medias del parámetro de A y G con las 4 variables.</i>	119
Tabla 28. <i>Clasificación Final de Factores según su Impacto.</i>	119
Tabla 29. <i>ANOVA. SST respecto a la intensidad de corriente, pH, tiempo y distancia.</i>	121
Tabla 30. <i>ANOVA. DQO respecto a la intensidad de corriente, pH, tiempo y distancia.</i>	122

Tabla 31. <i>ANOVA. DBO₅ respecto a la intensidad de corriente, pH, tiempo y distancia.</i>	<i>123</i>
Tabla 32. <i>ANOVA. A y G respecto a la intensidad de corriente, pH, tiempo y distancia.</i>	<i>124</i>

INDICE DE FIGURAS

Figura 1. <i>Modelo de una celda de electrocoagulación, reactor batch</i>	37
Figura 2. <i>Áreas funcionales dentro de una celda de electrocoagulación</i>	39
Figura 3. <i>Esquema de celda de electrocoagulación</i>	42
Figura 4. <i>Reactores de electrocoagulación de tipo por lotes</i>	45
Figura 5. <i>Esquema de un reactor Filtro Presión</i>	46
Figura 6. <i>Reactor de electrodo cilíndrico rotativo</i>	47
Figura 7. <i>Reactor de celdas de cátodo rotativo</i>	47
Figura 8. <i>Esquema de un reactor de lecho fluidizado</i>	48
Figura 9. <i>Unidad de electrocoagulación cilíndrica con electrodos en forma de varillas</i>	49
Figura 10. <i>Unidad de EC y EF para el tratamiento de aguas residuales</i>	49
Figura 11. <i>Ubicación del distrito de Crucero</i>	53
Figura 12. <i>Ubicación PTAR Crucero</i>	56
Figura 13. <i>Muestreo de aguas residuales municipales</i>	58
Figura 14. <i>Muestra de aguas residuales municipales</i>	59
Figura 15. <i>Celda de electrocoagulación</i>	61
Figura 16. <i>Medidas de la celda de electrocoagulación</i>	62
Figura 17. <i>Distribución de los Ánodos y cátodos en la Celda</i>	63
Figura 18. <i>Electros de aluminio y acero inoxidable</i>	63
Figura 19. <i>Fuente de Poder de 0-12 amperios y 0-32 voltios</i>	64
Figura 20. <i>Equipo de Electrocoagulación</i>	65
Figura 21. <i>Ensayos de electrocoagulación</i>	70
Figura 22. <i>Diagrama de diseño de investigación</i>	71
Figura 23. <i>Barras comparativas experimentos vs LMP para A y G</i>	82
Figura 24. <i>Barras comparativas experimentos vs LMP para CTT</i>	83
Figura 25. <i>Barras comparativas experimentos vs LMP para DQO</i>	84
Figura 26. <i>Barras comparativas experimentos vs LMP para DBO₅</i>	85
Figura 27. <i>Barras comparativas experimentos vs LMP para T °</i>	85
Figura 28. <i>Barras comparativas experimentos vs LMP para SST</i>	86
Figura 29. <i>Efluente tratado de los parámetros de DQO, SST, DBO₅ y A y G a pH = 7</i>	87
Figura 30. <i>% de remoción de los parámetros de DQO, DBO₅, SST, CTT y A y G a pH = 7</i>	87±

Figura 31. <i>Efluente tratado del parámetro de CTT a pH = 7</i>	88
Figura 32. <i>Barras comparativas experimentos vs LMP para A y G</i>	91
Figura 33. <i>Barras comparativas experimentos vs LMP para CTT</i>	92
Figura 34. <i>Barras comparativas experimentos vs LMP para DQO</i>	93
Figura 35. <i>Barras comparativas experimentos vs LMP para DBO₅</i>	93
Figura 36. <i>Barras comparativas experimentos vs LMP para T °</i>	94
Figura 37. <i>Barras comparativas experimentos vs LMP para SST</i>	95
Figura 38. <i>Efluente tratado de los parámetros de DQO, SST, DBO₅ y A y G a pH =6</i>	96
Figura 39. <i>% de remoción de los parámetros de DQO, DBO₅, SST, CTT y A y G a pH = 6</i>	96
Figura 40. <i>Efluente tratado del parámetro de CTT a pH = 6</i>	97
Figura 41. <i>Barras comparativas experimentos vs LMP para A y G</i>	100
Figura 42. <i>Barras comparativas experimentos vs LMP para CTT</i>	101
Figura 43. <i>Barras comparativas experimentos vs LMP para DQO</i>	102
Figura 44. <i>Barras comparativas experimentos vs LMP para DBO₅</i>	103
Figura 45. <i>Barras comparativas experimentos vs LMP para T °</i>	103
Figura 46. <i>Barras comparativas experimentos vs LMP para SST</i>	104
Figura 47. <i>Efluente tratado de los parámetros de DQO, SST, DBO₅ y A y G a pH = 6</i>	105
Figura 48. <i>% de remoción de los parámetros de DQO, DBO₅, SST, CTT y A y G a pH = 6</i>	105
Figura 49. <i>Efluente tratado del parámetro de CTT a pH = 6</i>	106
Figura 50. <i>Análisis de efectos principales de las variables del proceso</i>	109
Figura 51. <i>Gráfica de efectos principales para las medias de la variable para SST</i>	111
Figura 52. <i>Gráfica de efectos principales para las medias de la variable para DQO</i>	113
Figura 53. <i>Gráfica de efectos principales para las medias de la variable para DBO₅</i>	116
Figura 54. <i>Gráfica de efectos principales para las medias de la variable para CTT</i>	118
Figura 55. <i>Gráfica de efectos principales para las medias de la variable A y G</i>	120

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo I. <i>Punto de muestreo de agua residual municipal.</i>	137
Anexo II. <i>Determinación de Demanda Biológica de Oxígeno.</i>	138
Anexo III. <i>Determinación de Demanda Química de Oxígeno.</i>	140
Anexo IV. <i>Determinación de Sólidos Suspendidos Totales.</i>	142
Anexo V. <i>Determinación de Aceites y Grasas.</i>	144
Anexo VI. <i>Determinación de Coliformes Termotolerantes.</i>	146
Anexo VII. <i>Grafica de residuos para SST (ml/L).</i>	149
Anexo VIII. <i>Grafica de residuos para DQO (mg/L).</i>	149
Anexo IX. <i>Grafica de residuos para DBO5 (mg/L).</i>	150
Anexo X. <i>Grafica de residuos para A y G (mg/L).</i>	150
Anexo XI. <i>Resultado de conteo de tubos realizado.</i>	151
Anexo XII. <i>Resultados de la caracterización para CTT.</i>	151
ANEXO XIII. <i>Resultados de la caracterización para SST.</i>	152
Anexo XIV. <i>Resultados de la caracterización para DQO.</i>	152
Anexo XV. <i>Resultados de la caracterización para DBO5.</i>	153
Anexo XVI. <i>Resultados de la caracterización para Ay G.</i>	153
Anexo XVII. <i>Análisis de parámetros físicoquímicos y microbiológicos en laboratorios CERPER.</i>	154

ABREVIATURAS

CTT	: Coliformes termo tolerantes
DBO5	: Demanda biológica de oxígeno a 5 días
IC	: Intensidad de corriente
DQO	: Demanda química de oxígeno
SST	: Sólidos suspendidos totales
A y G	: Aceites y grasas
EC	: Electrocoagulación
ECA	: Estándar de calidad ambiental
EF	: Electroflotación
EO	: Electrooxidación
ER	: Electroremediación
MINAM	: Ministerio del Ambiente
NMP	: Número más probable
NTU	: Unidades nefelométricas de turbidez
pH	: Potencial hidrógeno (0 – 14)
PTAR	: Planta de Tratamiento de Aguas Residuales
SUNASS	: Superintendencia Nacional de Servicios de Saneamiento
T	: Temperatura, °C
MVCS	: Ministerio de vivienda, construcción y saneamiento
UNAJ	: Universidad nacional de Juliaca
LMP	: Límites máximo permisible
ECA	: Electrocoagulación de corriente alterna
PAC	: carbón activado en polvo
HRT	: Tiempo de retención hidráulica
SRT	: tiempo de retención celular
MLSS	: Sólidos suspendidos en el licor mezclado
PAC	: Policloruro de aluminio
OMS	: Organización Mundial de la Salud
FAO	: Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura

CAPEX	: Gasto de Capital o Inversión de Capital
OPEX	: Gasto Operacional o Costo de Operación
PNUMA	: Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente
UV-LED	: Diodo Emisor de Luz Ultravioleta
MBR	: Biorreactor de membrana
AnMBR	: Biorreactor Anaerobio de Membrana
UASB	: Reactor Anaerobio de Manto de Lodos de Flujo Ascendente
DAF	: Flotación por aire disuelto

RESUMEN

Las aguas residuales de origen municipal, debido a la presencia de materia orgánica, nutrientes, sólidos en suspensión y microorganismos patógenos, constituyen una amenaza significativa para la salud pública y para los ecosistemas acuáticos. La carencia de plantas de tratamiento eficientes en el distrito de Crucero ocasiona descargas directas hacia el río, provocando eutrofización, proliferación de enfermedades e impactos ambientales y sociales significativos. El objetivo de la investigación fue realizar el tratamiento de aguas residuales municipales procedentes del distrito de Crucero mediante la tecnología de electrocoagulación. Las muestras fueron recolectadas conforme a la Resolución Ministerial N.º 273-2013 del MVCS, obteniéndose cinco muestras en distintos días y horarios en el punto de descarga hacia el río Crucero. Posteriormente, estas fueron trasladadas a los laboratorios generales de la Universidad Nacional de Juliaca, sede capilla, donde se aplicó el tratamiento y se realizaron los análisis fisicoquímicos y microbiológicos antes y después del proceso. Para el experimento se utilizó un prototipo de celda de electrocoagulación con capacidad de 3.9 L, con medidas de (15 × 20 × 20 cm), con electrodos de aluminio y acero inoxidable. El tratamiento se desarrolló bajo diferentes condiciones de pH, tiempo, distancia entre electrodos e intensidad de corriente, aplicando un diseño factorial 3⁴ reducido a 9 ensayos por triplicado mediante el método Taguchi. Los resultados mostraron una alta eficiencia en la remoción de contaminantes: 78,25 % en DQO, 80,24 % en DBO₅, 88,52 % en SST, 100 % en coliformes termotolerantes y 84,07 % en aceites y grasas, bajo condiciones óptimas de operación pH 6–7, distancias entre electrodos de 10–20 mm, intensidad de corriente de 20–30 A y tiempos de 15–35 minutos).

Palabras clave: Aguas residuales, electrocoagulación, intensidad de corriente, Crucero, calidad de agua.

ABSTRACT

Municipal wastewater, containing organic matter, nutrients, suspended solids, and pathogens, represents a critical risk to public health and aquatic ecosystems. The lack of efficient treatment plants in the Crucero district results in direct discharges into the river, causing eutrophication, disease proliferation, and significant environmental and social impacts. The objective of the research was to treat municipal wastewater from the Crucero district using electrocoagulation technology. The samples were collected in accordance with Ministerial Resolution No. 273-2013 of the MVCS (Ministry of Science and Technology). Five samples were obtained on different days and times at the discharge point into the Crucero River. These samples were subsequently transferred to the general laboratories of the National University of Juliaca, Chapel campus, where the treatment was applied and physicochemical and microbiological analyses were performed before and after the process. For the experiment, a prototype electrocoagulation cell with a capacity of 3.9 L, measuring (15 × 20 × 20 cm), with aluminum and stainless steel electrodes was used. The treatment was developed under different conditions of pH, time, distance between electrodes and current intensity, applying a factorial design ($3^4 = 81$) reduced to 9 triplicate tests using the Taguchi method. The results showed a high efficiency in the removal of contaminants: 78.25% in COD, 80.24% in BOD₅, 88.52% in TSS, 100% in thermotolerant coliforms and 84.07% in oils and fats, under optimal operating conditions (pH 6–7, distances between electrodes of 10–20 mm, current intensity of 20–30 A and times of 15–35 minutes).

Keywords: Wastewater, electrocoagulation, current intensity, Cruise ship, water quali

INTRODUCCIÓN

La calidad del agua es esencial no solo para la salud pública, sino también para la preservación del medio ambiente (Ewdin y Pereda, 2020). El distrito de Crucero, como muchas otras regiones urbanas y semiurbanas, enfrenta problemas relacionados con el tratamiento y la gestión de sus aguas residuales municipales (Rivas y Rojas, 2020). Las tecnologías convencionales de tratamiento de aguas, aunque efectivas en muchos casos, pueden presentar limitaciones en términos de eficiencia, costo y sostenibilidad (Ayuque y Esteban, 2021).

La gestión de las aguas residuales municipales se ha sustentado tradicionalmente en tecnologías convencionales, sedimentación primaria, procesos biológicos de lodos activados o filtros percoladores y desinfección capaces de remover hasta un 90 % de la materia orgánica y sólidos suspendidos (Leiva, 2024; Tapara, 2022). En la actualidad, el tratamiento de aguas residuales municipales se enfoca en el uso de tecnologías innovadoras de alto rendimiento (Patel et al., 2025), que incluyen procesos de oxidación avanzada, como la fotocatalisis heterogénea con dióxido de titanio dopado y luz UV-LED para la degradación de contaminantes persistentes (Quinteros y Arroyo, 2024); biorreactores de membrana (MBR) con nanofibras y recubrimientos antifouling que permiten obtener efluentes aptos para reúso (Tapara, 2022); sistemas integrados de electrocoagulación y electrooxidación con electrodos de última generación, como el diamante dopado con boro, para la remoción de sólidos, metales y materia orgánica (Mamani, 2024); tratamientos anaerobios de alta eficiencia (AnMBR, UASB) que producen biogás y facilitan la recuperación de nutrientes (Gonzales, 2024); fotobiorreactores con microalgas para la eliminación de nutrientes y obtención de biomasa de valor comercial; humedales artificiales avanzados equipados con monitoreo IoT y plantas optimizadas para depuración (Patel et al., 2025; Quinteros y Arroyo, 2024); tratamiento con plasma frío, que garantiza desinfección sin generar subproductos nocivos; y biofactorías que permiten la recuperación integral de agua, energía y nutrientes, consolidando un modelo sostenible alineado con la economía circular y las necesidades ambientales y urbanas actuales (Gonzales, 2024; Mantari y Maravi, 2020).

La electrocoagulación (EC) surge como una alternativa promisoriosa debido a su eficacia para remover contaminantes diversos (color, turbidez, materia orgánica, microorganismos patógenos y metales pesados) (Jauregui y Melo, 2020). A diferencia de los procesos químicos tradicionales, la EC ofrece múltiples ventajas: formación de lodos menos voluminosos y más fáciles de deshidratar, ausencia de reactivos externos, operación compacta y potencial para un control automatizado

sencillo, (Leiva, 2024), características que la vuelven especialmente apta para distritos de mediana escala como Crucero, donde las limitaciones de infraestructura y el elevado costo de insumos químicos dificultan la aplicación de métodos clásicos de coagulación-floculación (Mamani, 2021). El presente trabajo de investigación tiene como objetivo realizar el tratamiento de aguas residuales municipales procedentes del distrito de Crucero mediante la tecnología de electrocoagulación. Para ello, se analizará el efecto de las principales variables de diseño y operación sobre la remoción de DBO, DQO, turbidez, sólidos suspendidos y coliformes termotolerantes, así como la producción y caracterización del lodo resultante (Aviles y Portilla, 2021; Leiva, 2024). Los resultados permitirán comparar la eficiencia del proceso con los límites establecidos por la normativa peruana y ofrecer lineamientos para la implementación de sistemas a escala real en entornos rurales altoandinos(Mamani, 2024). De esta manera, la investigación contribuirá al desarrollo de estrategias de saneamiento sostenibles, acordes con los objetivos de desarrollo sostenible (Tapara, 2022), promoviendo la protección de los recursos hídricos y la salud de la población de Crucero y de cuenca Ramis.

CAPÍTULO I

PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

1.1. Planteamiento del problema

La mayoría de las actividades humanas que utilizan agua generan aguas servidas. A medida que crece la demanda global de agua, el volumen de aguas residuales generadas y su nivel de contaminación se encuentran en constante aumento en todo el mundo (Ankoliya et al., 2022). La gran mayoría de estas aguas son descargadas en diversos cuerpos de agua, en los suelos a cielo abierto o en el subsuelo, a través de los llamados pozos sépticos y lixiviados de rellenos sanitarios (Ayuque y Esteban, 2021).

En términos generales, las naciones con altos ingresos logran tratar aproximadamente el 70% de las aguas residuales municipales que producen. Este promedio cae a un 38% en los países de ingresos medios altos y a un 28% en los países de ingresos medios bajos (Kadier et al., 2022). En los países de bajos ingresos, sólo el 8% recibe tratamiento. Estas estimaciones sustentan la aproximación que se cita comúnmente que, en el mundo, más del 80% de las aguas residuales son vertidas sin tratamiento alguno (Ankoliya et al., 2022).

En el Perú, la SUNASS recopila datos sobre el estado de las plantas de tratamiento de aguas residuales donde se obtuvieron un total de 202 plantas de tratamiento de las cuales 171 están operativas y 31 están inoperativas (Sunnas, 2022). Así, la descarga de aguas residuales sin ningún tipo de tratamiento adecuado a los cuerpos de agua, donde generan efectos negativos en el medio ambiente, llegando a ser irreversibles, provocando la vulnerabilidad en la salud de las personas que se dedican a la pesca, la agricultura y la ganadería (Ríos, 2022) Las enfermedades diarreicas, como el rotavirus, el cólera y la fiebre tifoidea, son el principal problema de salud relacionado con la contaminación de las aguas residuales municipales, causando 1.6 millones de muertes en 2017 (Lao y Aguilar, 2019). Entre los síntomas se presentan deshidratación y desnutrición intensas, además de afectaciones en el crecimiento y el desarrollo cognitivo de los niños. El resultado puede ser complicaciones de salud de por vida y consecuencias dañinas para comunidades enteras (Macedo y Zavala, 2020).

En la región Puno existen dificultades para el tratamiento biológico de las aguas residuales municipales, por las condiciones ambientales que esta presenta (las bajas temperaturas y otros factores predominantes de la región) (Zhang et al., 2022). Por esa razón se plantea la electrocoagulación como una alternativa tecnológica innovadora y eficiente para el tratamiento

de aguas residuales municipales debido a su capacidad de remover de manera simultánea sólidos suspendidos, materia orgánica, grasas, aceites, metales pesados y patógenos, mediante la generación in situ de coagulantes a partir de electrodos metálicos (Gonzales, 2024; Mamani, 2024). A diferencia de los métodos convencionales, este proceso no requiere el uso de grandes volúmenes de reactivos químicos, lo que reduce la producción de lodos químicos y los costos asociados a su manejo y disposición final (Ccente, 2023). Además, la electrocoagulación puede adaptarse a diferentes escalas, desde plantas descentralizadas en pequeñas comunidades hasta sistemas complementarios en plantas de mayor capacidad, y permite su integración con energías renovables, optimizando su sostenibilidad (Rivas y Rojas, 2020). En el contexto del problema identificado, caracterizado por la ineficiencia de las plantas de tratamiento convencionales, altos niveles de contaminantes y limitaciones presupuestales, la electrocoagulación ofrece una solución técnica viable, ambientalmente responsable y económicamente competitiva, alineada con los principios de la economía circular y el cumplimiento de los estándares de calidad de efluentes exigidos por la normativa vigente (Canales et al., 2021; Gonzales, 2024).

El distrito de Crucero cuenta con una planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR), obra que se encuentra concluida e inaugurada por la anterior gestión municipal y a la fecha está en proceso de prueba para luego entrar en funcionamiento (PNUMA, 2019), en la actualidad la PTAR no se encuentra en operación por la infraestructura sub-dimensionada, un clima que inhibe los procesos biológicos, lodos nunca extraídos y una operación sin monitoreo ni inversión. Esa suma de factores explica por qué el sistema aparece oficialmente con estado “Operación no satisfactoria” (Choque, 2025). De esta forma se siga vertiendo aguas residuales en forma continua y permanente al cuerpo receptor (río Crucero), ocasionando la contaminación del recurso hídrico (Ewdin y Pereda, 2020), esto genera la desaparición de biodiversidad y los ecosistemas acuáticos, sumado a ello la contaminación de suelos y el incremento del riesgo de la salud por la proliferación de malos olores producto de la degradación natural de la materia orgánica (Rios, 2022). Teniendo en cuenta la descripción actual de las aguas residuales municipales del distrito de Crucero, por ello se propone como una solución pertinente aplicar el la tecnología de electrocoagulación como tratamiento para los efluentes, lo cual es una tecnología de muy poca aplicada en región Puno y tiene un menor costo (Cuba, 2020), que tiene como ventajas no usa coagulantes como el sulfato de aluminio, ferroso o férrico, así como polímeros sintéticos los cuales encarecen los costos del tratamiento. Es por ello que su utilización en el tratamiento de

agua se hace necesaria e imprescindible teniendo en cuenta las realidades socio económicas de nuestro país (Ayuque y Esteban, 2021).

1.2. Formulación del problema

1.2.1. Problema general

- ¿Cómo será el tratamiento de aguas residuales municipales procedentes del distrito de Crucero mediante la tecnología de electrocoagulación?

1.2.2. Problemas específicos

- ¿Los factores de intensidad de corriente, pH, tiempo y distancia de electrodo influirán en el proceso de la electrocoagulación en el tratamiento de las aguas residuales municipales procedentes del distrito de Crucero?
- ¿Cuáles serán las características fisicoquímicas y microbiológicas de las aguas residuales de Crucero tras haber sido tratadas con la electrocoagulación?

1.3. Objetivos de la investigación

1.3.1. Objetivo general

- Realizar el tratamiento de aguas residuales municipales procedentes del distrito de Crucero mediante la tecnología de electrocoagulación.

1.3.2. Objetivos específicos

- Evaluar el prototipo de celda de electrocoagulación en el tratamiento de las aguas residuales procedentes del distrito de Crucero, en función a los factores de intensidad de corriente, pH, tiempo y distancia entre electrodos.
- Caracterizar fisicoquímica y microbiológicamente las muestras de agua residual procedentes del distrito de Crucero antes y después de los tratamientos, así mismo evaluará el tiempo óptimo de la electrocoagulación.

1.4. Justificación de la investigación

1.4.1. Justificación social

La población del distrito de Crucero se ve afectada por la contaminación causada por los efluentes de aguas residuales municipales (Macedo y Zavala, 2020), estos efluentes contienen elevadas concentraciones de grasas y contenido orgánico. Se espera que con el proceso de electrocoagulación se obtengan buenos rendimientos en la disminución de la concentración

de grasas del efluente en estudio, entonces dicho efluente tendría las características fisicoquímicas adecuadas para ser vertidas al sistema de alcantarillado (Rivas y Rojas, 2020).

1.4.2. Justificación ambiental

El efluente de aguas residuales municipales se caracteriza por realizar modificaciones físicas, químicas y microbiológicas significativas como resultado de las actividades domésticas, comerciales e institucionales (Gonzales, 2024). Físicamente, presentan un aumento de sólidos suspendidos y sedimentables, mayor turbidez, variaciones de temperatura y cambios de coloración por la presencia de materia orgánica y partículas diversas (Rivas y Rojas, 2020). Químicamente, se observa un incremento de la materia orgánica biodegradable (DBO₅ y DQO), grasas y aceites, nutrientes como nitrógeno y fósforo, compuestos sintéticos (detergentes, pesticidas, fármacos) y variaciones de pH asociadas al uso de productos alcalinos o ácidos (Ankoliya et al., 2022). Alterando los niveles y concentraciones normales de diferentes componentes químicos naturales del agua y de la misma forma agregando nuevas y extrañas sustancias que pueden representar un peligro para los organismos de ecosistemas acuáticos, razón por la cual se dice que genera contaminación (Nidheesh et al., 2022). En esta investigación se usará el método de electrocoagulación, esta es una tecnología limpia debido a que no requiere uso de productos químicos ni biológicos (Trompette, 2022), la cual se basa en la desestabilización de las partículas coloidales producto del paso de cargas eléctricas, permitiendo su aglomeración y precipitación. De esta manera aporta con el cumplimiento sostenible del medio ambiente y con las normativas ambientales vigentes (Hernandez, 2011).

1.4.3. Justificación económica

Esta investigación propone el tratamiento de aguas residuales municipales con la tecnología de electrocoagulación como una alternativa emergente en la recuperación de aguas residuales (Ankoliya et al., 2022), ya que otras tecnologías convencionales de tratamiento, como la ósmosis inversa, la filtración de alta presión y la precipitación química, implican elevados costos de inversión y operación (CAPEX/OPEX) (Effendi et al., 2025), producen residuos secundarios, membranas agotadas, lodos químicos y requieren instalaciones de gran complejidad. En contraste, la electrocoagulación aplicada en este trabajo constituye una alternativa de bajo costo, genera mínimos subproductos y puede alimentarse con fuentes de energía renovable, lo que reduce tanto la huella de carbono como la dependencia de infraestructura sofisticada (Caracusma y Hurtado, 2023; Shahedi et al., 2025). No solo por ser

una energía eficiente y limpia, sino también por ser económicamente accesible. La remoción de contaminantes se consigue mediante la coagulación química combinada con principios eléctricos para la producción de iones de alta valencia en celdas electrolíticas (Gong et al., 2022). Se utiliza fuerzas electroquímicas y reemplaza el sulfato de aluminio y sales de hierro por electrodos de aluminio y hierro de alta pureza que son más estables, fáciles de manipular, almacenar y pueden ser obtenidos por menor costo (Biswas y Goel, 2022).

1.4.4. Justificación tecnológica

El proceso de electrocoagulación permite la remoción de una alta cantidad de contaminantes en una sola operación, situación que convierte a esta tecnología en una opción económica y ambiental para el tratamiento de los efluentes de aguas residuales municipales (Kadier et al., 2022). El capital y los costos de operación son mucho menores comparativamente con un tratamiento por métodos convencionales, incluso se puede llegar a recuperar los costos de capital en menos de un año (Dobrosz-Gómez et al., 2020). Estos costos dependen del volumen a tratar, de la naturaleza del agua residual, de los contaminantes a ser removidos y de la localidad en la que se desea realizar el tratamiento (Adou et al., 2022).

CAPÍTULO II

REVISIÓN DE LITERATURA

2.1. Antecedentes de la investigación

2.1.1. Antecedentes internacionales

Canales et al. (2021), evaluaron un método modificado de electrocoagulación biológica integrada para tratar aguas residuales municipales (AM) para el riego, estudiando efecto de varios parámetros como el voltaje aplicado (22, 26 y 30 V), el caudal de entrada (1, 3 y 5) y el pH inicial (pH 3, 5, 7, 7,4 y 9). Donde se observó como resultado que el pH 7,4 y 26 V proporcionan la máxima eficiencia de eliminación de contaminantes a un caudal de 1 Lh-1, un papel positivo para mejorar la degradación de contaminantes después de la unidad de electrocoagulación hasta un 4% de NH₃-N, 9,3% de DBO, y 7,8% de DQO, el uso del SF mejoró la eliminación de turbidez hasta un 42,6%.

Dong et al. (2022), evaluaron los efectos de electrodos en el tratamiento de aguas residuales municipales, donde influye la distancia entre los electrodos, la relación de trabajo, la frecuencia actual y el pH inicial sobre la eficiencia de eliminación. Obtuvieron como resultados la remoción de (DBO Y DQO) alcanzó el 93,5 % cuando la distancia entre los electrodos de Fe-Al fue de 20 mm, la relación de trabajo del 40 %, la frecuencia de 400 Hz, el pH inicial de 4 y el tiempo de operación de 30 min, es un método eficaz para tratar aguas residuales municipales de la demanda química de oxígeno (DQO Y DQO).

Patel et al. (2022), realizaron el uso de electrodos de cobre para el tratamiento de aguas residuales municipales en términos de demanda química de oxígeno (DQO) mediante la aplicación del método de electrocoagulación, donde el proceso electrocoagulación se llevó a cabo en modo por lotes con un área efectiva de electrodo de 0,0112 m², intensidad de corriente suministrada (IC) de 44,64 A/m² - 223,21 A/m², distancia entre electrodos de 0,5–2,5 cm, dosis de electrolito (NaCl) (ED) de 0.5–2.5 g/L. donde se obtuvo como resultado la eliminación máxima de DQO del 73 % logrando en condiciones optimizadas pH: 7, IC: 89,28 A/m², EG: 1,5 cm y ED: 1,5 g/L.

Ebba et al. (2022), evaluaron la eliminación de la demanda química de oxígeno, nitrógeno amoniacal, nitrógeno nítrico, turbidez, fosfato-fósforo, nitrito-nitrógeno y *Escherichia coli*, donde el proceso de electrocoagulación elimina eficazmente todos los contaminantes, pero no

el nitrógeno amoniacal. Donde de obtuvo como resultado, la demanda química de oxígeno, turbidez, fosfato-fósforo, nitrógeno-nitrato, nitrógeno-nitrito y *Escherichia coli* fueron de 90,2%, 96%, 88,2%, 73,6% y 97,9%, respectivamente. En cuanto a electrooxidación fueron: 95,4% (demanda química de oxígeno), 89,4% (amonio-nitrógeno) y 99,99% (*Escherichia coli*) a 100 A m- 25 mm de distancia entre electrodos y 30 minutos de funcionamiento. Donde el proceso EC es un proceso eficaz.

Shokri y Fard (2022), se evaluó el uso de electrodos de cobre para el tratamiento de aguas residuales domésticas, en términos de demanda química de oxígeno (DQO) mediante la aplicación del método de electrocoagulación (EC), el área efectiva de electrodo de 0,0112 m², una intensidad de corriente suministrada (IC) de 44,64 A/m² - 223,21 A/m², una separación entre electrodos es de 0,5 a 2,5 cm y una dosis de electrolito (NaCl) de 0,5 a 2,5 g/l. logrando grandes resultados como la eliminación máxima de (DQO) a 73 % donde las condiciones óptimas fueron de, pH: 7, CI: 89,28 A/m², EG: 1,5 cm y ED: 1,5 g/L.

Yáñez et al. (2025), se evaluó una secuencia de ozonólisis, electrocoagulación y electrooxidación aplicada a aguas residuales de lavado textil, obteniéndose reducciones de DQO del 54,7 %, COT del 74,5 % y SST del 96,8 %, con pH final neutro (7,71). Los valores alcanzados cumplen la NOM-001-SEMARNAT-2021 para descargas en cuerpos de agua superficiales de México y se alinean con los límites de la FAO/OMS para riego, la Directiva Marco del Agua de la Unión Europea y la normativa iraní de reúso agrícola. Estos resultados demuestran la viabilidad de combinar procesos avanzados de oxidación y electroquímicos para lograr la depuración de efluentes textiles y su potencial reutilización, aportando un referente relevante para el diseño de sistemas de tratamiento sostenibles en el sector.

2.1.2. Antecedentes nacionales

Acuña y Pujaco (2019), El análisis de reducción de DQO se realizó en aguas residuales domésticas de la planta de tratamiento EBAR N° 085 ubicada en la Zona II de la ciudad de Lurina. Para ello, se determinaron las condiciones óptimas de funcionamiento de la celda de electrocoagulación variando el pH, la intensidad de la corriente y el tiempo de reacción. Este proceso resultó en una reducción del 63,3%. Este valor se logró a un pH ácido de 5,60, una corriente de 5,0 amperios y un tiempo de tratamiento de 42 minutos, correspondiente al límite

máximo permisible especificado en el Decreto Supremo N° 003-2010-MINAM vigente en el Perú.

Cuba (2020), realizó una metodología de electrocoagulación teniendo en cuenta cuatro elementos: intensidad, tiempo, distancia y pH, cada uno con tres niveles distintos, Para mejorar el procedimiento de electrocoagulación considerando estos factores, se elaboraron los experimentos empleando el método de Taguchi. logrando resultados ideales para eliminar los parámetros fisicoquímicos con una intensidad de 5 amperios, un periodo de 15 minutos, una separación de 2 centímetros y un pH de 7.5, logrando una reducción del 99.02% en turbidez, el 90.83% en la Demanda Química de Oxígeno y el 95.93% en Sólidos Totales Suspendidos.

Ayuque y Esteban (2021), realizaron un estudio sobre la remoción de contaminantes en aguas residuales urbanas, utilizando un proceso de electrocoagulación asistida por paneles fotovoltaicos en condiciones de laboratorio, utilizando un volumen de 1,8 litros de agua residual en el que se incorporaron electrodos de aluminio y hierro, separados por una distancia de 1 cm, logrando un área de contacto de 0,08253 m² entre los electrodos y la muestra. Obtuvieron la remoción de 86,33% para la DBO5, 78,89% para la DQO, 92,94% para la turbidez, 96,32% para aceites y grasas, 50,44% para la conductividad eléctrica, 52,91% para los sólidos totales, 88,62% para los sólidos suspendidos, así como un notable 99,92% para los coliformes totales y 99,98% para *Escherichia coli*.

Rivas y Roja (2020), analizaron la eficacia del método de electrocoagulación en relación con la calidad de las aguas residuales del Sistema PTAR en el Distrito de San José, Lambayeque, se realizó un seguimiento continuo de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos en los laboratorios de EPSEL, los variables fueron temperatura, el pH, la turbidez, la conductividad, los sólidos sedimentables, la demanda química de oxígeno (DQO), la demanda bioquímica de oxígeno (DBO5), los aceites y grasas, y los coliformes termotolerantes. se observó como resultado que el pH aumentó hasta 9.16, la turbidez alcanzó 2.10 NTU, la DQO llegó a 121.35 mg/l, la conductividad fue de 1033 µS/cm, la DBO5 se situó en 80.9 mg/l y, 30 días después de la aplicación, los coliformes termotolerantes se redujeron a 0 NMP.

Lao y Aguilar (2019), evaluaron la eliminación de turbiedad en el agua residual doméstica, utilizando una muestra de 19.25 litros de agua residual del distrito de Tarapoto, donde se

emplearon instrumentos como la cadena de custodia, registros de campo y guías de observación para evaluar los procesos de coagulación química y electrocoagulación. Obteniendo la remoción de contaminantes, utilizando una intensidad de corriente de 24V, tiempo de 20 minutos, mostraron una mayor eficiencia en comparación con el sistema de coagulación química, se determinó el porcentaje de eliminación de turbiedad mediante ambos métodos, obteniendo un 97% con electrocoagulación y un 92% con coagulación química.

Ccente (2023), se evaluó la eficacia de la electrocoagulación para remover materia orgánica de aguas residuales. El estudio ensayó tres densidades de corriente (2 A, 5 A y 9 A) en tres campañas de monitoreo, registrando temperatura, coliformes termotolerantes, sólidos suspendidos totales (SST) y demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅). Bajo las condiciones óptimas se alcanzaron valores residuales de DBO₅ de 60,61 mg L⁻¹, temperatura de 10,10 °C, 400 UFC 100 ml⁻¹ de coliformes termotolerantes y 71,90 mg L⁻¹ de SST, evidenciando que la electrocoagulación proporcionó una remoción orgánica significativa y mejoras simultáneas en los principales parámetros de calidad del efluente.

Niera (2024), se diseñó y evaluó un prototipo de electrocoagulación para tratar efluentes de una industria láctea, buscando cumplir los valores máximos admisibles de la normativa peruana. Mediante ensayos factoriales se identificaron las condiciones óptimas de operación: corriente de 7 A, 30 min de tiempo de reacción y electrodos de aluminio-aluminio, seleccionadas por su mayor reducción de turbidez. Con estos parámetros, y tras tres réplicas para compensar la heterogeneidad del efluente, se lograron remociones promedio de 55,3 % en DBO, 51,9 % en DQO, 66,7 % en sólidos suspendidos totales y 91,1 % en aceites y grasas; en contraste, el nitrógeno amoniacal mostró un incremento medio de 38,7 %. Los resultados confirman la efectividad de la electrocoagulación para los contaminantes orgánicos y sólidos en efluentes lácteos, aunque resaltan la necesidad de un paso complementario para el control de nitrógeno.

Leiva (2024), se evaluó experimentalmente la electrocoagulación en aguas residuales domésticas del distrito de Ahuac. Se aplicó un diseño factorial 3² con 27 ensayos, tiempos de 30-40 min e intensidades de 3-4A. La celda acrílica incorporó electrodos de hierro y aluminio. Las concentraciones iniciales superaban los LMP: DQO 317,38 mg L⁻¹ y DBO₅ 220,20 mg L⁻¹. El tratamiento óptimo (40 min, 4 A) eliminó 69,54 % de DQO y 70,80 % de DBO₅. Los valores

finales descendieron a 96,70 mg L⁻¹ (DQO) y 64,31 mg L⁻¹ (DBO₅). Ambos parámetros quedaron dentro de los límites peruanos (200 y 100 mg L⁻¹). El estudio confirma la electrocoagulación como alternativa eficiente y viable para efluentes municipales andinos.

Chuquimbalqui-Marina et al. (2025), se evaluó la electrocoagulación para depurar aguas mieles de café en Moyobamba (2024). El diseño factorial completo abarcó nueve combinaciones de corriente (1,0–4,0 A), tiempo (15–45 min) y electrodos (Al/Fe). Se construyó un reactor piloto y se efectuaron seis muestreos semanales consecutivos. El punto óptimo fue 4,0 A de corriente y 45 min de residencia con electrodos de aluminio. Con dichas condiciones se alcanzaron remociones de 93,99 % en DBO₅, 87,78 % en DQO y 96,82 % en SST. Los valores finales cumplieron simultáneamente los Límites Máximos Permisibles y los Estándares de Calidad Ambiental. El aluminio superó al hierro en eficiencia de remoción de carga orgánica. El estudio confirma la viabilidad técnica de la electrocoagulación como alternativa para efluentes agrícolas del café en contextos rurales de crecimiento agroindustrial.

Reyes (2022), se diseñó y validó un prototipo de electrocoagulación para efluentes lácteos conforme a los VMA peruanos. El diseño experimental evaluó corriente, tiempo y material de electrodo. Las condiciones óptimas fueron 7 A, 30 min y electrodos Al–Al. Se realizaron tres repeticiones para compensar la heterogeneidad del residuo. Bajo dichos parámetros se removió 55,3 % de DBO y 51,9 % de DQO. La reducción de SST alcanzó 66,7 %, mientras que aceites y grasas bajaron 91,1 %. El nitrógeno amoniacal aumentó 38,7 %, indicando la necesidad de un tratamiento posterior. La electrocoagulación optimizada se confirma como alternativa viable para efluentes lácteos, aunque requiere pulido adicional para nutrientes.

Gonzales (2024), se evaluó un sistema electrocoagulación-flotación para depurar aguas residuales municipales. La metodología de superficie de respuesta investigó corriente (1–3 A), pH (5–9) y tiempo (20–60 min). El influente presentaba ~532 mg L⁻¹ de DQO y 1,1 × 10⁵ NMP 100 ml⁻¹ de coliformes totales/termotolerantes. Las condiciones óptimas fueron 3 A, pH 5 y 60 min de tratamiento. La DQO descendió a 103 mg L⁻¹, logrando una remoción de 80,6 %. Los coliformes totales y termotolerantes se redujeron ~99 % hasta 1,15 × 10³ NMP 100 ml⁻¹. El efluente tratado cumplió los límites nacionales para vertimientos municipales. La interacción controlada de corriente, pH y tiempo demostró ser una alternativa electroquímica compacta y

eficiente. El proceso puede complementar o sustituir etapas convencionales en municipios con limitaciones de infraestructura.

Araujo et al. (2021), se evaluó un tratamiento secuencial de coagulación química con policloruro de aluminio (PAC) seguido de electrocoagulación para depurar su efluente altamente cargado. En un reactor acrílico equipado con seis electrodos de acero inoxidable (10×10 cm, separación de 1 cm) se realizaron nueve corridas factoriales, optimizándose 261,4 ppm de PAC y 25 min de agitación, junto con 12 V y 30 min de reacción electroquímica. El influente inicial presentaba DQO = $8\,050 \text{ mg L}^{-1}$, DBO₅ = $3\,565 \text{ mg L}^{-1}$ y TSS = $1\,260 \text{ mg L}^{-1}$; bajo las condiciones óptimas se alcanzaron remociones de 78,5 % (DQO), 79,0 % (DBO₅) y 51,3 % (TSS), reduciendo los valores a 296 mg L^{-1} , 134 mg L^{-1} y 41 mg L^{-1} respectivamente. Estos resultados permiten cumplir los límites del D.S. N.º 010-2019-VIVIENDA, demostrando que la combinación coagulación–electrocoagulación constituye una alternativa tecnológica eficiente y adaptable para la gestión de aguas residuales de industrias cárnicas con altas cargas orgánicas y sólidas.

2.1.3. Antecedentes locales

Choque (2019), diseñó y construyó una celda de electrocoagulación para el tratamiento de 1000 ml de agua, la cual cuenta con cinco electrodos de aluminio dispuestos en tres placas conectadas al ánodo y dos al cátodo, manteniendo una separación de 20 mm entre ellos, se observó un aumento en los valores de pH, conductividad eléctrica y concentración de cloruros, mientras que las muestras analizadas mostraron una disminución en los niveles de dureza, alcalinidad, sulfatos, calcio, magnesio y mercurio. Alcanzando resultados sobresalientes del 97.00% (M-1) y 94.93% (M-2) a una densidad de corriente de 6.61 mA/cm^2 , utilizando una solución de NaCl a 3 g/L y un tiempo de tratamiento de 30 minutos.

Rios (2022), diseñó y construyó un reactor de electrocoagulación tipo batch a escala de laboratorio, con una capacidad de tratamiento de 12 litros y dimensiones internas de 50 cm de largo, 15 cm de ancho y 20 cm de alto emplearon placas de acero inoxidable conectadas a una fuente de alimentación con regulador de voltaje. Obteniendo la máxima remoción de turbidez, demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) y la demanda química de oxígeno (DQO) se registraron en $74.6 \pm 185.5 \text{ mg/l}$, valores que exceden los límites establecidos por la normativa de calidad

del agua (ECA), se alcanzó una remoción del 52% de la materia orgánica, la electrocoagulación se comprobó como un proceso eficaz para la eliminación de contaminantes

2.2.Marco conceptual

2.2.1. Contaminación de aguas residuales

a) Aguas residuales

Las aguas residuales son aquellas que han sido alteradas por acciones humanas y han dejado de conservar sus características iniciales. Por ello, requieren un tratamiento adecuado antes de ser reutilizadas, vertidas en cuerpos de agua naturales o incorporadas al sistema de alcantarillado. Según su procedencia, pueden agruparse en diversas categorías (Rivas y Rojas, 2020).

b) Aguas residuales municipales

Son aquellas aguas residuales domésticas que pueden estar mezcladas con aguas de drenaje pluvial o con aguas residuales de origen industrial previamente tratadas, para ser admitidas en los sistemas de alcantarillado de tipo combinado (Rios, 2022).

c) Contaminantes de importancia en el agua residuales

El agua residual contiene muchos contaminantes, para su determinación existen métodos de análisis cuantitativos, así como análisis cualitativos para conocer las características físicas y biológicas (Ayuque, 2019). Se puede apreciar en la tabla 1.

Tabla 1.

Contaminantes clave en el proceso de depuración de aguas residuales.

Contaminantes	Razón de la importancia
Sólidos en Suspensión	Los sólidos en suspensión pueden favorecer la formación de depósitos de lodo y generar ambientes anaeróbicos al verter agua residual sin tratamiento en un entorno acuático.
Materia orgánica Biodegradable	La materia orgánica que se puede descomponer, que está formada principalmente por grasas animales, carbohidratos y proteínas, se suele medir mediante la DBO, que es la demanda bioquímica de oxígeno, y la DQO, que es la demanda química de oxígeno.

Patógeno	Las enfermedades infecciosas pueden propagarse mediante los patógenos presentes en las aguas residuales
Nutrientes	Estos elementos son cruciales para el desarrollo, pero al ser vertidos en cuerpos de agua, pueden promover el crecimiento descontrolado de especies no deseadas. Además, su acumulación en el suelo en grandes cantidades puede resultar en la contaminación de las aguas subterráneas.
Contaminantes prioritarios	Se refiere a sustancias, que pueden ser orgánicas o inorgánicas, que se agrupan según su capacidad de causar cáncer, mutaciones, malformaciones o su toxicidad aguda, ya sea confirmada o considerada. Muchos de estos compuestos están presentes en las aguas residuales.
Materia orgánica refractaria	Este tipo de materia orgánica tiende a ser difícil de tratar con métodos tradicionales. Algunos ejemplos notables de esto son los pesticidas agrícolas, los fenoles y los agentes tensoactivos
Metales pesados	Con frecuencia, durante determinadas actividades comerciales e industriales se introducen metales pesados en el agua residual, por lo que es necesario separar si se desea reutilizar dicha agua.
Sólidos inorgánicos disueltos	Los elementos inorgánicos, entre los que se encuentran el calcio, el sodio y los sulfatos, se añaden al agua potable debido a su uso, lo que podría necesitar que sean eliminados si se desea reutilizar las aguas residuales.

Fuente: (Rivas y Rojas, 2020)

2.3.Tratamiento de aguas residuales

Actualmente existen muchas variedades y tipos de tratamiento de aguas residuales, cada uno de estos se podría decir que es aplicable de acuerdo con las características físico química y biológicas del efluente a tratar, no es lo mismo un efluente doméstico que un efluente industrial, los dos presentan muchas diferencias en su composición por lo tanto la elección del tipo de tratamiento a realizar se determina de acuerdo a sus características físicas, químicas y biológicas del efluente a tratar (Ayuque, 2019; Roque, 2016).

Las aguas residuales de origen doméstico suelen tratarse mediante procesos biológicos, dado que la materia orgánica que contienen es altamente biodegradable y permite que las bacterias, fundamentales en estos procesos, la degraden eficazmente. No obstante, la elección del método de tratamiento puede variar según la calidad de agua que se pretenda obtener, así como de la evaluación económica y la viabilidad del proyecto. (Ewdin y Pereda, 2020).

2.4.Clasificación del tratamiento de aguas residuales

Para la reducción de la contaminación de aguas residuales existen procesos físicos, químicos y biológicos, estos de acuerdo con las necesidades del efluente, se pueden utilizar de forma individual o combinados, a continuación, haremos una explicación de cada uno de ellos (Macedo y Zavala, 2020).

Tabla 2.

Procesos unitarios clasificados según la etapa del tratamiento.

Tipo de tratamiento	Operaciones o procesos unitarios
Preliminares	Técnicas mecánicas y físicas: trituración, desgastado, separación por filtración, separación por flotación, eliminación por gravedad, utilización de un tanque Imhoff, filtración mediante membranas, eliminación de aceites y grasas, así como tamizado en sus formas gruesa, fina y micro; también se utilizan la sedimentación primaria y el tamizado.
Primarios	además, se aplican tamizado y sedimentación primaria.
Secundarios	Técnicas biológicas y de sedimentación secundaria: sistemas de lodos activados, reactores de lecho fijo, lagunas de tratamiento, procesos de sedimentación secundaria y métodos de deshidratación.

Terciarios	Procesos químicos y avanzados: coagulación química, floculación, sedimentación con posterior filtración mediante carbón activado, procesos de intercambio iónico, ósmosis inversa y técnicas de electrocoagulación.
------------	---

Fuente: Rivas y Rojas, (2020)

2.5.Tratamiento de aguas residuales municipales

Para poder explicar el concepto y metodología de los diferentes tratamientos de aguas residuales Municipales es necesario entender algunos conceptos básicos como, los tipos de tratamientos (pretratamiento, primario, secundario y terciario) Todas las aguas residuales vertidas desde locales utilizados para efectuar cualquier actividad domésticas, que no sean aguas residuales industrial ni aguas de escorrentía pluvial (Aviles y Portilla, 2021).

2.6.Métodos de tratamiento de aguas residuales municipales

Se considera según los componentes que estas aguas podrían tener las aguas residuales en DQO, SST, (A y G), fosfatos y otros elementos traza basado en un análisis de laboratorio.

2.6.1. Métodos convencionales

a) Lodos activados

En el ámbito de la investigación en ingeniería sanitaria, el proceso de lodos activados se define como un sistema biológico aerobio de crecimiento en suspensión en el que una comunidad microbiana heterótrofa y autótrofa principalmente bacterias floculadas y protozoarios se mantiene en un licor mixto (MLSS) dentro de un reactor continuo completamente mezclado o por lotes (Ccente, 2023; Leiva, 2024). La biomasa es recirculada tras la separación sólido-líquido en un sedimentador secundario, de modo que el tiempo de retención celular (SRT) se controla independientemente del tiempo de retención hidráulica (HRT), optimizando la cinética de degradación de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y, cuando se incorpora la configuración adecuada, de nitrógeno y fósforo (Long et al. 2025).

b) Filtros percoladores

En investigación en ingeniería sanitaria, un filtro percolador se concibe como un reactor biológico aerobio de biomasa fija en el que el efluente parcialmente clarificado se distribuye de manera intermitente o continua sobre un lecho empacado altamente permeable (piedra, escoria, plástico de alta superficie específica) (Sandoval et al. 2024; Verma y Kumar, 2025). Al percolar

por gravedad, el agua forma una lámina delgada que oxigena por contacto con el aire intersticial, mientras un biofilm microbiano (bacterias heterótrofas, nitrificantes, hongos y protozoarios) adhiere y crece sobre el soporte. La conversión de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y, bajo condiciones apropiadas, la nitrificación, se produce dentro de este biofilm; las biopelículas sobrantes se desprenden y se retiran aguas abajo en un sedimentador secundario (Mantari y Maravi, 2020; Patel et al. 2025).

2.6.2. Métodos avanzados

a) Filtración por membrana

Proceso de separación física impulsado por gradiente de presión en el que una membrana semipermeable retiene partículas, coloides y macromoléculas mientras permite el paso de agua y solutos de menor tamaño. Abarca microfiltración (MF, 0,1–1 μm), ultrafiltración (UF, 0,01–0,1 μm) y nanofiltración (NF, 0,001–0,01 μm) (Leiva, 2024).

b) Osmosis inversa

Tecnología de membrana de alta presión (1,5–6,0 MPa) donde el flujo de agua se invierte frente al gradiente osmótico, permitiendo la remoción de sales, nutrientes y microcontaminantes emergentes (farmacéuticos, PFAS)(Silva et al. 2022).

c) Oxidación avanzada

Conjunto de procesos que generan radicales hidroxilos ($\bullet\text{OH}$) y otras especies reactivas de oxígeno capaces de mineralizar compuestos recalcitrantes. Ejemplos: $\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$, UV/ H_2O_2 , foto-Fenton, fotocatalisis TiO_2 , plasma de corona (Leiva, 2024).

d) Electroquímicos

Tecnologías donde la corriente eléctrica induce coagulación, generación in situ de oxidantes o reducción directa sobre electrodos. Incluye electrocoagulación, electrooxidación (boron-doped diamond, $\text{Ti}/\text{IrO}_2\text{-RuO}_2$), electro-Fenton y capacitativa deionization (CDI) (Long et al. 2025).

e) Absorción y carbón activado

Método de fijación física o química de contaminantes orgánicos y metales traza en superficies altamente porosas de carbón activado en polvo (PAC) o granular (GAC) (Long et al. 2025).

f) Desinfección avanzada

Técnicas orientadas a inactivar patógenos resistentes (virus, protozoarios, bacterias multirresistentes) más allá de la cloración convencional. Comprende ozono de alta dosis, UV-LED, UV/ H_2O_2 , radiación e-beam y desinfección electroquímica (anodos BDD) (Leiva, 2024).

2.6.3. Electroquímico

La electroquímica se centra en la interacción entre la energía eléctrica y la química. Las reacciones químicas generan efectos eléctricos, mientras que los fenómenos químicos son inducidos por corrientes o voltajes (Rivas y Rojas, 2020). En el tratamiento de aguas residuales, las técnicas electroquímicas más comunes incluyen: electrodeposición, electro flotación (EF), electro oxidación y electrocoagulación (EC).

2.6.4. Electrodeposición.

Esta técnica electroquímica puede ser utilizada para la galvanoplastia y para realizar recubrimientos de metales costosos sobre metales no costosos, con el objetivo de suministrar diferentes propiedades a la superficie y evitar sobrecostos (Rios, 2022), además, es utilizada en la recuperación de metales en industrias mineras, como por ejemplo la recuperación de cobre de las aguas residuales de las minas de cobre su mecanismo es muy sencillo y es básicamente una deposición catódica del metal (Rivas y Rojas, 2020).

2.6.5. Electroflotación

El sistema de electro flotación se realiza en un tanque por el que pasa la corriente a tratar en el fondo del tanque, se localizan los electrodos de modo que el cátodo queda por encima del ánodo a través de estos electrodos circula una corriente eléctrica que provoca la electrólisis del agua con la consiguiente formación de pequeñas burbujas de oxígeno (en el ánodo) y de hidrógeno (en el cátodo) (Rivas y Rojas, 2020). Esas burbujas recogerán en su camino hacia arriba las pequeñas partículas que están flotando en el efluente que se está tratando. Para favorecer la eliminación de los contaminantes se utilizan floculantes antes de tratar el agua en el sistema de electro flotación, también se podría activar el proceso de flotación mediante la inyección de aire considerando que los materiales que compone el agua residual son a base de grasa y aceites (Rios, 2022).

2.6.6. Electrooxidación

La electrooxidación es un proceso que permite remover contaminantes mediante la generación de radicales hidroxilos, lo que conduce a la ruptura de los enlaces químicos en la materia orgánica disuelta. Estos radicales, que actúan como oxidantes potentes gracias a su elevado potencial estándar ($E = 2.8$), se generan electroquímicamente, convirtiendo este método en una tecnología prometedora para el tratamiento de aguas residuales. (Rivas y Rojas, 2020). Los cuales son especies fuertemente Estas especies son capaces de reaccionar de forma no selectiva con los contaminantes orgánicos, con el fin de producir compuestos menos tóxicos, como ácidos

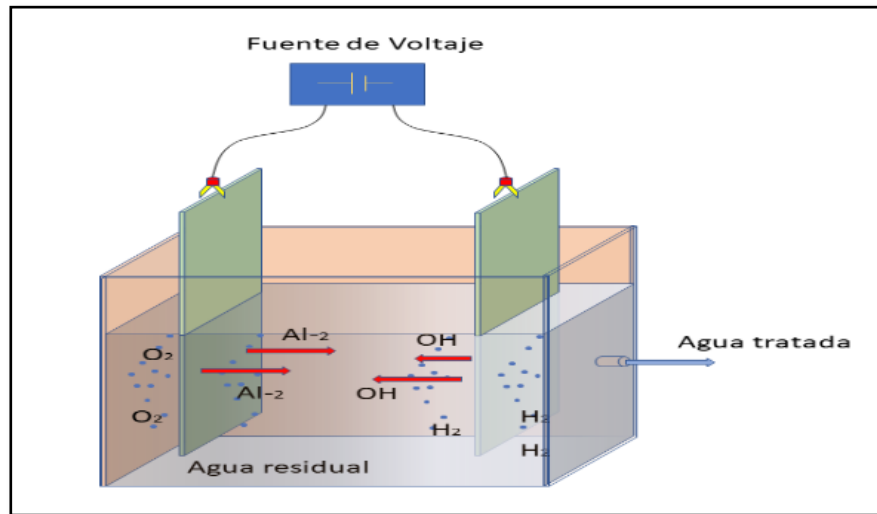
carboxílicos e incluso la mineralización total, es decir, la conversión a CO₂, agua y iones inorgánicos (Ewdin y Pereda, 2020).

2.7. Electrocoagulación

Consiste en un proceso de desestabilización de los contaminantes del agua que estén en suspensión y emulsionados o disueltos, mediante la acción de corriente eléctrica directa de bajo voltaje y por la acción de electrodos metálicos de sacrificio normalmente aluminio/hierro se trata de un equipo compacto que opera en continuo (Rodríguez et al. 2021), mediante un reactor, de especial diseño donde se hallan las placas o electrodos metálicos para producir la electrocoagulación. En este proceso se genera una elevada carga de cationes que desestabilizan los contaminantes del agua residual, se forman hidróxidos complejos estos tienen capacidad de adsorción produciendo agregados flocúlos, con los contaminantes de densidades mayores que permite la precipitación o formación de lodos (Silva et al. 2022). Por otro lado, por la acción del gas formado se genera turbulencia y se empuja hacia la superficie los flocúlos de densidades menores en forma de espumas producidos por efecto gases como el hidrógeno producto de la descomposición del agua (Rios, 2022).

Figura 1.

Modelo de una celda de electrocoagulación, reactor batch.



Fuente: Velasquez, (2019)

Una celda electroquímica se puede utilizar para llevar a cabo el proceso de electrocoagulación. periódica o continua. En su forma más simple, un reactor periódico es una piscina en la que los

electrodos están dispuestos en placas paralelas conectadas en serie con una fuente de voltaje (Gong et al. 2022).

2.7.1. Ánodo

En una celda electrolítica (la configuración habitual en procesos de electrocoagulación, electrooxidación o desinfección electroquímica), el ánodo es el electrodo donde ocurren las reacciones de oxidación. Se conecta al polo positivo de la fuente de corriente continua (Ccente, 2023).

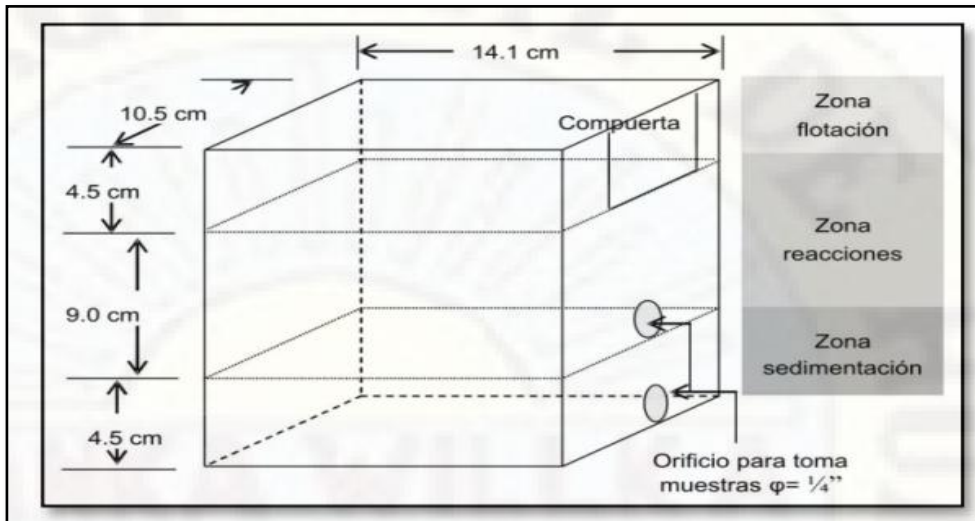
2.7.2. Cátodo

En el ámbito de la química, se denomina cátodo al electrodo en el que tiene lugar la reacción de reducción. En una celda electroquímica típica, este electrodo posee polaridad negativa porque la corriente externa aplicada induce la descomposición de las sustancias. No obstante, en una celda galvánica el cátodo se vuelve positivo, dado que la energía eléctrica se genera a partir de la propia reacción química (Ccente, 2023; Leiva, 2024).

- El espacio en la celda que delimitan los electrodos es donde ocurren los procesos de desestabilización, coagulación y sedimentación de partículas. Según su densidad, el lodo que se produce puede quedar en la parte superior de la celda (cuando es de baja densidad) o descender (cuando es de alta densidad) para ser retirado más tarde.
- Un reactor discontinuo es un sistema cerrado, sin flujo de entrada o salida, que se utiliza para homogeneizar la mezcla y permitir que se desarrolle una reacción dentro de un recipiente.
- El reactor tipo batch discontinuo resulta fundamental en el ámbito de laboratorio, ya que facilita el control detallado de los procesos y parámetros involucrados.

Figura 2.

Áreas funcionales dentro de una celda de electrocoagulación



Fuente: Velasquez, (2019)

2.7.3. Electrocoagulación utilizada como método de tratamiento de aguas residuales.

Para el tratamiento de aguas residuales, existen diversas modalidades de investigación, sin embargo, el procedimiento de electrocoagulación constituye una de las diversas opciones para la Purificación de aguas en estado residual (Leiva, 2024). A través del uso de la corriente eléctrica, ya sea de manera directa o mediante el uso de una corriente alterna y con la utilización de electrodos metálicos (Hierro, Aluminio) que son empleados como medio de sacrificio, este proceder va a desestabilizar las Suspensiones que se encuentran en las aguas residuales (Niera, 2024).

Para la ejecución de este proceso se emplea un dispositivo de alimentación de energía con un sistema eléctrico continuo, otro equipo fundamental para este sistema es la utilización de una celda (reactor), en el cual se emplearán las placas metálicas con el propósito de sacrificio, de esta manera Es en este momento cuando se llevará a cabo el proceso de electrocoagulación citado por (Mantari y Maravi, 2020). Cuando se lleve a cabo este proceso electrocoagulación, habrá una elevada concentración de cationes, dado que estos son los encargados de facilitar la inestabilidad de los contaminantes presentes en las aguas residuales, se generarán hidróxidos. Estos compuestos tienen la habilidad de unirse, lo que dará lugar a la formación de flocúlos cargados de impurezas (Quinteros y Arroyo, 2024).

Dichos procesos también generarán gases que facilitarán el impulso hacia el exterior los flóculos; en este lugar se generarán dos fases: la fase sólida (flóculo) y la porción líquida (agua) (Niera, 2024).

Uno de los beneficios que también nos concede este proceso es a través de la oxidación química nos permitirá la oxidación de metales a especies no tóxicas, así como También se observa la degradación de la DBO5 (demanda bioquímica de oxígeno) y la DQO (demanda química de oxígeno) de manera fundamental (Tapara, 2022).

El mencionado proceso se distingue por su facilidad de intervención y se lleva a cabo con equipos. Condicionalmente simples, dado que los flóculos que se forman contendrán una menor cantidad de agua, por lo que se puede llevar a cabo una separación simple mediante filtración (Mamani, 2024).

2.7.4. Fases de la electrocoagulación.

- ✓ **Etapa de coagulación:** las micropartículas se desestabilizan y forman partículas suspendas más grandes.
- ✓ **Fase de floculación:** se genera la adhesión de los pequeños flóculos creados durante la coagulación, lo que permite que se formen partículas de mayor tamaño.
- ✓ **Fase de sedimentación/flotación:** los gases generados en el cátodo y el ánodo (hidrógeno y oxígeno, respectivamente) contribuyen a que los flóculos de menor densidad se unan y asciendan hacia la superficie.

2.7.5. Mecanismos de la electrocoagulación.

Este mecanismo posibilita la remoción de diversos contaminantes presentes en el agua gracias al proceso de electrólisis, dentro del cual ocurren múltiples reacciones fisicoquímicas que determinan la eliminación de dichas sustancias. (Armero, 2019).

Las fases del proceso pueden describirse de la siguiente forma:

La energía eléctrica interacciona con los electrodos donde tienen lugar distintas reacciones. producirse especies iónicas denominadas cationes y aniones, los cuales poseen carga Positiva y carga negativa (Jauregui y Melo, 2020). De este modo, en el ánodo se generan iones metálicos al consumirse el metal por lo que se le denomina electrodo de sacrificio, mientras que el cátodo permanece intacto sin disolverse de tal manera que no se consume (Ccente, 2023).

Los iones generados, debido a su carácter eléctrico, inestabilizan las cargas de ciertas partículas que se encuentran en el agua. Cuando se inicia el proceso electroquímico, las cargas se trasladan a neutralizar, los sistemas y las partículas en suspensión se extinguirán (Seijas, 2024), dando lugar a la formación de agregados de los contaminantes e iniciando de este modo el proceso de coagulación. Entre las reacciones más significativas se encuentran la hidrólisis y la electrólisis, las cuales representan reacciones de ionización y, así como también, las formaciones de radicales libres (Leiva, 2024). Estas reacciones son las responsables de alterar la mayoría de las propiedades del sistema agua–contaminantes, ya que a través de ellas se logra la eliminación de las sustancias presentes en el agua. (Niera, 2024).

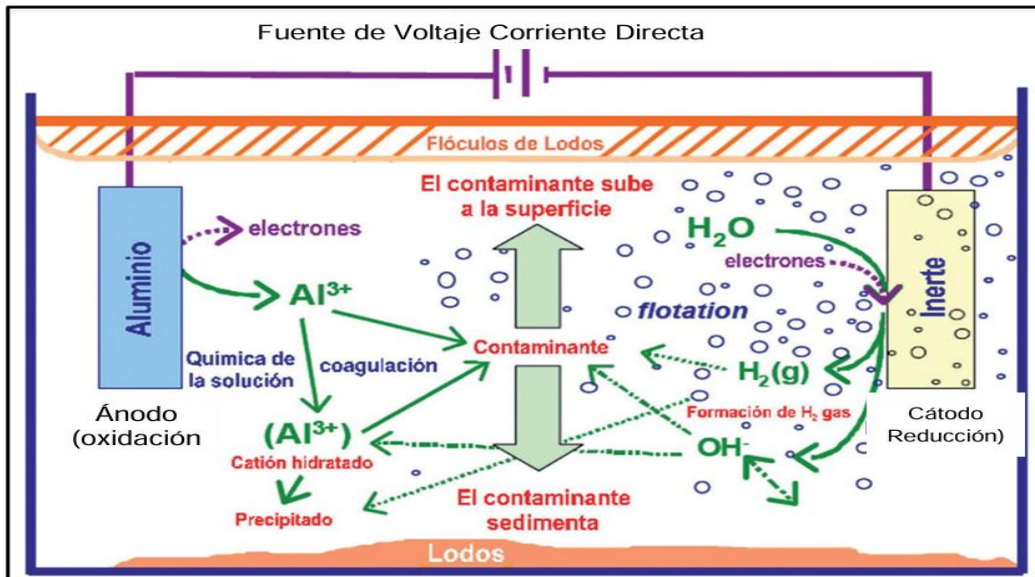
Para el tratamiento del agua, uno de los métodos que se emplea es la coagulación química. En este procedimiento, se incorporan productos químicos (Moradi et al. 2021), como floculantes y coagulantes, al sistema. Por otro lado, en el proceso de electrocoagulación, el coagulante se crea directamente en el lugar mediante la liberación de iones metálicos que provienen del electrodo de sacrificio (Gonzales, 2024).

Electroquímicamente, los iones metálicos se generan en el ánodo y, mediante oxidación electrolítica, estos iones producen la sustancia química que actúa como agente coagulante. Este proceso electroquímico se desarrolla en tres fases:

- **Primero**, el coagulante se genera mediante la oxidación electrolítica del metal empleado como ánodo de sacrificio.
- **Segundo**, se desestabilizan los contaminantes y las emulsiones presentes en el agua residual.
- **Finalmente**, se producen agrupaciones conocidas como flóculos, resultado de la agregación de partículas contaminantes o de su adsorción en el coagulante.

La siguiente imagen muestra el funcionamiento del proceso de electrocoagulación y la interacción de los cátodos durante el mismo.

Figura 3.
Esquema de celda de electrocoagulación.



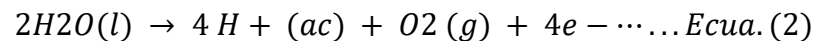
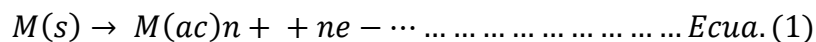
Fuente: Mamani, (2021)

2.7.6. Reacciones presentes en el proceso de electrocoagulación.

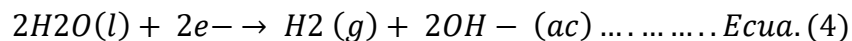
Los electrodos más utilizados en la electrocoagulación son el hierro y el aluminio, debido a que uno y otro generan hidróxidos insolubles que han demostrado ser agentes coagulantes efectivos para numerosos componentes del agua natural. Por ello, se analizarán especialmente las reacciones que se producen cuando se emplean electrodos de aluminio en la celda. (Shokri y Fard, 2022).

Sea un metal “M”:

En el ánodo ocurren las siguientes reacciones de oxidación:



En el cátodo tienen lugar las siguientes reacciones de reducción:



2.7.7. Factores que afectan el proceso de electrocoagulación.

los factores que pueden afectar un proceso de electrocoagulación son muchos, pero los más significativos son los que se describen a continuación:

a) pH

El parámetro principal del proceso, debido a que su conexión con la disolución del hidróxido metálico se convierte en una influencia importante en la eficiencia del proceso, ya que dependiendo del pH se forman diferentes tipos de polímeros (Al_3 , $Al(OH)_2$, $Al(OH)_2$, $Al(OH)_3$ (precipitado), $Al(OH)_4$) (Kadier et al. 2022).

El consumo de electrodos está fuertemente influenciado por el pH inicial de la solución. En un entorno ácido, la electrocoagulación intensifica la acidez, lo que incrementa la velocidad de corrosión de los electrodos. Por el contrario, en un medio alcalino, el pH puede descender y afectar la eficiencia del proceso. Además, las reacciones propias de la electrocoagulación confieren al agua una capacidad amortiguadora, particularmente en aguas residuales alcalinas, permitiendo evitar fluctuaciones bruscas de pH con el uso de menores dosis de productos químicos de ajuste. (Kadier et al. 2022).

b) Conductividad eléctrica.

La presencia de ciertos electrolitos como NaCl o $CaCl_2$ aumenta la conductividad eléctrica de la solución y minimiza la deposición de calcio y magnesio en los electrodos (Bote, 2021).

c) Temperatura.

Aunque diversos estudios han evidenciado que al utilizar electrodos de aluminio la eficiencia del proceso se optimiza cerca de los $60\text{ }^\circ\text{C}$, esto se debe a una mayor capacidad para romper la capa de óxido que recubre el electrodo. Si bien el proceso mismo ocasiona un leve aumento en la temperatura del electrolito por el efecto Joule, calentar intencionadamente las aguas residuales tratadas resultaría económicamente inviable. (Bote, 2021).

d) Material y morfología de los electrodos.

Generalmente se emplea acero o aluminio como electrodos de sacrificio, mientras que electrodos inertes, como el titanio, han demostrado ser efectivos para la eliminación de iones metálicos. (Patel et al. 2022).

e) Configuración del campo eléctrico

Para disminuir el consumo de energía, la distancia entre los electrodos se vuelve un factor fundamental en la eficiencia del proceso, pues afecta directamente el gradiente que existe entre ellos. Para minimizar el deterioro ocasionado por la oxidación electrolítica del ánodo y prolongar su vida útil, se puede optar por la circulación de la corriente eléctrica, utilizando la electrocoagulación de corriente alterna (ECA) (Patel et al. 2022).

f) Densidad de corriente.

La densidad de corriente proporcionada en el entorno determina la cantidad de iones de hierro y aluminio liberados por los electrodos. (Silva et al. 2022) recomienda una densidad de corriente por debajo de 20-25 A·m⁻² para asegurar el correcto funcionamiento del proceso.

g) Tiempo de exposición a la corriente.

En los sistemas de electrocoagulación, la corriente se suministra de forma intermitente mediante pulsos de encendido y apagado, lo que favorece los ciclos de generación y eliminación de la capa de óxido que se forma sobre el electrodo. Estos parámetros influyen en el tamaño y la forma de la escama, la eficiencia en la eliminación de contaminantes, la generación de subproductos y el consumo de energía necesario (Shokri y Fard, 2022).

h) Intensidad del corriente

La intensidad de corriente eléctrica (I) corresponde a la cantidad de carga eléctrica (Q) que circula por un circuito durante un periodo de tiempo (t). Esta variable, indicada con la letra I, se expresa en amperios (A). (Tame, 2019).

La intensidad de la corriente eléctrica puede expresarse mediante la siguiente ecuación:

$$I = \frac{Q}{t}$$

Donde:

- ✓ I: Intensidad expresada en Amperios(A)
- ✓ Q: Carga eléctrica expresada en Culombios(C)
- ✓ t: Tiempo expresado en segundos(seg.)

Corriente Continua: Se mueve de forma constante en una sola dirección, manteniendo un valor fijo. Es producida por aparatos tales como dinamos, pilas, baterías y acumuladores. La abreviatura D.C. proviene del término en inglés Direct Current.

Corriente Alterna: Fluye de manera alternada en ambas direcciones, con un valor que varía continuamente. Este tipo de corriente es producido por generadores de C.A., cuyas siglas corresponden a Alternating Current en inglés.

2.8.Reactores de electrocoagulación.

2.8.1. Reactor tipo batch

Está formado por una celda electroquímica con un ánodo y un cátodo dispuestos en forma vertical y conectada a una fuente de energía externa (Ayuque, 2019).

El material del ánodo se deteriora por efecto de la oxidación eléctrica, mientras que el cátodo se mantiene inalterado. El diseño formado por un par de electrodos no es el más adecuado a la hora del proceso ya que para obtener una adecuada disolución del metal se requiere de electrodos de gran área superficial (Pereyra y Antitupa, 2021), es por esta razón que se utilizan celdas con electrodos monopolares en paralelo o conectados en serie.

El sistema de electrocoagulación requiere un suministro de corriente continua, un dispositivo que permita regular la densidad de corriente y un medidor que sirva para verificar la corriente. Estos aspectos cambian dependiendo del: tipo de contaminante, concentración el volumen de operación.

- **Configuración monopolar**

Cuando los electrodos se encuentran conectados y sometidos al mismo potencial, el gasto energético aumenta.

- **En Paralelo**

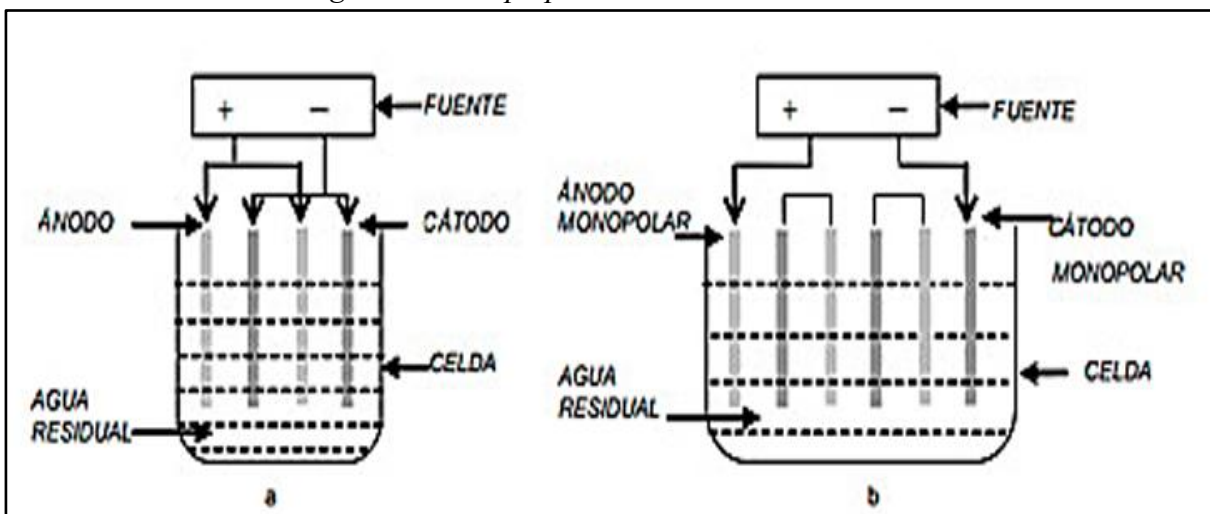
En la disposición monopolar en paralelo la corriente eléctrica se reparte entre todos los electrodos en relación a la resistencia de las células individuales (Jauregui y Melo, 2020).

- **En Serie**

En los sistemas monopolares, cada par de electrodos de sacrificio está conectado únicamente entre sí de manera interna, sin vincularse con otros electrodos externos. Se requiere una diferencia de potencial más alto se requiere para una corriente dada porque las células conectadas en serie tienen una mayor resistencia (Jauregui y Melo, 2020).

Figura 4.

Reactores de electrocoagulación de tipo por lotes.



Nota: (a) Reactor que emplea electrodos monopolares colocados en paralelo. (b) Reactor que utiliza electrodos monopolares configurados en serie

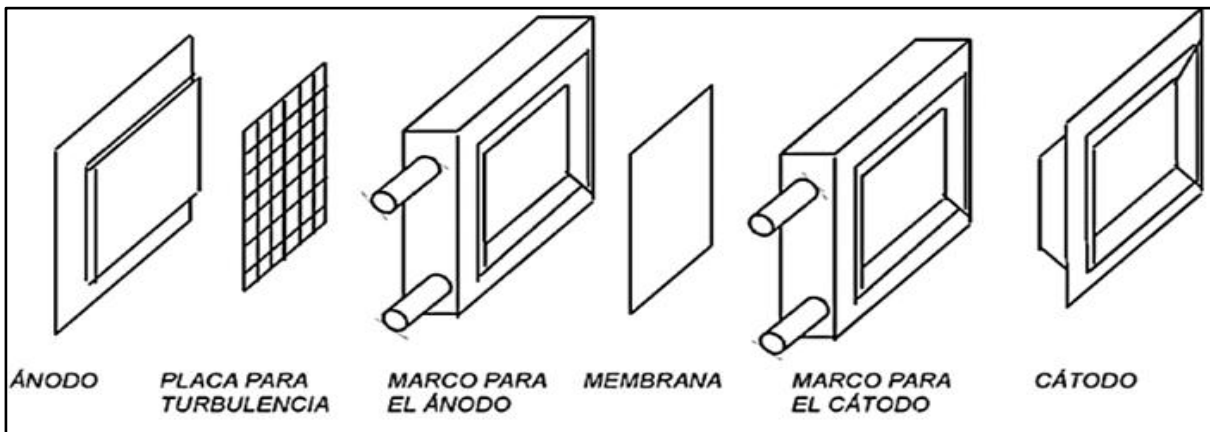
Fuente: Gonzales, (2024)

2.8.2. Reactor filtro presión

Se trata de un sistema que se compone de un ánodo y un cátodo, el cual puede incluir una membrana si es necesario. Estas propiedades permiten que este tipo de reactor sea fácil de limpiar. Su estructura consta de un par de marcos o soportes que sostienen tanto el ánodo como el cátodo, y la unión de estos soportes conforma una cámara (Mamani, 2021), tal como se ilustra en la figura 5.

Figura 5.

Esquema de un reactor Filtro Presión.



Fuente: Gonzales, (2024)

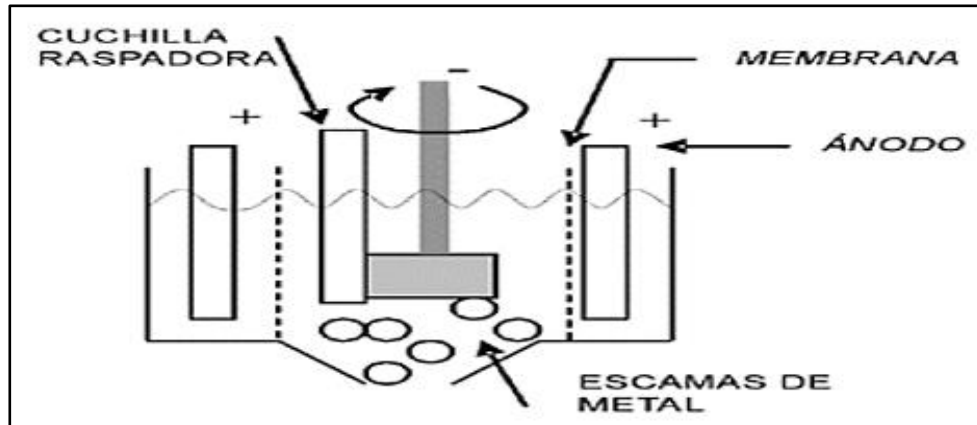
En este tipo de reactor, la meta principal es optimizar la eficiencia del tratamiento, además de contar con un mantenimiento y una operación relativamente simples. Su funcionamiento se basa en que el agua a tratar ingresa por el costado del reactor.(Araujo et al. 2021).

2.8.3. Reactor de celdas de cátodo rotativas.

En el tratamiento de aguas residuales con contenido de metales, este equipo incorpora un electrodo cilíndrico que gira durante su operación. En el centro se encuentra el ánodo fijo, mientras que el cátodo gira a su alrededor, como se muestra en la Figura 6 y en la Figura 7. Esta disposición mejora el intercambio de masa en los electrodos y ayuda a eliminar las partículas metálicas del cátodo (Mamani, 2021).

Figura 6.

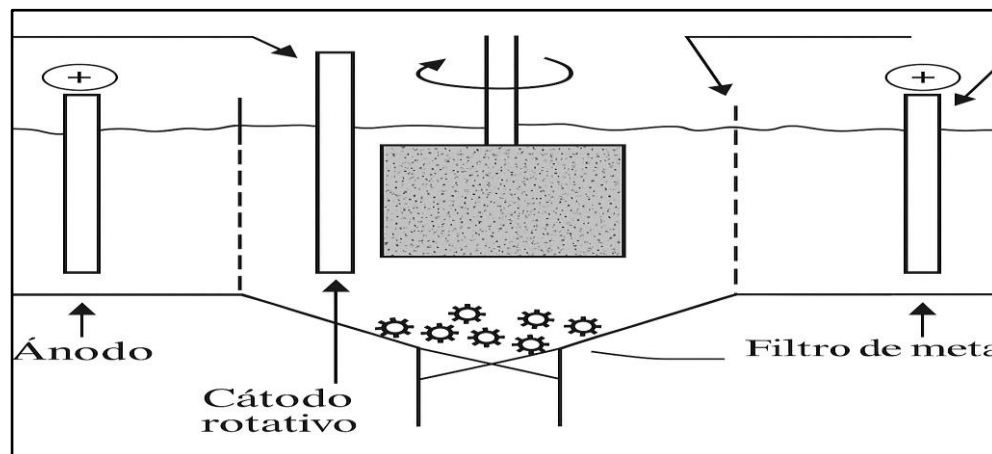
Reactor de electrodo cilíndrico rotativo.



Fuente: Gonzales (2024)

Figura 7.

Reactor de celdas de cátodo rotativo.



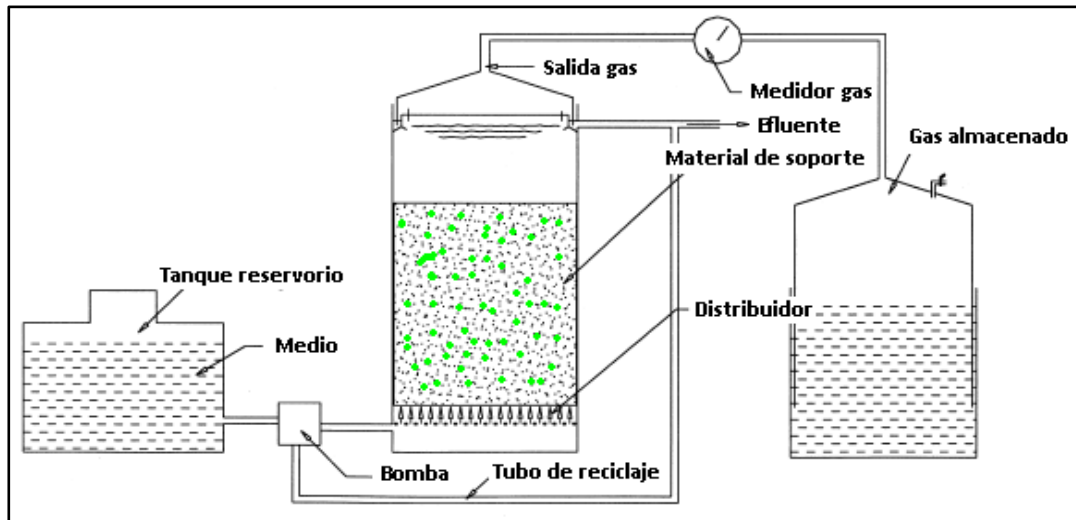
Fuente: Gonzales (2024)

2.8.4. Reactor de lecho fluidizado

El diseño de reactor se emplea también un método electroquímico, donde las partículas metálicas se depositan sobre una superficie específica para optimizar el rendimiento, aprovechar mejor el espacio y reducir el tiempo de operación, como se ilustra en la Figura 8. Es fundamental que el material del ánodo ofrezca la mayor estabilidad posible. (Mamani, 2021), Deben ser dimensional y extremadamente estables; un ejemplo es el acero, empleado en reactores destinados a la recuperación de metales. En la actualidad, los electrodos se fabrican a partir de titanio recubierto con óxidos de metales nobles, aunque por motivos económicos, el material más utilizado es el aluminio. Para la elaboración de los cátodos, se pueden emplear grafito, fibras de carbono, acero o titanio citado por (Niera, 2024).

Figura 8.

Esquema de un reactor de lecho fluidizado.



Fuente: Gonzales (2024)

2.8.5. Reactor de conexión electrónica

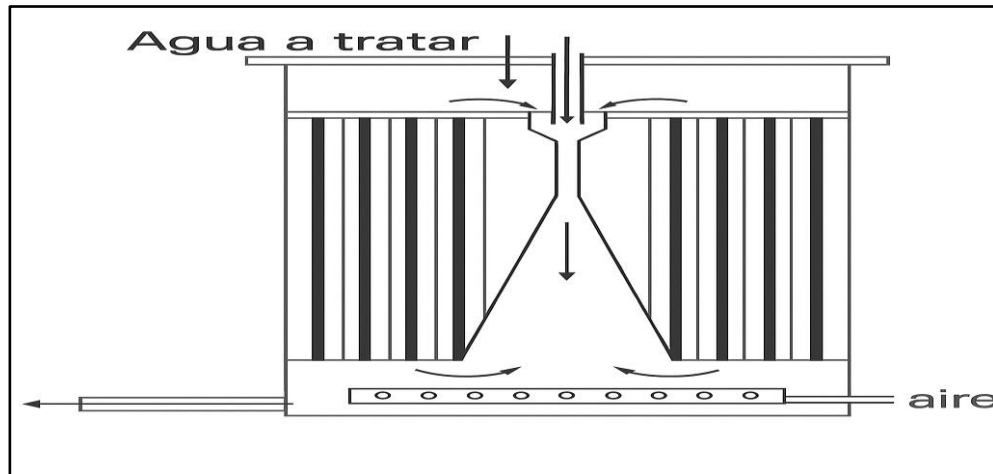
Dentro de esta clasificación se distinguen los reactores monopolares y bipolares. Los reactores bipolares operan con una menor intensidad de corriente y un voltaje más elevado en comparación con los monopolares. Los reactores bipolares se consideran los más ventajosos debido a la disposición de los electrodos, ya que solamente es necesaria la conexión de dos electrodos (Niera, 2024), lo que facilita la ubicación de los electrodos dentro de la celda con un menor espacio de separación. Sin embargo, presentan una desventaja, dado que el alto potencial que se genera en los electrodos alimentadores provoca que cierta cantidad de corriente fluya a través de la disolución, ocasionando un bypass de la corriente entre los electrodos bipolares y dando lugar a pérdidas de corriente (Gonzales, 2024).

2.8.6. Reactor cilíndrico

Este tipo de diseño incluye cuchillas en el interior del reactor, las cuales previenen el atascamiento; los electrodos están situados en los espacios que existen entre los dientes del raspador (Gonzales, 2024). En la imagen 9, se observa una opción del diseño donde los electrodos se colocan en forma de barras, y en el centro del cilindro se encuentra un Venturi, lo que permite una buena mezcla entre el agua residual y los coagulantes. En la Figura 6 se presenta un modelo en el cual se promueve la electroflotación a través de la utilización de las microburbujas generadas en los electrodos (Caracusma y Hurtado, 2023).

Figura 9.

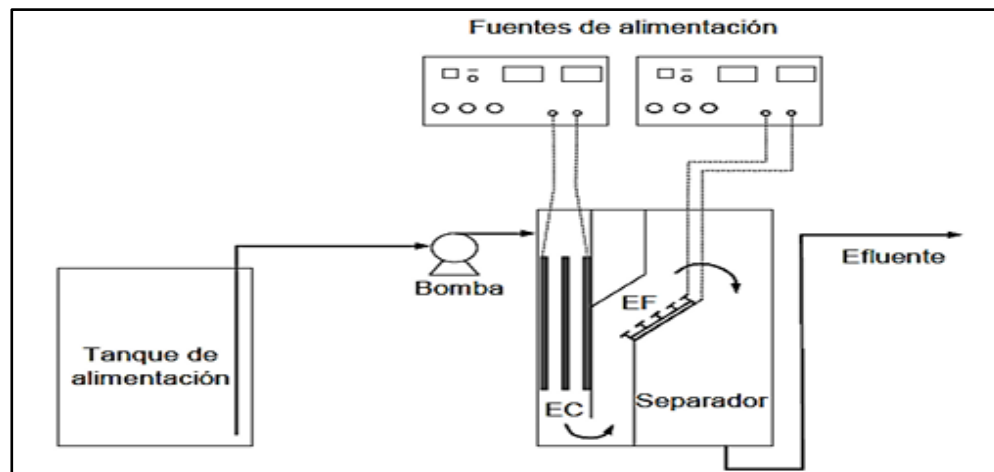
Unidad de electrocoagulación cilíndrica con electrodos en forma de varillas.



Fuente: Gonzales (2024)

Figura 10.

Unidad de EC y EF para el tratamiento de aguas residuales.



Fuente: Gonzales (2024)

2.9. Electrocoagulación vs tratamiento químico.

Teniendo en cuenta la legislación sugerida por el físico Faraday, que orienta el proceso de electrocoagulación, establece que la cantidad de sustancias generadas en el electrodo es proporcional al número de la carga que transcurre a través del sistema, y el total de moles de la sustancia generada en el electrodo está vinculada en la estequiometría con la cantidad de electricidad suministrada al sistema (Mamani, 2024). Haciendo una comparativa breve, en el tratamiento electroquímico, la formación del coagulante se lleva a cabo mediante la disolución de iones provenientes de un metal que actúa como electrodo de sacrificio, en el lugar donde se

produce la generación de iones metálicos que, mediante oxidación por electrolisis, origina la sustancia química que cumple la función de coagulante (Tapara, 2022).

La electrocoagulación se lleva a cabo a través de tres etapas donde:

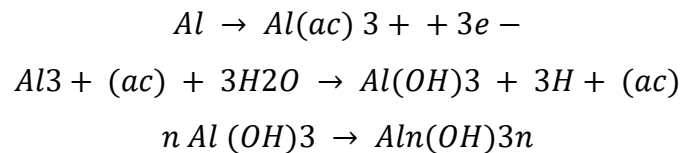
- ✓ Inicialmente, la oxidación electrolítica del metal en el ánodo origina el proceso de coagulación.
- ✓ A continuación, se produce la emulsión y desestabilización de los contaminantes.
- ✓ Finalmente, se forman flóculos mediante la agregación de las partículas contaminantes o su adsorción sobre el coagulante.

2.10. Reacciones en el aluminio

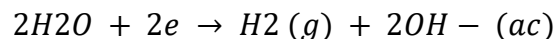
Cuando el ánodo se disuelve, se generan compuestos como Al^{3+} y $Al(OH)_3$, que espontáneamente originan los hidróxidos o polihidróxidos correspondientes, en función del pH de la solución iónica. Estos hidróxidos y polihidróxidos tienen una alta afinidad por las partículas e iones dispersos, lo que facilita el proceso de coagulación, mientras que los gases producidos espuman el material coagulado (Ebba et al. 2022).

Formula general:

➤ **En el ánodo:**



➤ **En el cátodo:**



Los iones Al^{3+} reaccionan con los iones OH^- para generar diversas especies monoméricas, como $Al(OH)_2^+$, así como especies poliméricas tales como $Al_6(OH)_{15}^{3+}$, $Al_7(OH)_{14}^{4+}$, $Al_8(OH)_{20}^{4+}$, $Al_{13}O_4(OH)_{24}^{7+}$ y $Al_{13}(OH)_{34}^{5+}$. Durante el proceso de precipitación, estas especies forman $Al(OH)_3(s)$, tal como se indica en la reacción anódica. El $Al(OH)_3(s)$ es un compuesto amorfo con una textura gelatinosa. (Gong et al. 2022).

2.11. Electrodo en electrocoagulación: aluminio vs. acero inoxidable

Tabla 3.

Aluminio vs. Acero inoxidable.

Característica	Aluminio (Al)	Acero inoxidable (SS - Stainless Steel)
Función en EC	Actúa como ánodo, liberando iones Al^{3+} que ayudan a coagular contaminantes.	Usado principalmente como cátodo, no libera coagulantes, pero facilita la reacción electroquímica.
Mecanismo de coagulación	Forma hidróxidos de aluminio ($Al(OH)_3$), efectivos en la eliminación de coloides y metales pesados.	No genera coagulantes, pero ayuda en la liberación de burbujas de H_2 , favoreciendo la flotación.
Eficiencia	Muy eficiente para eliminar turbidez, colorantes y materia orgánica.	No mejora directamente la coagulación, pero reduce corrosión y favorece la liberación de gases.
Durabilidad	Se corroe más rápido que el acero inoxidable, requiriendo reposición frecuente.	Alta resistencia a la corrosión, larga vida útil.
Costo	Menor costo inicial, pero mayor reemplazo.	Más caro inicialmente, pero menor desgaste

Fuente: Quinteros y Arroyo (2024)

2.12. Cómo funciona el sistema con aluminio y acero inoxidable

Cuando se usa una configuración con electrodos de aluminio y acero inoxidable, normalmente el aluminio es el ánodo y el acero inoxidable es el cátodo.

2.13. Etapas del proceso

a) Oxidación del aluminio (ánodo):

- ✓ Cuando se aplica corriente, el aluminio libera iones Al^{3+} , que reaccionan con el agua y forman hidróxidos de aluminio $Al(OH)_3$.
- ✓ Estos hidróxidos actúan como floculantes, atrapando contaminantes como sólidos suspendidos, metales pesados y materia orgánica.

b) Reducción en el cátodo (acero inoxidable):

- ✓ En el cátodo se liberan burbujas de hidrógeno (H_2).
- ✓ Estas burbujas ayudan a flotar los contaminantes, facilitando su eliminación por flotación.

c) Formación de flóculos y eliminación de contaminantes:

- ✓ Los hidróxidos de aluminio atrapan contaminantes, formando flóculos que pueden eliminarse por sedimentación o flotación

2.14. Ventajas y desventajas de electrocoagulación

2.14.1. Ventajas

- ✓ Los costos de operación son menores en comparación con los métodos convencionales que emplean polímeros.
- ✓ Requiere equipos simples y de manejo accesible.
- ✓ Evita la necesidad de almacenar y utilizar sustancias químicas adicionales.
- ✓ Genera lodos más compactos y en menor volumen, disminuyendo los inconvenientes asociados a su disposición final.
- ✓ Produce flóculos de mayor tamaño que los obtenidos mediante la coagulación química y con menor contenido de agua.
- ✓ Presenta una alta efectividad en la remoción de diversos tipos de contaminantes.
- ✓ Permite la depuración del agua y su posible reutilización, ya que el flujo eléctrico favorece el desplazamiento y la coagulación de partículas contaminantes más finas.
- ✓ Ayuda a disminuir la contaminación en cuerpos de agua.
- ✓ El agua tratada mediante electrocoagulación contiene menos sólidos disueltos que la tratada con químicos, lo que reduce los costos en procesos posteriores cuando se busca reutilizarla.
- ✓ Puede generar agua apta para consumo, sin color ni olor.
- ✓ Los contaminantes son capturados y conducidos hacia la superficie por las burbujas, facilitando su separación..

2.14.2. Desventajas

- ✓ Es necesario sustituir periódicamente los electrodos de sacrificio.

- ✓ Los lodos generados pueden contener elevadas concentraciones de hierro o aluminio, dependiendo del tipo de material utilizado en dichos electrodos. Este tratamiento puede resultar costoso en zonas donde la energía eléctrica tiene un precio elevado.
- ✓ El óxido formado en el ánodo puede, en muchos casos, formar una capa que impide el paso de la corriente eléctrica, disminuyendo de esta forma la eficiencia del proceso (Rodríguez et al. 2021).

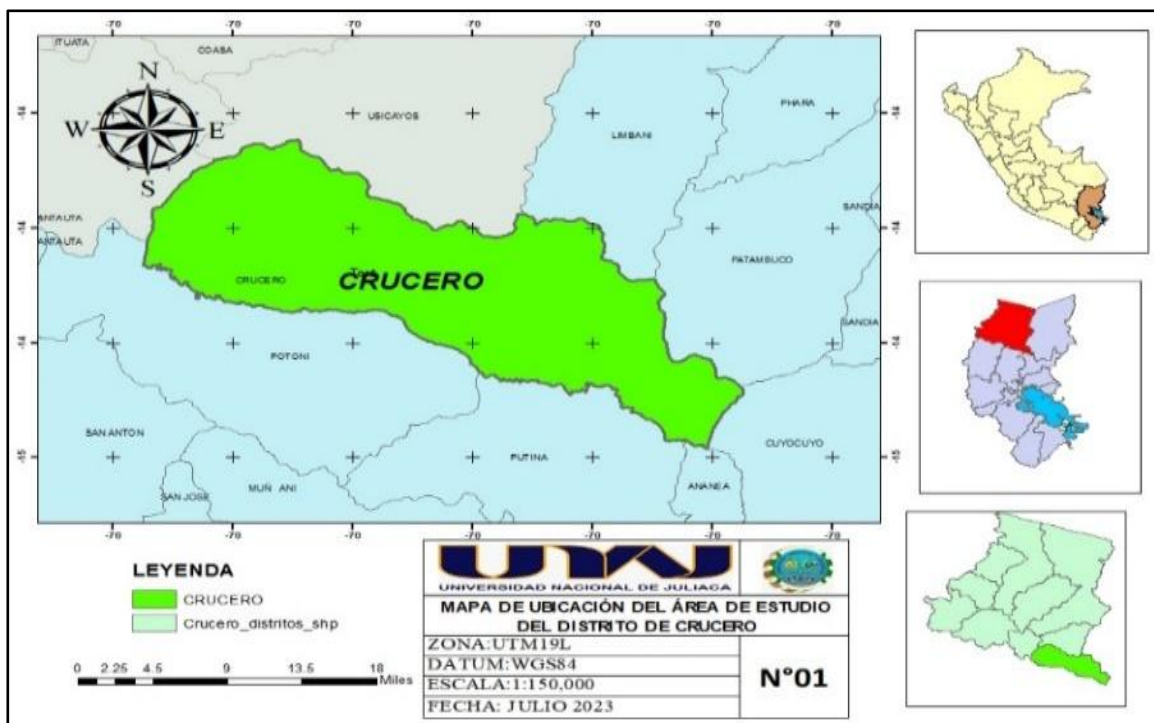
2.15. Distrito Crucero

El distrito de Crucero se localiza en la sierra sur del Perú, al norte del departamento de Puno, dentro del sector suroriental de la provincia de Carabaya. Las coordenadas de ubicación geográfica segunda la cartografía nacional es: latitud sur es de 14°21'38" y longitud oeste es de 70°1'20" del meridiano de Greenwich (Ewdin y Pereda, 2020).

El distrito de Crucero abarca un total de 836.37 km², y su capital, que lleva el mismo nombre, se ubica a 4183 m.s.n.m. Además, las elevaciones dentro del distrito oscilan entre 2500 m.s.n.m. y 4500 m.s.n.m. (Ewdin y Pereda, 2020).

Figura 11.

Ubicación del distrito de Crucero.



Fuente: Elaboración propia (2025)

2.15.1. Límites

Hacia el norte se ubica el distrito de Usicayos; al sur, el distrito de Potoni, que pertenece a la provincia de Azángaro; hacia el este se encuentran los distritos de Limbani y Patambuco, de la provincia de Sandia; y hacia el oeste se sitúan los distritos de Ajoyani y Antauta

2.15.2. Vías de acceso

La principal vía de acceso del distrito de Crucero es de la ciudad de Juliaca por vía interoceánica hasta el distrito de Pucará, continuando hasta Azángaro, San Antón hasta la iba Macusani toda la carretera es asfaltada, hasta el desvió hacia el distrito de Crucero que es por vía afirmada, la distancia de Juliaca - Crucero es de 186 km (Rivas y Rojas, 2020).

2.15.3. Clima

El distrito de crucero por tener altitudes variables presenta un clima variado; en las partes altas del Distrito el clima es frío y seco, con presencia de vientos secos, con fuerte descargas eléctricas (rayos), trueno y precipitaciones violentas de lluvia, nieve y granizo durante los meses de verano diciembre a marzo, Por otro lado, la temporada de invierno de mayo a agosto se caracterizan por la presencia de fuertes corrientes de aire frío, heladas y vientos típicos de la región (Rivas y Rojas, 2020).

La temperatura media anual es superior a los 0°C e inferior a los -7°C, la máxima es superior a los 15°C y las mínimas oscilan entre -9°C y -25°C, en las partes bajas de los valles es templado con presencia de neblinas (Cuba, 2020).

2.15.4. Actividades económicas

La población urbana por lo general se dedica a actividades comerciales tales como venta de abarrotes, ropas, utensilios de plástico y metal, ferrería, farmacia, frutas y verduras, carnes, fibra de alpaca, en servicios como hospedaje, restaurantes, telefonía móvil, fotocopiadoras, transportes, etc. (Rivas y Rojas, 2020).

La población de las zonas rurales se ocupa principalmente de la agricultura y la ganadería, mientras que un grupo reducido trabaja en actividades de minería artesanal. Los domingos se lleva a cabo la feria dominical, donde se expende productos de primera necesidad (abarrotes, verduras, frutas), productos de la zona, otros productos como ropa, artefactos, muebles, etc. (Rivas y Rojas, 2020).

2.16. Normativa nacional

La normativa ambiental vigente que aplica al siguiente trabajo es el DS N°003-2010-MINAM – (publicado el 16/03/2010) Aprueban Límites Máximos Permisibles (LMP) para los efluentes de plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas y municipales (MINAM, 2010).

2.16.1. Límite máximo permisible

Entiéndase por límite máximo permisible (LMP) es la medida de concentración o grado de elementos, sustancias o parámetros físicos, químicos y biológicos, que caracterizan a un efluente o una emisión, que al ser excedida causa o puede causar daños a la salud, al bienestar humano y al ambiente (MINAM, 2010).

Tabla 4.

Se muestra límites máximos permisibles para los efluentes de PTAR.

Parámetro	Unidad	Expresión	LMP de efluentes para vertidos a cuerpos de aguas
Aceites y grasas	mg/L	A y G	20
Coliformes Termotolerantes	NMP/100 ml	-	10,000
Demanda Bioquímica de Oxígeno	mg/L	DBO ₅	100
Demanda Química de Oxígeno	mg/L	DQO	200
pH	unidad	pH	6.5-8.5
Sólidos Totales en Suspensión	ml/L	S.T. S.	150
Temperatura	°C	T	<35

Nota: Tomada de DS N°003-2010-MINAM Ministerio del Ambiente, mg: Miligramo, L: Litro, ml: Mililitro, NMP: Número Más probable, °C: Grados Celsius
Fuente: MINAM, (2010).

CAPÍTULO III MATERIALES Y METODOS

3.1. Ámbito de estudio

Se realizó las pruebas, en los laboratorios generales de la escuela profesional de ingeniería ambiental y forestal de la Universidad Nacional de Juliaca, sede la Capilla.

3.2. Ubicación de puntos de muestreo

La municipalidad distrital de Crucero desemboca sus aguas residuales al margen derecho del río Crucero, que está ubicado en la comunidad de Crucero, distrito de Crucero, provincia de Carabaya y departamento de Puno.

Tabla 5.

Punto de muestreo de aguas residuales municipales.

Código de muestreo	Punto de muestreo	Zona	Este	Norte	latitud	longitud
PM1	Margen derecho de río Crucero/ donde desembocan aguas residuales municipales	19L	389065.559	8411471.032	-14.36669715	-70.0288621

Figura 12.

Ubicación PTAR Crucero.



Fuente: Google Earth (2024)

3.3. Población y muestra de la investigación

3.3.1. Población

La población de estudio está constituida por 76893m³/día de aguas residuales municipales procedentes del distrito de Crucero.

3.3.2. Muestra

Se recolecto cinco muestras de aguas residuales municipales del distrito de Crucero, obteniendo en un mismo punto de vertimiento, ubicado en el margen derecho del río Crucero, a una profundidad de 0,2 m. Estas muestras se tomaron durante cinco días consecutivos, una muestra por día en diferentes horarios donde tiene un caudal es 0.05l/s, conforme a la Resolución Ministerial N° 273-2013 – vivienda se realiza el monitoreo anual, se prepararon 105,3 L para toda la serie experimental, incluyendo réplicas, que se analizó análisis fisicoquímica y microbiológicamente antes, durante y después del proceso de electrocoagulación citado por (Chuquimbalqui et al., 2025).

a) Selección de muestra

Se obtuvo un muestreo compuesto a partir de las muestras recolectadas y se extrajo una muestra representativa, siguiendo el protocolo de monitoreo de la calidad de los influentes procedentes del tratamiento de efluentes domésticos o municipales, emitido por el Ministerio de Vivienda, Construcción y Saneamiento (MVCS) conforme a la Resolución Ministerial N° 273-2013 – vivienda. (Gong et al., 2022).

b) Técnicas de recolección muestras

Las muestras de agua se recolectaron siguiendo los criterios establecidos por la APHA (American Public Health Association, 2023) y se transportó al laboratorio general de la Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental y Forestal (sede Capilla) en la ciudad de Juliaca, donde se analizaron los diversos parámetros en evaluación.

3.4. Muestreo

En el punto de muestreo previamente determinado, se recolectaron las muestras en frascos esterilizados con tapa rosca, cumpliendo lo indicado en el Protocolo Nacional para el Monitoreo de la Calidad de los Recursos Hídricos Superficiales (Resolución Jefatural N.º 010-2016-ANA) y acorde con la normativa nacional de efluentes (DS N.º 004-2017-MINAM). Los cuales estuvo

etiquetados con fecha, hora, lugar de toma de muestra, número de muestra y responsable de la toma de muestra (Ewdin y Pereda, 2020).

Figura 13.

Muestreo de aguas residuales municipales.



Fuente: Elaboración propia (2025)

En cumplimiento con las normas de seguridad establecidas, las muestras se recolectaron directamente en el punto de vertimiento de las aguas residuales municipales. Para ello, se introdujo un recipiente de un litro en el canal de descarga hacia el río Crucero, procediendo a su llenado hasta dejar aproximadamente un tercio del volumen libre. Finalmente, el frasco fue cerrado de manera hermética para garantizar la preservación de sus características originales (Arana y Peña, 2020).

Para los análisis de aceites y grasas y las evaluaciones microbiológicas de coliformes totales y termotolerantes, las muestras se tomaron directamente en frascos plásticos de color blanco. En cuanto a la DBO₅, se emplearon botellas Winkler, siguiendo las especificaciones técnicas correspondientes. Posteriormente, todas las muestras fueron almacenadas en una caja conservadora (cooler) con el fin de preservar sus características fisicoquímicas y microbiológicas, evitando alteraciones durante el traslado. Finalmente, se transportaron por vía terrestre hacia los laboratorios generales de la Universidad Nacional de Juliaca, sede Capilla, adscritos a la Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental, donde se efectuaron los análisis respectivos (Arango, 2012).

Figura 14.

Muestra de aguas residuales municipales.



Fuente: Elaboración propia (2025)

3.5. Equipos, materiales y reactivos

3.5.1. Equipos

Fuente de corriente MESTEK, multiparámetro HANNA, turbidímetro LUTRON, incubadora MEMMERT, estufa INCUCCELL, bomba de vacío ISOLAB, balanza analítica KERN, desecador DURAN, espectrofotómetro THERMO SCIENTIFIC, termoreactor para demanda química de oxígeno LIANHUA, estufa bacteriológica RAYPA, autoclave BIOBASE, vernier digital STARRETT, agitador magnético JOANLAB.

3.5.2. Reactivos e insumos

Dicromato de potasio($K_2Cr_2O_7$), ácido sulfúrico(H_2SO_4), sulfato de mercurio ($HgSO_4$), sulfato de plata (Ag_2SO_4), búfer fosfato a 0.1M, cloruro de calcio ($CaCl_2$), cloruro férrico ($FeCl_3$), sulfato de magnesio ($MgSO_4$), sulfato de manganeso $MmSO_4$, yoduro alcalino (KL), tiosulfato de sodio, almidón de papa, hexano, caldo lauril sulfato, caldo brilla 2%, caldo EC, agua de peptona alcalina, ácido clorhídrico y soda caustica.

3.5.3. Materiales de vidrio

Vaso de precipitación 200ml, vaso de precipitación de 50ml, pipeta graduada (0.5ml, 2ml,10ml), agua destilada (2L), matraces aforados(50ml), tubos de ensayo de vidrio con tapón, varillas de vidrio, envases de plástico para muestra (1L), gradillas para tubos de ensayo, botellas

de winkler de 300ml, fiola de 50ml, placa Petri, campana de Durham, mechero, jeringas de 1ml y 10ml, barras magnéticas, embudo de buchner, cooler, placas de aluminio(14X12cm) y placas de acero inoxidable(14X12cm), conector cocodrilo, cable rojo y negro(1.5m), mascarilla, rotulador, libreta de campo. guardapolvo, guantes de látex, papel filtro y embudo.

3.6. Hipótesis de la investigación

3.6.1. Hipótesis general

- El sistema de electrocoagulación reducirá significativamente la materia orgánica presente en las aguas residuales municipales procedentes del distrito de Crucero.

3.6.2. Hipótesis específicas

- Dado que se puede diseñar y evaluar el reactor de electrocoagulación para el tratamiento de las aguas residuales procedentes del distrito de Crucero, en función a los factores de intensidad de corriente, pH, tiempo y distancia entre electrodos, es probable que la tecnología de electrocoagulación remueva en mayor porcentaje la materia orgánica y que se encuentren dentro de la normativa ambiental.
- Al realizar la caracterización cualitativa de las aguas residuales municipales procedentes del distrito de Crucero antes y después de tratamientos, es posible que la calidad fisicoquímica y microbiológica sea elevada y supere los valores de la normativa ambiental

3.7. Procedimiento metodológico

Se realizó el desarrollo y análisis de laboratorio, en los laboratorios de la Universidad Nacional de Juliaca sede Capilla, en los laboratorios generales de la escuela profesional de Ingeniería Ambiental y forestal, donde el desarrollo de esta metodología será en 3 etapas:

- primera etapa: Evaluación de un prototipo de celda de electrocoagulación
- segunda etapa: Análisis de parámetros fisicoquímicos y microbiológicos
- Tercera etapa: Procedimiento de electrocoagulación y Análisis de parámetros fisicoquímicos y microbiológicos después del tratamiento.

3.7.1. primera etapa: Evaluación de un prototipo de celda de electrocoagulación

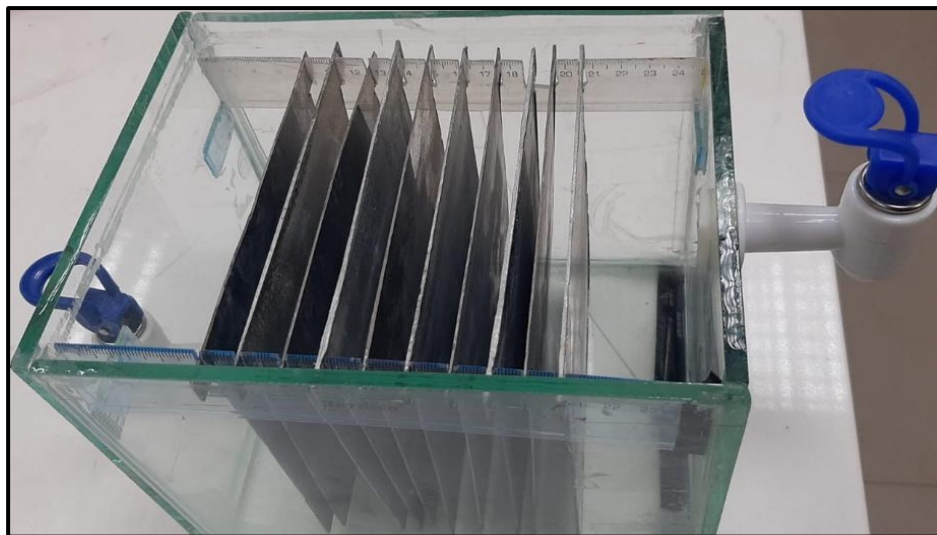
a) Dimensionamiento de la celda:

Las dimensiones de la celda se basaron en un sistema que operará como un reactor tipo Bach a escala laboratorio con capacidad de tratar 3.9 litros de agua residual (Rodríguez et al., 2021).

El material que se usó para la fabricación de un prototipo será de vidrio transparente, en forma de un paralelepípedo rectangular, en el cual fueron sumergidos los electrodos de aluminio y acero inoxidable en forma de T (Arana & Peña, 2020).

Figura 15.

Celda de electrocoagulación.



Fuente: Elaboración propia (2025)

Los electrodos fueron conectados a una fuente de poder la cual suministro la corriente para el proceso de electrocoagulación (Choque, 2019), se utilizó una fuente de poder de voltaje y amperaje variable, permitiendo modificar el suministro de corriente que se le proporciona a la celda (Ayuque, 2019).

b) Celda de electrocoagulación

El prototipo de celda de electrocoagulación o cuba electrolítica fue diseñada para tratar 3.9 litros de efluente, el material seleccionado fue de vidrio transparente de tal forma que nos permitió apreciar con claridad todos los procesos fisicoquímicos del agua; que ocurran en el proceso de electrocoagulación (Pereyra y Antitupa, 2021).

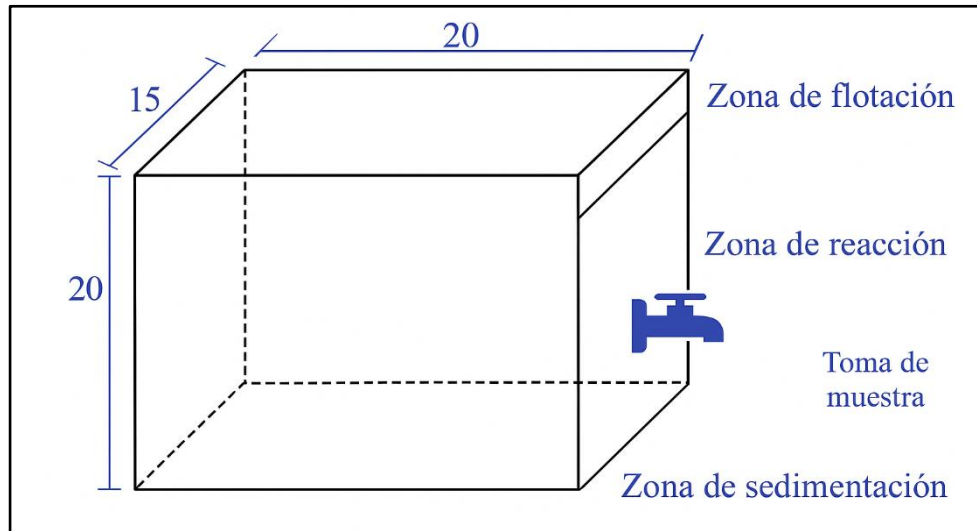
Se considero el criterio desde el inicio, está fabricado totalmente desarmable, donde se usaron soportes de caucho para los electrodos de tal manera que se pudra variar los espaciamientos entre las placas y para realizar una mejor limpieza de la celda después de cada prueba, la celda es de forma de un paralelepípedo rectangular con las siguientes dimensiones **Ancho** = 15cm **Largo** = 20 cm y **Altura**= 20 cm, citado por (Choque, 2019):

El agua residual se llenó hasta una altura de 13 cm dejando un espacio libre de 2 cm para la acumulación de lodos en la parte superior. El prototipo fue diseñada con un criterio de generar 3 zonas principales las cuales se les denominaron de la siguiente manera (Adou et al., 2022). En la figura 16 se puede observar las etapas.

- **Zona de reacción:** En esta zona se ubican los electrodos sumergidos donde se lleva a cabo el proceso de electrocoagulación. Para la recolección de muestras, se instaló un dispositivo de muestreo mediante un tubo plástico que permitió facilitar el procedimiento.
- **Zona de sedimentación:** Aquí es donde se depositan los lodos sedimentables. De igual forma, se colocó un dispositivo de muestreo con un tubo de plástico para recoger las muestras.
- **Zona de flotación:** En este espacio se depositan los lodos producidos durante el proceso de flotación. Se colocó un muestreador con un tubo plástico, lo que facilitó la extracción de las muestras para su posterior análisis, tal como se aprecia en la figura.

Figura 16.

Medidas de la celda de electrocoagulación.



Fuente: Ankoliya et al., (2022)

c) Electroodos

Los electrodos que fueron utilizados son: aluminio y acero inoxidable, esto se decidió consultando la bibliografía y basándose en estudios anteriores de los cuales se obtuvieron muy buenos resultados, además que son fácil de conseguir y poco costoso (Gong et al., 2022). Las dimensiones de los electrodos fueron diseñadas en forma de T, con la finalidad que las mismas

placas sirvan de anclaje a la celda y para un mejor montaje y desmontaje con medidas de 14x14cm, siendo el diseño igual para las placas de aluminio y acero inoxidable (Dobrosz-Gómez et al., 2020).

Figura 17.

Distribución de los Ánodos y cátodos en la Celda.



Fuente: Elaboración propia (2025)

Para determinar el espaciado entre las placas de aluminio y acero inoxidable se basaron en fuentes bibliográficas y se trabajó con distancias definidas de 10mm, 15mm, y 20mm, obteniéndose mejores resultados en una distancia más adecuada (Kadier et al., 2022). Se utilizarán un total de 10 placas metálicas como electrodos, 5 de aluminio, 5 de acero inoxidable, tomando al aluminio como ánodo (electrodo de sacrificio) y el acero inoxidable, como cátodo (Cuba, 2020).

Figura 18.

Electros de aluminio y acero inoxidable.



Fuente: Elaboración propia (2025)

d) Fuente de poder

La fuente de poder que fue utilizada en las pruebas definitivas nos permitió regular la cantidad de corriente suministrada a la celda para el proceso de electrocoagulación, donde esto tuvo una capacidad de suministrar hasta 12 amperios y un voltaje de 0 a 30 V (Ankoliya et al., 2022), donde se monitoreo con medidores digitales de amperaje y voltaje. Para su verificación de las lecturas de los medidores digitales de intensidad de corriente se usará una pinza amperimétrica (Macedo y Zavala, 2020), un voltímetro y un cronómetro para controlar el tiempo. Para el suministro de corriente continua a los electrodos se utilizó cables de uso eléctrico y cocodrilos para conectarlos a las placas de acero inoxidable, aluminio, fierro y grafito (Humberto y Hurtado, 2013).

Figura 19.

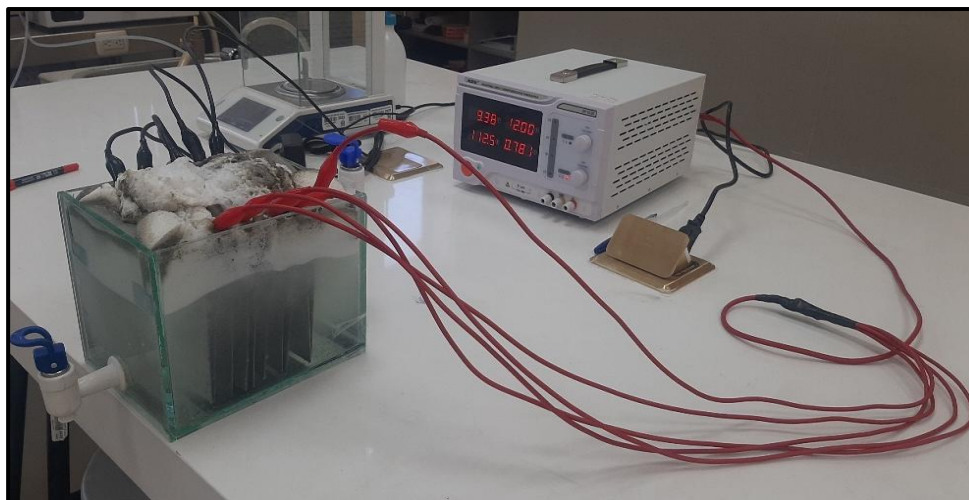
Fuente de Poder de 0-12 amperios y 0-32 voltios.



Fuente: Elaboración propia (2025)

Figura 20.

Equipo de Electrocoagulación.



Fuente: Elaboración propia (2025)

3.7.2. Segunda etapa: procedimiento metodológico para el análisis de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos.

Se analizaron los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos, de la muestra representativa que se tomó de aguas residuales municipales y se evaluó los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos según el método descrito.

a) Temperatura y pH

Metodología: SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 2550 B, 24th Ed. 2023. Temperature. Laboratory and Field Methods y SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 4500-H+ B, 24th Ed. 2023. pH Value. Electrometric Method

Se vertieron 100 ml de la muestra en un vaso precipitado y, a continuación, se sumergió un multiparámetro debidamente calibrado para medir el pH y la temperatura, cuyos datos se registraron en una libreta de campo.

b) Demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅)

Metodología: SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 5210 B, 24th Ed. 2023. Biochemical Oxygen Demand (BOD). 5-Day BOD Test.

Preparación de reactivos

Se preparo el agua de dilución de 12 litros en un recipiente con los siguientes reactivos, agregando buffer fosfato de 8ml, cloruro de calcio 4ml, cloruro férrico 8ml, finalmente 8ml de sulfato de magnesio y homogenizando de forma adecuada.

Procedimiento experimental

Se medio 12 litros de dilución para 15 grupos, se preparó 30 botellas de winkler donde se va almacenando las muestras, previamente rotulados las botellas, se realizó un total de cuatro concentraciones que son: 5 – 300ml, 50-300ml, 100-300ml y 300-300ml y un testigo, en las primeras 6 botella echamos 5ml de la muestra 295ml de dilución, en la segunda 6 botellas de winkler echamos 50ml de muestra y 250ml de solución de dilución, en la tercera 6 botellas de winkler preparamos una 100ml de muestras y 200ml de solución de dilución, en la cuarta: 6 botellas preparamos 300ml de muestras a 0ml de solución de dilución, de la misma forma se preparó una dilución de testigo, el frasco se cerró con cuidado evitando la entrada de burbujas de aire; para ello, se humedeció previamente el tapón y se agitó el recipiente rápidamente mediante varias inmersiones, una vez realizado todos los procedimientos llevar las 15 botellas de winkler a la estufa bacteriológica a una temperatura de 20C° durante 5 días y las 15 botellas de winkler restantes se titula al inicio, agregar 2ml de sulfato de manganeso y 2ml de yoduro alcalino, cerrar el frasco con precaución, procurando evitar que ingresen burbujas de aire, se dejó sedimentar en forma de copos en una zona oscura aproximadamente 5 minutos, una vez cuando los sobrenadantes este completamente clara, abrir el frasco y, utilizando una pipeta delgada, añadir 2 ml de ácido sulfúrico; luego cerrar nuevamente el recipiente y agitarlo, transvasar cuidadosamente los 203ml de solución a un erlenmeyer, añadir 1ml de almidón de papa, valorar con el tiosulfato de sodio a 0.01N hasta su decoloración, anotar el volumen gastado, repetir todos los pasos para las otras muestras de agua.

Cálculos.

El cálculo se efectuó utilizando únicamente las botellas que presentaron un consumo de OD igual o superior a 2 mg/L y un OD residual de al menos 1 mg/L, aplicando para ello la ecuación correspondiente.

$$DBO5 \left(\frac{mgO2}{L} \right) = \frac{(ODConsumido - ODConsumo\ cepa)}{Vm} * V$$

Donde:

- ODC: ODi-ODr (oxígeno disuelto inicial menos el oxígeno disuelto residual).
- ODCc: ODi (agua de dilución + cepa) – ODr (agua de dilución + cepa).
- V: Volumen de la botella de winkler, de 300ml.
- Vm: Volumen de alícuota de la muestra.

Si todas las diluciones registran un OD residual menor a 1 mg/L, se debe elegir la botella con la menor concentración de oxígeno disuelto es decir, la de mayor dilución y por tanto la más representativa para realizar el cálculo y elaborar el informe de resultados.

c) Demanda química de oxígeno (DQO)

Metodología: SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 5220 D, 24th Ed. 2023. Chemical Oxygen Demand (COD). Closed Reflux, Colorimetric Method

Preparación de reactivos

- **Reactivo de digestión**

La preparación se realizó disolviendo en un matraz aforado de 1 litro: 500 ml de agua destilada, 12,259 g de dicromato de potasio, 167 ml de ácido sulfúrico y 33,3 g de sulfato de mercurio. Debido a que la reacción es exotérmica, la mezcla se agita cuidadosamente hasta que el sulfato de mercurio se disuelva por completo. Luego se añadió agua destilada para obtener un litro de solución de digestión de naranja.

- **Solución de ácido sulfúrico**

Se añaden 22 g de sulfato de plata a 2,5 l de ácido sulfúrico concentrado hasta su completa disolución.

Procedimiento

Coloque 2,5 ml de muestra en un vial al que se le agregaron 1,5 ml de solución esterilizada en autoclave y 2,5 ml de solución de ácido sulfúrico con sulfato de plata. Luego se cierra la botella y se agita hasta obtener una mezcla homogénea. Luego los viales se colocan en bloques de calentamiento (termoeléctrico) a 150°C durante 2 horas. Una vez finalizado el período de digestión se dejó enfriar la muestra para determinar el residuo de dicromato utilizando este método de titulación o colorimetría.

Cálculos

La función matemática de la DQO, basada en la absorbancia obtenida a partir de la curva de calibración, se determinó de la siguiente manera.

$$y = -0.0034x + 3.3855$$

$$ABS = -0.0034(DQO) + 3.3855$$

$$DQO = (ABS - 3.3855)$$

d) Sólidos totales suspendido

Metodología: SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 2540 D, 24th Ed. 2023. Solids. Total Suspended Solids Dried at 103-105 °C

Procedimiento

Se tararon individualmente los filtros estándares en placas de vidrio y se registró su peso seco inicial, obtenido tras secarlos a 103-105 °C, se colocaron el filtro en un embudo y se añade agua destilada para fijarlo, se dispuso el matraz Kitasato, se midió la muestra en una probeta de 100 ml, se encendió la bomba de vacío y se incorpora la muestra cuidadosamente con una varilla de vidrio, se filtró un volumen determinado de la muestras homogeneizada a través del filtro tarado, los filtro se secaron en una estufa a 103-105 °C durante 1 hora o hasta lograr un peso constante, Luego se transfirió al desecador para que se estabilice la temperatura, finalmente, se pesaron los filtros en una balanza analítica y se realizaron los cálculos correspondientes.

Cálculos:

$$SST \left(\frac{mg}{L} \right) = \frac{(masa\ final - masa\ inicial)Filtro}{VSST(L)}$$

Aceites y grasa

Metodología: EPA Method 1664, Revision B. 2010. n-Hexane Extractable Material (HEM; Oil and Grease) and Silica Gel Treated n-Hexane Extractable Material (SGT-HEM; Non-polar Material) by Extraction and Gravimetry

Procedimiento de Extracción:

Se midió cuidadosamente un volumen conocido de la muestra 200ml y se vertió en el embudo de decantación, se registró un volumen con precisión, pues se utilizará en los cálculos finales, se añadió un volumen conocido de n-hexano de 20ml, una vez agregado el volumen de hexano se cierra el embudo de decantación y agítalo suavemente para mezclar el disolvente con la muestra, se en vertió el embudo varias veces, liberando la presión interna periódicamente (abre la llave del embudo de decantación apuntando hacia la campana de extracción para ventilar), se dejó reposar el embudo de decantación hasta que se formen claramente dos capas: la fase acuosa

(inferior, en la mayoría de los casos) y la fase orgánica (superior), depende de la densidad del disolvente, la fase orgánica puede ser la superior (como con n-hexano) o la inferior (si fuera más denso que el agua). Para n-hexano, es la capa superior, abrió la llave del embudo de decantación y transfiere la fase acuosa a un recipiente de desecho (o reintrodúcela a la muestra si vas a hacer extracciones sucesivas), luego se transfiere la fase orgánica a un matraz previamente pesado o un vaso de precipitados limpio y seco, se llevó a baño maría a una temperatura de 103°C durante 20min y agitar suavemente el matraz para que se evapore en n-hexano.

cálculos

$$AyG, \frac{ml}{L} = \frac{(PF - PI)}{V} * 10^6$$

Donde:

- PF=peso final del matraz de extracción, g.
- PI=peso inicial del matraz de extracción, g.
- V=Volumen muestra, ml

e) Coliformes termotolerantes

Metodología: SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 9221 E-1, 24th Ed. 2023. Multiple-Tube Fermentation Technique for Members of the Coliform Group. Thermotolerant (Fecal) Coliform Procedure. Thermotolerant Coliform Test (EC Medium).

Prueba presuntiva

La muestra se agitó vigorosamente de 5 a 7 veces para garantizar una distribución uniforme de los microorganismos y se prepararon diluciones; Usando una pipeta estéril, tome 1 ml de la muestra inicial y transfíralo a un tubo que contenga 9 ml de agua de dilución estéril, obteniendo una dilución de 10^{-1} . Después de agitar, se volvió a extraer 1 ml del tubo usando otra pipeta estéril y se transfirió a un segundo tubo que contenía 9 ml de agua estéril, realizando una dilución de 10^{-2} . El procedimiento se repite hasta alcanzar 10^{-3} o alcanzar la dilución requerida. De las tres últimas diluciones, se inoculó asépticamente 1 ml en tubos de fermentación que contenían caldo de lauril triptosa; Las soluciones previamente diluidas se guardan en el frigorífico para su uso posterior. Los tubos de siembra se incubaron a 35°C durante 24 h. Pasado este tiempo se realizó una primera lectura para identificar los tubos positivos identificados por acidogénesis. (en

presencia de un indicador de pH), turbidez y la generación de gas visible en la campana Durham. Se observó para confirmar que el gas producido provenga de la fermentación de lactosa, evidenciada por la turbidez del medio, y no confundirlo con simples burbujas de aire, para evitar confusiones, se recomienda inspeccionar las campanas Durham antes de la inoculación y descartar aquellos tubos que presenten burbujas de aire, o eliminarlas de alguna manera antes de su uso, si en algunos tubos no se observa crecimiento, estos continuarán incubándose por 24 horas adicionales, finalmente, después de 48 horas desde la inoculación, se realizó la lectura final. Los tubos sin crecimiento ni producción de gas se consideraron negativos.

Prueba confirmatoria para coliformes totales.

A partir de cada tubo que resultó positivo en la prueba presuntiva, se agitó la muestra para homogeneizarla y se inocularon tres réplicas en tubos con caldo Lactosa Bilis Verde Brillante (LBVB), Se incubaron durante 48 horas a 36 °C, al finalizar la incubación, se observó turbidez y generación de gas.

Prueba confirmatoria para coliformes termotolerantes.

De cada tubo que resultó positivo en la prueba presuntiva, se agitó la muestra para lograr una buena homogeneización y se inocularon tres tubos con caldo E.C. (*Escherichia coli*), Posteriormente, se incubaron estos tubos a 36 °C durante 24 horas, tiempo tras el cual se observó la presencia de turbidez y gas.

3.7.3. Tercera etapa: Procedimiento de electrocoagulación y Análisis de parámetros fisicoquímicos y microbiológicos después del tratamiento.

La celda de electrocoagulación se instala en el lugar apropiado después de eliminar las impurezas de las placas. En una celda de vidrio especial se vierten 3,9 litros de aguas residuales previamente diluidas y sedimentadas. Las pruebas utilizaron cinco paneles de aluminio y cinco paneles de acero inoxidable, escalonados, sumergidos en un 80% y conectados mediante cables positivos y negativos. Se utilizó una fuente de alimentación de 220 V, configurada para diferentes corrientes: 20, 25 y 35 A. Las pruebas se realizan a intervalos de 15, 25 y 35 minutos; Después de 15 minutos, apague el suministro eléctrico y déjelo reposar durante 20 minutos, después de lo cual se recoge la muestra en una botella de 1 litro debidamente etiquetada. Este procedimiento se repite las veces restantes. Luego se analizan parámetros como aceite y grasa, bacterias coliformes termoestables, DBO₅, DQO, pH, suspensión total, temperatura y turbidez según el método establecido.

Figura 21.
Ensayos de electrocoagulación.

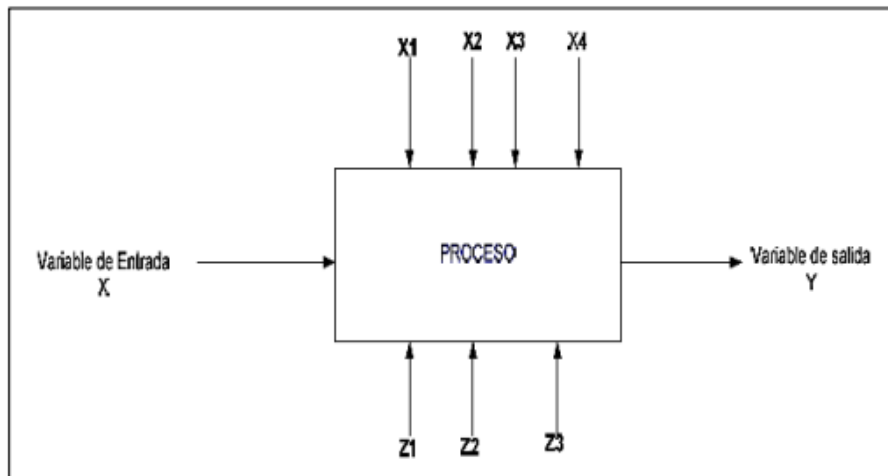


Fuente: Elaboración propia (2025)

3.8. Diseño de investigación (fase de gabinete)

Con el fin de combinar los factores (variables) en el diseño de investigación, se llevaron a cabo una serie de experimentos para evaluar su efecto sobre la variable dependiente.

Figura 22.
Diagrama de diseño de investigación.



Fuente: Elaboración propia (2025)

Para el diseño de investigación se empleó diseño factorial, se emplearon 3 niveles para cada factor (variables), para este caso se tiene un total de 81 combinaciones o ensayos ($3^4 = 81$) citado por (Cuba, 2020). De estas 81 combinaciones de ensayos, sólo se va a reducir a 9 ensayos usando el

método de Taguchi, este método ayuda a optimizar las variables más influyentes para lograr resultados positivos, se hizo un arreglo ortogonal que reside en disminuir el número de experimentos, lo necesario (Cuba, 2020; Kumar y Sharma, 2022).

Para este trabajo de investigación se tomaron en cuenta las siguientes dimensiones de la variable independiente con sus respectivos niveles, en la siguiente tabla se evaluaron las dimensiones con sus respectivos niveles de la variable independiente (Ankoliya et al., 2022).

Tabla 6.

Dimensiones de trabajo con su respectivo nivel de la variable independiente.

DIMENSIONES	NIVELES	VARIABLE INDEPENDIENTE
Intensidad de corriente	20 A/m ²	Proceso del efluente procedente de aguas residuales municipales por el método de electrocoagulación.
	25 A/m ²	
	30 A/m ²	
tiempo	15min	
	25min	
	35min	
pH	6	
	7	
	8	
Distancia entre electrodos	10mm	
	15mm	
	20mm	

Fuente: Elaboración propia (2025)

En la tabla siguiente se presentan las combinaciones posibles de los indicadores y niveles de la variable independiente, establecidas para lograr resultados positivos en los experimentos, utilizando el diseño de Taguchi (Cuba, 2020).

Tabla 7.*Matriz de experimento aplicando del diseño de Taguchi.*

Nº	X1 (Intensidad del corriente)	X2 (Tiempo)	X3 (pH)	X4 (Distancia mm)	Y
1	20 A/m2	15	6	10	Y1
2	20 A/m2	25	7	15	Y2
3	20 A/m2	35	8	20	Y3
4	25 A/m2	15	7	20	Y4
5	25 A/m2	25	8	10	Y5
6	25 A/m2	35	6	15	Y6
7	30 A/m2	15	8	15	Y7
8	30 A/m2	25	6	20	Y8
9	30 A/m2	35	7	10	Y9

Fuente: Elaboración propia (2025)

➤ **Dimensiones controlables:****X1:** Intensidad de corriente**X3:** Tiempo de electrocoagulación**X2:** pH.**X4:** Distancia.» **Variable de salida:**

Y: Porcentaje de remoción de contaminantes del efluente de aguas residuales municipales:

Resultado del método de electrocoagulación.

$$Y\% \text{ Remocion} = \frac{C1 - C2}{C1} \times 100$$

C1: Concentración inicial.

C2: Concentración final.

3.8.1. Estadística

continuación tienes un esquema completo para un diseño factorial 3^4 (4 factores A, B, C, D, cada uno con 3 niveles, y n réplicas por combinación)

$$Y_{ijklt} = \mu + \alpha_i + \beta_j + \gamma_k + \delta_\ell + (\alpha\beta)_{ij} + (\alpha\gamma)_{ik} + (\alpha\delta)_{i\ell} + (\beta\gamma)_{jk} \\ + (\beta\delta)_{j\ell} + (\gamma\delta)_{k\ell} + (\alpha\beta\gamma)_{ijk} + (\alpha\beta\delta)_{ij\ell} + (\alpha\gamma\delta)_{ik\ell} \\ + (\beta\gamma\delta)_{jk\ell} + (\alpha\beta\gamma\delta)_{ijkl} + \varepsilon_{ijklt},$$

Donde:

- $i, j, k, \ell = 1, 2, 3$ niveles de A, B, C, D
- $t = 1, \dots, n$ réplicas
- μ : media global
- $\alpha_i, \beta_j, \gamma_k, \delta_\ell$: efectos principales (suman cero)
- Términos de interacción de orden 2, 3 y 4 (cada suma marginal es cero)
- $\varepsilon \sim N(0, \sigma^2)$

CAPÍTULO IV

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Caracterización de análisis fisicoquímica y microbiológica del efluente.

Tabla 8.

Parámetros fisicoquímicos y orgánicos del efluente antes de tratar.

Parámetros fisicoquímicos y orgánicos	Resultados en laboratorios de UNAJ	Laboratorios CERPER Arequipa
Aceites y grasas (mg/L)	24.8	22.40
Coliformes termotolerantes (NNP/100ml)	15 360 000	79 000 000
Demanda química de oxígeno (mg/L)	436.6	457.0
Demanda bioquímica de oxígeno (mg/L)	190.24	180.0
Temperatura (°C)	12.8	25.0
Sólidos suspendidos totales (mg/L)	157	176.90
pH	7.80	7.29

Fuente: Elaboración propia (2025)

En la tabla 8, se presentan los resultados realizados en los laboratorios de UNAJ y en CERPER Arequipa evidencia que, aunque ambos reportan una tendencia común de alta contaminación en las aguas residuales municipales, se observan variaciones atribuibles a la metodología empleada, la estacionalidad, la localización de los muestreos y la heterogeneidad propia del efluente. Los valores de aceites y grasas (24,8 mg/L en UNAJ y 22,4 mg/L en CERPER) son similares y superiores al límite normativo (15 mg/L), concordando con (Lao y Aguilar, 2019), aunque las diferencias entre laboratorios se explican por la sensibilidad de los métodos de análisis y la variación en la carga doméstica. En el caso de los coliformes termotolerantes, se registra una marcada diferencia (15,360,000 en UNAJ frente a 79,000,000 en CERPER), lo que difiere de lo reportado por (Ayuque y Esteban, 2021), quienes documentaron valores estables en laboratorio; sin embargo, estas variaciones responden a la alta variabilidad microbiológica y a la procedencia de las muestras, que pueden influir en los resultados. La DQO (436,6 vs. 457 mg/L) y la DBO₅ (190,2 vs. 180 mg/L) son cercanas entre sí y coinciden con lo señalado por (Rivas y Rojas, 2020), aunque las pequeñas diferencias reflejan la carga orgánica variable y las condiciones analíticas de cada laboratorio. En cuanto a la temperatura (12,8 °C en UNAJ y 25 °C en CERPER), la

discrepancia es significativa, lo que concuerda con (Ccente, 2023), quien explica que este parámetro depende fuertemente de las condiciones ambientales y de la hora de muestreo. Finalmente, los sólidos suspendidos totales (157 vs. 176,9 mg/L) muestran valores elevados y comparables con los de (Cuba, 2020), aunque las diferencias se deben a la turbulencia, los sólidos arrastrados y la técnica de muestreo aplicada. El pH (7,80 vs. 7,29) se mantiene dentro del rango permitido (6–9), lo que coincide con lo reportado por (Rivas & Rojas, 2020), aunque las variaciones responden a la química del agua y la presencia de compuestos ácidos o básicos en el momento de la toma de muestra. En conjunto, estas diferencias con los autores y entre laboratorios demuestran que, aunque los valores fluctúan, la tendencia de alta contaminación es constante, confirmando la necesidad de aplicar tecnologías de tratamiento avanzadas como la electrocoagulación (Cuba, 2020; Gonzales, 2024).

4.2. Ensayo a pH = 7 (en condiciones de flujo iniciales)

En los primeros tres estudios la muestra se utilizó en su estado original, sin ajuste de pH, incorporando los factores de intensidad, tiempo y distancia.

Tabla 9.

Condiciones iniciales de la muestra a pH = 7.

Parámetros fisicoquímicos y orgánicos	Resultados
Aceites y grasas (mg/L)	24.8
Coliformes termotolerantes (NNP/100ml)	15,360,000
Demanda química de oxígeno (mg/L)	436.6
Demanda biológica de oxígeno (mg/L)	190.24
Temperatura (°C)	12.8
Sólidos suspendidos totales (mg/L)	157
pH	7

Fuente: Elaboración propia (2025)

En la tabla 9, se presentan los resultados obtenidos a condiciones iniciales a pH (7), muestran que las aguas residuales municipales presentan una carga contaminante que supera los límites del D.S. N.º 003-2010-MINAM. La concentración de aceites y grasas (24,8 mg/L) excede el límite de 15 mg/L, en concordancia con (Lao y Aguilar, 2019), aunque con ligeras diferencias atribuibles a la naturaleza del efluente y la estacionalidad. Los coliformes termotolerantes

(15,360,000NMP/100 ml) reflejan una carga microbiológica mayor que la descrita por (Ayuque y Esteban, 2021), lo cual puede deberse a diferencias en las condiciones de muestreo y la variabilidad de la contaminación fecal. De igual forma, la DQO (436,6 mg/L) y la DBO₅ (190,24 mg/L) superan los valores máximos permisibles (250 y 100 mg/L), mostrando variaciones frente a lo reportado por (Rivas y Rojas, 2020), quienes hallaron 457 y 180 mg/L respectivamente, evidenciando similitud en la magnitud de la carga orgánica, aunque con pequeñas discrepancias atribuibles al tipo de aguas residuales y la infraestructura de cada zona. Los sólidos suspendidos totales (157 mg/L) también superan el límite de 50 mg/L, resultado cercano al reportado por (Cuba, 2020), lo que confirma la tendencia, aunque con diferencias explicables por la heterogeneidad de las descargas urbanas.

En contraste, el pH (7) se mantiene dentro del rango permitido (6–9), al igual que en estudios de (Ccente, 2023), lo cual sugiere estabilidad en este parámetro pese a la alta carga contaminante. La temperatura (12,8 °C) coincide con valores altiplánicos reportados por (Ccente, 2023), aunque puede variar ligeramente según la época del año y las condiciones ambientales. En conjunto, estas variaciones entre los resultados locales y los reportes de la literatura demuestran que, si bien existe una tendencia general de alta contaminación en aguas residuales municipales, los valores específicos dependen de factores como la ubicación geográfica, el tipo de actividad humana predominante, la época de muestreo y las condiciones operativas de cada planta o sistema de descarga. Esto justifica la necesidad de implementar tecnologías avanzadas como la electrocoagulación, que han mostrado eficiencias superiores al 90 % en la remoción de DQO, DBO₅ y coliformes (Cuba, 2020; Gonzales, 2024), siendo una alternativa adaptable a distintos contextos.

4.3. Ensayo a pH = 8 (Básico)

Para los tres experimentos siguientes se trabajó con una muestra en condiciones básicas, alcanzando el pH deseado mediante la adición de soda cáustica. Se evaluó el rendimiento del tratamiento en estas condiciones para determinar qué tan cerca se llega a los límites permisibles para el reúso, combinando nuevamente los factores de intensidad, tiempo y distancia entre electrodos.

Tabla 10.*Condiciones iniciales de la muestra pH = 8.*

Parámetros fisicoquímicos y orgánicos	Resultados
Aceites y grasas (mg/L)	24.8
Coliformes termotolerantes (NNP/100ml)	15,360,000
Demanda química de oxígeno (mg/L)	436.6
Demanda biológica de oxígeno (mg/L)	190.24
Temperatura (°C)	12.8
Sólidos suspendidos totales (mg/L)	157
pH	8

Fuente: Elaboración propia (2025)

En la tabla 10, se presentan los resultados iniciales a pH (8), evidencian que las aguas residuales municipales presentan una elevada carga contaminante que excede los límites del D.S. N.º 003-2010-MINAM, con aceites y grasas (24,8 mg/L) por encima del valor permitido (15 mg/L), en concordancia con (Lao y Aguilar, 2019), aunque con ligeras diferencias atribuibles a la naturaleza del efluente; los coliformes termotolerantes ($1,53 \times 10^7$ NMP/100 ml) superan ampliamente los estándares, siendo mayores a lo descrito por (Ayuque y Esteban, 2021), lo que puede explicarse por la variabilidad en la contaminación fecal y las condiciones de muestreo. De igual manera, la DQO (436,6 mg/L) y la DBO₅ (190,24 mg/L) sobrepasan los límites de 250 y 100 mg/L respectivamente, valores comparables a los reportados por (Rivas y Rojas, 2020), con pequeñas variaciones que dependen de la carga orgánica y las características locales del sistema de alcantarillado. Los sólidos suspendidos totales (157 mg/L) también exceden la norma (50 mg/L), siendo similares a los registrados por Cuba (2020), aunque con diferencias atribuibles a la heterogeneidad de los vertimientos urbanos. En contraste, el pH (8,0) se mantiene dentro del rango normativo (6–9), en línea con (Ccente, 2023), mientras que la temperatura (12,8 °C) refleja las condiciones altiplánicas descritas por el mismo autor. En conjunto, estas variaciones con los reportes previos se explican por factores como la ubicación geográfica, la época de muestreo, la composición del agua residual y las actividades humanas predominantes, lo cual confirma que, pese a las diferencias puntuales, existe una tendencia general de alta contaminación en las aguas

residuales municipales que justifica la implementación de tecnologías avanzadas como la electrocoagulación (Cuba, 2020; Gonzales, 2024).

4.4. Ensayo a pH = 6 (Ácido)

En los tres experimentos posteriores se utilizó una muestra en condiciones ácidas, ajustando el pH deseado mediante la incorporación de ácido clorhídrico. A continuación, se muestra la caracterización de la muestra a este pH.

Tabla 11.

Condiciones iniciales de la muestra a pH = 6.

Parámetros fisicoquímicos y orgánicos	Resultados
Aceites y grasas (mg/L)	24.8
Coliformes termotolerantes (NNP/100ml)	15 360 000
Demanda química de oxígeno (mg/L)	436.6
Demanda biológica de oxígeno (mg/L)	190.24
Temperatura (°C)	12.8
Sólidos suspendidos totales (mg/L)	157
pH	6

Fuente: Elaboración propia (2025)

En la tabla 11, los resultados obtenidos a condiciones iniciales a pH (6), muestran que las aguas residuales municipales presentan una elevada carga contaminante que sobrepasa los límites establecidos en el D.S. N.º 003-2010-MINAM. Los aceites y grasas (24,8 mg/L) exceden el límite de 15 mg/L, similar a lo encontrado por (Lao y Aguilar, 2019), aunque las variaciones se explican por la composición del efluente y el origen de las descargas. Los coliformes termotolerantes ($1,53 \times 10^7$ NMP/100 ml) son muy superiores al límite (≤ 1000 NMP/100 ml) y comparables con lo reportado por (Ayuque y Esteban, 2021), pero las diferencias de magnitud se deben a las condiciones sanitarias locales y a la estacionalidad del muestreo. La DQO (436,6 mg/L) y la DBO₅ (190,24 mg/L) sobrepasan los valores máximos de 250 y 100 mg/L, semejantes a los reportados por (Rivas y Rojas, 2020), quienes obtuvieron 457 y 180 mg/L, aunque estas variaciones dependen de la carga orgánica generada por la actividad urbana y de la eficiencia de los sistemas de recolección. Los sólidos suspendidos totales (157 mg/L) también sobrepasan la norma (50 mg/L), en coincidencia con Cuba (2020), quien reportó 176 mg/L,

aunque las diferencias están relacionadas con la heterogeneidad de los residuos domésticos. El pH (6,0) se ubica en el límite inferior permitido (6–9), coincidiendo con (Ccente, 2023)c, aunque las variaciones respecto a otros autores pueden atribuirse a la química del agua y a la presencia de ácidos orgánicos en el efluente. Finalmente, la temperatura (12,8 °C) refleja las condiciones climáticas de la región altiplánica y coincide con los valores de (Ccente, 2023), aunque difiere de estudios en zonas costeras o amazónicas donde se registran temperaturas más altas. En general, estas variaciones frente a los reportes previos se explican por factores como la ubicación geográfica, la época de muestreo, el tipo de actividades humanas predominantes, la infraestructura de alcantarillado y la metodología empleada, confirmando que, aunque los valores fluctúan entre estudios, la tendencia de alta contaminación es constante y justifica la aplicación de tecnologías como la electrocoagulación (Cuba, 2020; Gonzales, 2024).

4.5.Resultados en el trabajo de investigación

4.5.1. Experimentos para determinar los porcentajes de remoción de contaminantes.

Tras completar un total de 9 ensayos experimentales, la siguiente tabla presenta los resultados obtenidos en tres niveles de pH.

a) Resultados a pH = 7

Con este estado inicial de la muestra se realizaron tres experimentos combinando parámetros de intensidad, tiempo y distancia entre electrodos. Los resultados obtenidos tras analizar parámetros fisicoquímicos y orgánicos se presentan en la siguiente tabla.

Tabla 12.

Caracterización del efluente tratado en los tres experimentos realizados a pH = 7.

Experimentos	intensidad (amperios)	tiempo (minutos)	distancia de electrodos (mm)
Experimentos 02	20	25	15
Experimentos 04	25	15	20
Experimentos 09	30	35	10

parámetros fisicoquímicos y microbiológicos	Experimentos 02	Experimentos 04	Experimentos 09
Aceites y grasas (mg/L)	4.59	5.7	7.17
Coliforme termotolerantes (NNP/100ml)	2,846,583	190,440	3,328,000
Demanda química de oxígeno (mg/L)	184.9	158.5	94.9
Demanda biológica de oxígeno (mg/L)	81.80	84.10	37.60

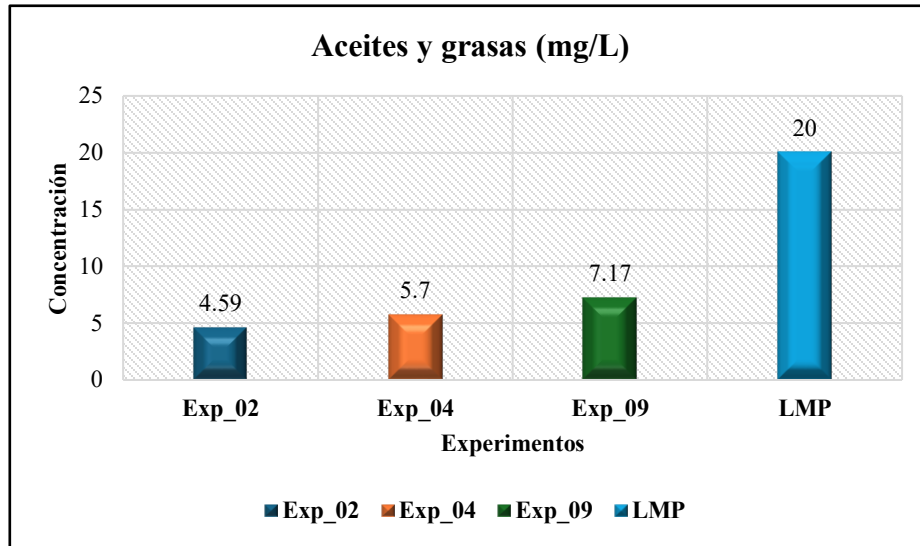
Temperatura (°C)	24.4	22.4	27.9
Sólidos suspendidos totales (mg/L)	124.13	133.43	93.03

Fuente: Elaboración propia (2025)

En la tabla 12, los resultados obtenidos en los experimentos 02, 04 y 09 evidencian que la eficiencia de la electrocoagulación depende de la intensidad de corriente, el tiempo de operación y la distancia entre electrodos, siendo el experimento 09 (30 A, 35 min, 10 mm) el que alcanzó las mejores remociones de carga orgánica con valores finales de DQO (94,9 mg/L) y DBO₅ (37,6 mg/L), cercanos a los límites establecidos en el D.S. N.º 003-2010-MINAM. Estos resultados coinciden con lo señalado (Cuba, 2020), quien encontró que altas intensidades y mayores tiempos de reacción mejoran la eliminación de DQO y SST, aunque con diferencias atribuibles al tipo de agua residual y a la variabilidad experimental. En el caso de los coliformes termotolerantes, el experimento 09 mostró valores más elevados ($3,32 \times 10^7$ NMP/100 ml) respecto al experimento 04 ($1,90 \times 10^7$ NMP/100 ml), lo que varía frente a lo reportado por (Ayuque y Esteban, 2021), quienes lograron remociones superiores al 99 %; estas diferencias pueden explicarse por la calidad inicial del efluente, la densidad celular y la ausencia de procesos combinados como electrooxidación. Respecto a los sólidos suspendidos totales (93,03 mg/L en el experimento 09), la tendencia coincide con lo descrito por (Lao y Aguilar, 2019), quienes reportaron mayor eficiencia en la coagulación con electrodos cercanos, aunque las variaciones frente a sus resultados se deben a la heterogeneidad del agua residual y a la dosis de electrolito empleada. Finalmente, el comportamiento del pH y la temperatura (22–28 °C) se mantuvo dentro de rangos similares a los descritos por (Ccente, 2023), aunque las diferencias en temperatura responden al calentamiento eléctrico generado por el paso de corriente. En conjunto, las variaciones observadas frente a los reportes de cada autor se explican por factores como la composición del agua, la procedencia del efluente, las condiciones experimentales y la metodología aplicada, confirmando que, aunque los valores fluctúan, la tendencia general valida a la electrocoagulación como una tecnología eficaz para reducir materia orgánica y sólidos, pero limitada para la eliminación microbiológica total sin un proceso complementario.

Figura 23.

Barras comparativas experimentos vs LMP para A y G.

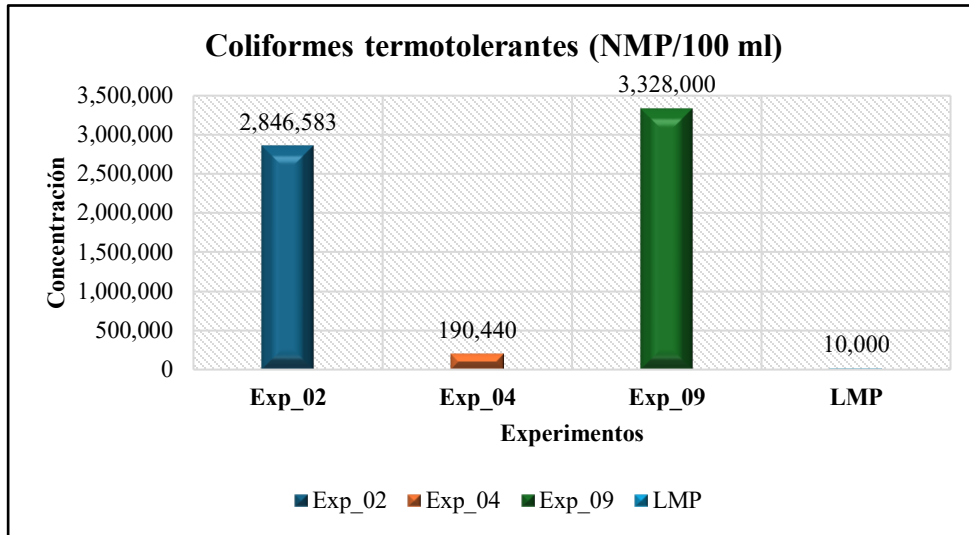


Fuente: Elaboración propia (2025)

La figura 23 para aceites y grasas (mg/L) muestra que todos los experimentos evaluados se encuentran por debajo del Límite Máximo Permissible (LMP = 20 mg/L, DS N.º 003-2010-MINAM), lo cual evidencia una adecuada eficiencia del tratamiento en este parámetro. El experimento 02 (4.59 mg/L) presenta la concentración más baja, seguido del experimento 04 (5.7 mg/L) y el experimento 09 (7.17 mg/L), valores que representan reducciones significativas respecto al estándar normativo. Estos resultados indican que el sistema aplicado controla de manera efectiva la presencia de aceites y grasas en el efluente, asegurando una descarga compatible con los criterios ambientales establecidos y minimizando riesgos de impacto negativo en los cuerpos receptores.

Figura 24.

Barras comparativas experimentos vs LMP para CTT.

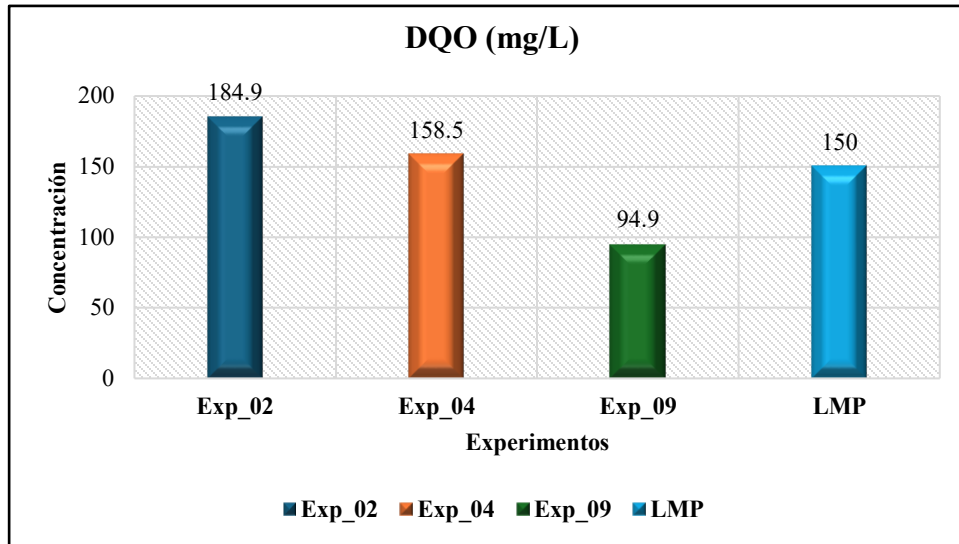


Fuente: Elaboración propia (2025)

La figura 24 evidencia un incumplimiento generalizado del LMP de 10 000 NMP/100 ml (DS N.º 003-2010-MINAM), ya que los valores del experimento 02 (2 846 583 NMP/100 ml) y 09 (3 328 000 NMP/100 ml) superan ampliamente el estándar, mientras que el experimento 04 (190 440 NMP/100 ml), aunque más favorable, también lo excede. Estos resultados reflejan la ausencia de una barrera de desinfección eficaz y la interferencia de la turbidez y los SST en la inactivación microbiana. Para alcanzar el cumplimiento normativo, se recomienda un pulido fisicoquímico (clarificación y filtración) complementado con desinfección controlada (cloración con verificación de residual o UV/ozono con dosis validadas), además del monitoreo de CT, pH y demanda de cloro para garantizar la eficacia del tratamiento.

Figura 25.

Barras comparativas experimentos vs LMP para DQO.

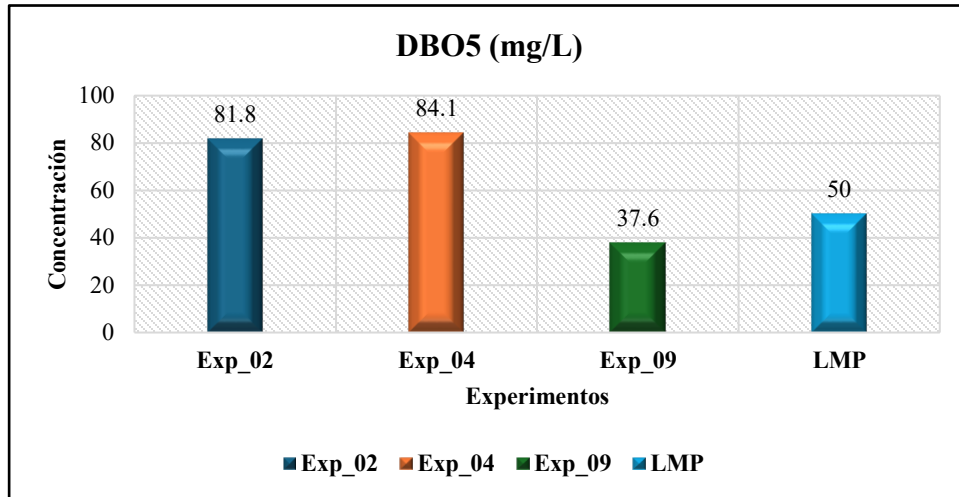


Fuente: Elaboración propia (2025)

En la figura 25 para (DQO, mg/L) muestra un comportamiento variable frente al Límite Máximo Permisible (LMP = 150 mg/L, DS N.º 003-2010-MINAM). El experimento 02 (184.9 mg/L) y el experimento 04 (158.5 mg/L) superan el estándar establecido, evidenciando un tratamiento insuficiente para la remoción de materia orgánica en dichas condiciones. En contraste, el experimento 09 (94.9 mg/L) se encuentra claramente por debajo del límite normativo, representando la condición más eficiente y adecuada en términos de reducción de carga orgánica. Estos resultados indican que la eficiencia del proceso depende de las variables operativas aplicadas, siendo necesario optimizar los parámetros de operación para garantizar el cumplimiento constante de la normativa ambiental.

Figura 26.

Barras comparativas experimentos vs LMP para DBO₅

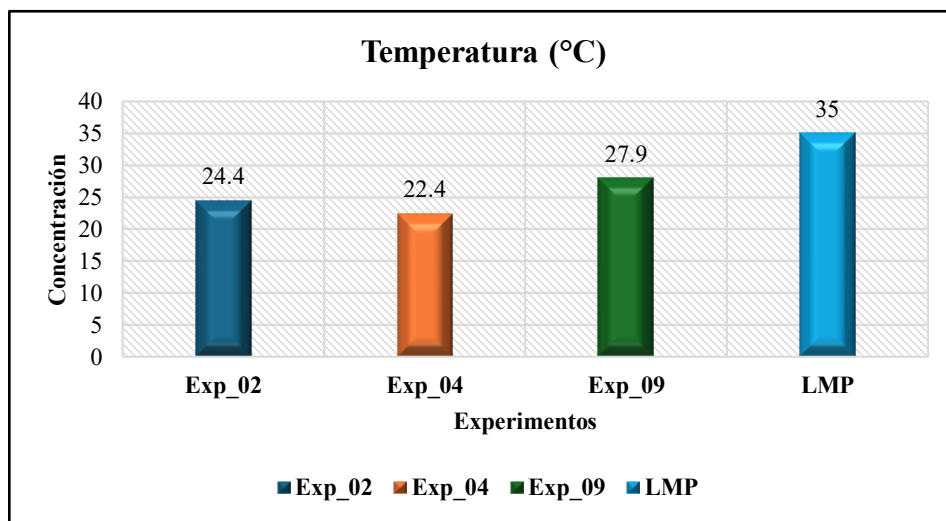


Fuente: Elaboración propia (2025)

La figura 26 para DBO₅ (mg/L) muestra un comportamiento diferenciado frente al LMP de 50 mg/L. El experimento 02 (81.8 mg/L) y el experimento 04 (84.1 mg/L) superan ampliamente el límite establecido, evidenciando una insuficiente reducción de la carga orgánica biodegradable. En contraste, el experimento 09 (37.6 mg/L) se encuentra por debajo del valor normativo, representando la condición más eficiente y ambientalmente adecuada. Estos resultados reflejan que la eficacia del tratamiento depende de las condiciones operativas, siendo necesario optimizar los parámetros de operación para garantizar un cumplimiento constante de la normativa.

Figura 27.

Barras comparativas experimentos vs LMP para T °.

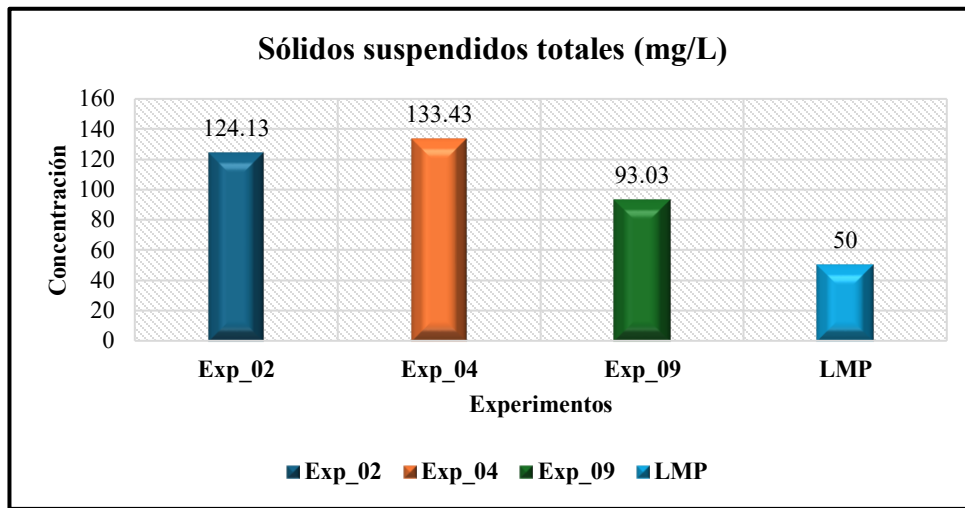


Fuente: Elaboración propia (2025)

La figura 27 para temperatura (°C) evidencia que todos los experimentos presentan valores por debajo del LMP de 35 °C establecido en la normativa ambiental. El experimento 04 (22.4 °C) registra la temperatura más baja, seguido del experimento 02 (24.4 °C) y el experimento 09 (27.9 °C), lo que demuestra que el efluente tratado se mantiene dentro de rangos adecuados para su descarga. Estos resultados reflejan un control térmico favorable del proceso, evitando impactos negativos en los cuerpos receptores y garantizando condiciones compatibles con la normativa vigente.

Figura 28.

Barras comparativas experimentos vs LMP para SST.



Fuente: Elaboración propia (2025)

La figura 28 para sólidos suspendidos totales (mg/L) muestra que ninguno de los experimentos cumple con el LMP de 50 mg/L. Los valores obtenidos en el experimento 02 (124.13 mg/L) y experimento 04 (133.43 mg/L) superan más del doble del límite permitido, mientras que el experimento 09 (93.03 mg/L), aunque más bajo, también excede la normativa. Estos resultados evidencian que el proceso de tratamiento aplicado no logra una remoción suficiente de sólidos, lo que implica la necesidad de optimizar las condiciones operativas y considerar procesos complementarios de sedimentación, filtración o coagulación-floculación para alcanzar los estándares ambientales.

Tabla 13.

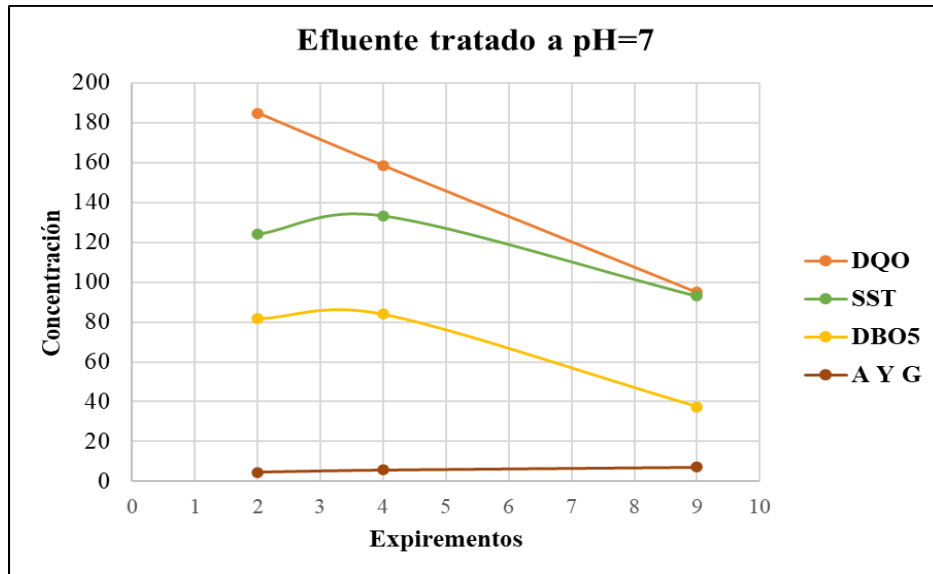
Caracterización del efluente tratado para los tres experimentos a pH =7.

Experimento	Intensidad (Amperios)	Tiempo (min)	Distancia entre electrodo (mm)	DQO	DBO5	SST	CTT	A Y G	% remoción DQO	% remoción DBO5	% remoción SST	% remoción CTT	% remoción A Y G
2	20	25	15	184.93	81.8	124.23	2,846,583	4.59	57.64	57.00	20.87	81.47	81.49
4	25	15	20	158.57	84.1	133.43	190,440	5.7	63.68	55.79	15.01	98.76	77.02
9	30	35	10	94.97	37.6	93.03	3,328,000	7.17	78.25	80.24	40.75	78.33	71.09

Fuente: Elaboración propia (2025)

Figura 29.

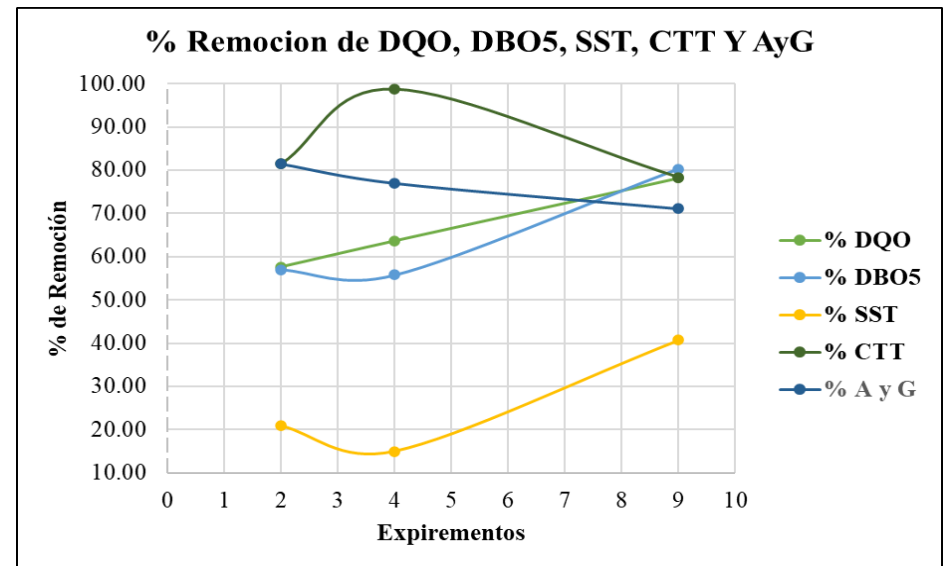
Efluente tratado de los parámetros de DQO, SST, DBO5 y A y G a pH = 7



Fuente: Elaboración propia (2025)

Figura 30.

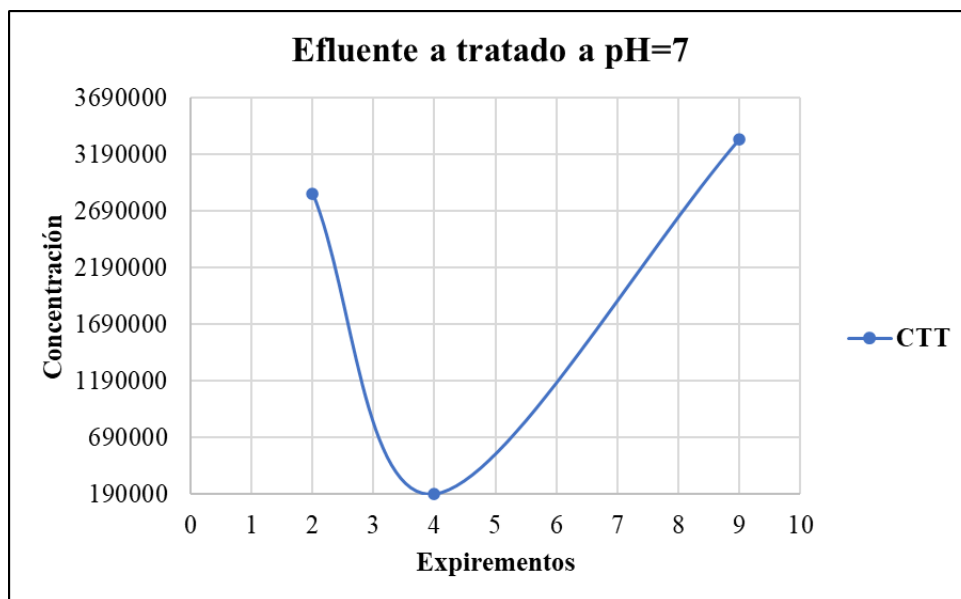
% de remoción de los parámetros de DQO, DBO5, SST, CTT y A y G a pH = 7



Fuente: Elaboración propia (2025)

Figura 31.

Efluente tratado del parámetro de CTT a pH = 7.



Fuente: Elaboración propia (2025)

Los resultados obtenidos de la tabla 13, La eficiencia de electrocoagulación en la remoción de SST estuvo determinada por la interacción de los parámetros operacionales. El experimento 9 alcanzó la mayor remoción (40.75 %) con 30 A, 35 min y 10 mm de distancia, mientras que el experimento 4 mostró la menor (15.01 %) por el corto tiempo y amplia separación de electrodos. En tanto, el experimento 2 presentó un valor intermedio (20.87 %). Estos hallazgos coinciden con la literatura, que resalta que mayor densidad de corriente, tiempos prolongados y menor distancia de electrodos incrementan la eficiencia del proceso reportados por (Canales et al., 2021) donde también obtuvo como resultado una remoción de 42.6% a un pH de 7.4 y 26V, de la misma forma (Araujo et al., 2021), también obtuvo una remociones de 51.3% de SST con 30min y a 12V, de esto podemos decir que la que la electrocoagulación es u a alternativa para la remoción de SST.

La tabla 13, muestran que la remoción de DBO₅ presentó su mayor eficiencia en el experimento 9 (80.24 %), donde la combinación de alta intensidad, mayor tiempo y corta distancia de electrodos favoreció la eliminación de materia orgánica. En cambio, el experimento 4 registró la menor eficiencia (55.79 %) debido al corto tiempo y amplia separación de electrodos, mientras que el experimento 2 mostró un rendimiento intermedio (57 %). Estos resultados evidencian que la sinergia entre los parámetros operacionales es decisiva para optimizar el proceso de electrocoagulación, de la isma forma (Patel et al., 2022; Shokri & Fard, 2022; Yáñez et al., 2025)

reportaron una de remoción de 74.5% que también está por encima de los experimentos 4 y 2, donde las condiciones óptimas fueron: pH:7, IC:89,92A/m² y una distancia de 1.5cm y se trabajó con electrodo de cobre, por otra parte (Ayuque & Esteban, 2021) también obtuvo como resultado una remoción de 78.89% que está muy cerca al experimento 1, a una distancia de 1cm y una área de 0.808253m² donde utilizo electrodos de aluminio y hierro.

Los resultados obtenidos en la tabla 13, la remoción de DQO mostró su mayor eficiencia en el experimento 9 (78.25 %), donde la alta intensidad de corriente, mayor tiempo de reacción y menor distancia de electrodos favorecieron la eliminación de materia orgánica. En cambio, el experimento 2 y 4 alcanzaron eficiencias menores (57.64 % y 63.68 %, respectivamente) debido a la baja intensidad y al corto tiempo de operación. Estos resultados coinciden con lo reportado por (Ankoliya et al., 2022; Leiva, 2024; Reyes, 2022; Niera, 2024; Shokri y Fard, 2022; Yáñez et al., 2025), donde reportaron 70.80%, 66.7%, 73%, 54.7% y 54.7% donde precisamente se encuentran en los experimentos reportados en la investigación y también quienes destacan que la densidad de corriente, el tiempo de contacto y la proximidad de los electrodos son factores críticos para maximizar la eficiencia de la electrocoagulación.

La tabla 13, la remoción de coliformes termotolerantes (CTT) alcanzó su mayor eficiencia en el experimento 4 (98.76 %), demostrando que incluso con un tiempo reducido, la intensidad aplicada fue suficiente para favorecer la desinfección por especies oxidantes generadas en el proceso. En cambio, los experimentos 2 y 9 registraron eficiencias ligeramente menores (81.47 % y 78.33 %), lo que sugiere que la mayor intensidad y tiempo no siempre garantizan mejores resultados debido a fenómenos de saturación. Estos hallazgos coinciden con lo señalado por (Ebba et al., 2022; Gonzales, 2024), donde reporto 97.9%, 88.2% y 73.6% que concuerdan con los experimentos realizados en la investigación y de la misma forma quienes destacan que la densidad de corriente es un factor crítico en la inactivación microbiana durante la electrocoagulación.

Los resultados obtenidos en la tabla 13, la remoción de aceites y grasas fue más eficiente en el experimento 2 (81.49 %), lo que demuestra que condiciones operativas moderadas (20 A, 25 min y 15 mm) favorecen la desestabilización y separación de emulsiones oleosas. En contraste, los experimentos 9 y 4 alcanzó la menor eficiencia (71.09 % y 77.02) pese a la mayor intensidad y tiempo, lo que sugiere efectos de saturación y menor coalescencia de gotas. Estos resultados coinciden con lo reportado por (Ayuque y Esteban, 2021), donde reporto 50.44% que es esta debajo de los experimentos realizados en la investigación y también señala que la intensidad de corriente

y el tiempo de operación deben mantenerse en rangos óptimos para maximizar la eliminación de aceites y grasas mediante electrocoagulación.

b) Experimento con pH = 6

En este grupo de ensayos se ajustó el pH de la muestra a 6 para evaluar su rendimiento. Al igual que en el grupo anterior, se realizaron tres experimentos combinando los parámetros de intensidad, tiempo y distancia entre electrodos.

La siguiente tabla muestra los resultados del tratamiento del efluente obtenidos en estos tres experimentos.

Tabla 14.

Caracterización del efluente tratado en los tres experimentos realizados a pH = 6.

Experimentos	Intensidad (amperios)	Tiempo (minutos)	Distancia de electrodos (mm)
Experimentos 01	20	15	10
Experimentos 06	25	35	15
Experimentos 08	30	25	20

parámetros fisicoquímicos y microbiológicos	Experimentos 01	Experimentos 06	Experimentos 08
Aceites y grasas (mg/l)	5.5	5	6.37
Coliforme termotolerantes (NNP/100ml)	22,657	15,365	1,333,333
Demanda química de oxígeno (mg/l)	211.77	127.1	146.6
Demanda biológica de oxígeno (mg/l)	124.7	55.73	92.87
Temperatura (°c)	21	28.3	23.6
Sólidos suspendidos totales (mg/l)	15	127	138

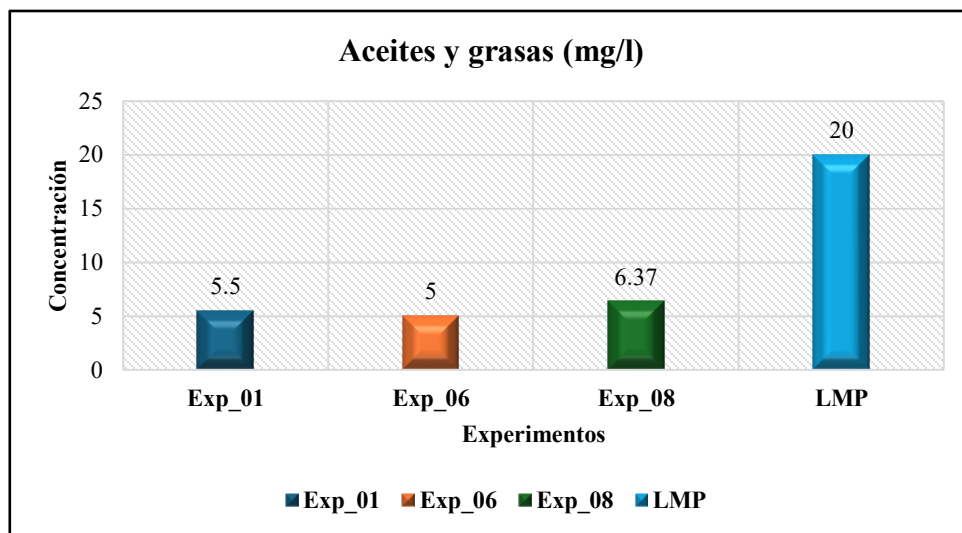
Fuente: Elaboración propia (2025)

En la tabla 14, los resultados de los experimentos 01, 06 y 08 muestran que la eficiencia de la electrocoagulación depende de la intensidad, el tiempo y la distancia entre electrodos, siendo el experimento 06 (25 A, 35 min, 15 mm) el más eficiente al lograr reducciones de DQO (127,1 mg/L) y DBO₅ (55,7 mg/L) que cumplen con los límites establecidos por el D.S. N.º 003-2010-MINAM; estos hallazgos coinciden con (Cuba, 2020), quien reportó que condiciones intermedias de corriente y tiempo permiten un mejor equilibrio entre eficiencia y consumo energético, aunque con variaciones atribuibles al tipo de efluente y las condiciones de operación. Por otro lado, el

experimento 08 (30 A, 25 min, 20 mm) presentó un incremento en coliformes ($1,33 \times 10^6$ NMP/100 ml), comportamiento distinto a lo descrito por (Ayuque y Esteban, 2021), quienes reportaron remociones superiores al 99 %; esta diferencia puede explicarse por la alta carga inicial, la heterogeneidad microbiológica y la ausencia de procesos complementarios de desinfección. En el experimento 01 (20 A, 15 min, 10 mm), la eliminación de aceites y grasas (5,5 mg/L) fue más evidente que en los demás ensayos, resultado cercano a lo documentado por (Lao y Aguilar, 2019), aunque la variación respecto a sus valores se debe a la composición del efluente y a la dosis de electrolito aplicada. Respecto a los sólidos suspendidos totales, en los experimentos 06 (127 mg/L) y 08 (138 mg/L) se evidenció un aumento por fenómenos de re-suspensión y turbulencia, comportamiento señalado también por (Ccente, 2023), aunque con diferencias atribuibles a la geometría de los electrodos y a la agitación interna del sistema. Finalmente, la temperatura (21–28 °C) se elevó debido al paso de corriente eléctrica, similar a lo descrito por (Rivas y Rojas, 2020), aunque las diferencias de magnitud responden al nivel de intensidad aplicado. En conjunto, las variaciones respecto a lo reportado por otros autores y los resultados de este estudio se deben a factores como la carga inicial del efluente, la estacionalidad, la configuración del reactor y la metodología empleada, confirmando que la electrocoagulación es eficaz en la reducción de materia orgánica y grasas, pero requiere de procesos adicionales para garantizar una remoción microbiológica adecuada.

Figura 32.

Barras comparativas experimentos vs LMP para A y G.



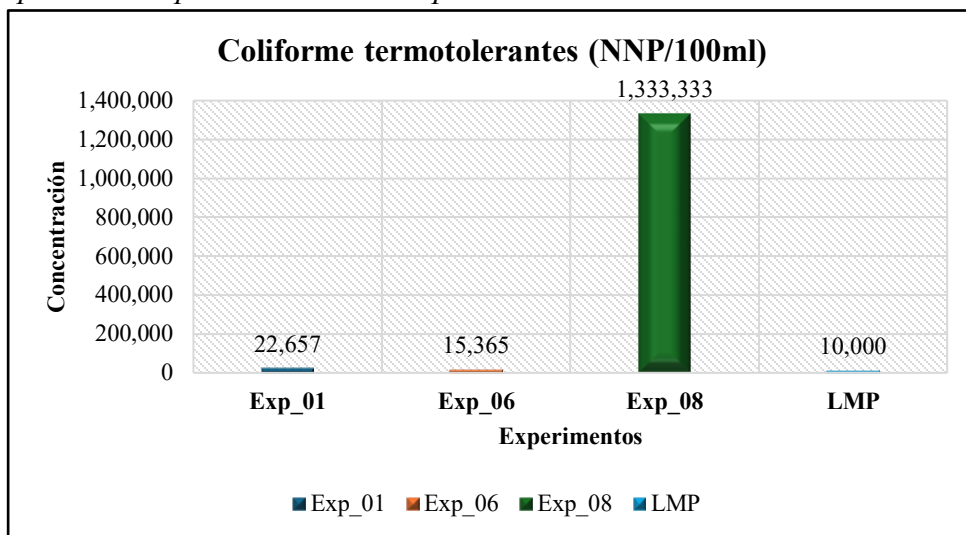
Fuente: Elaboración propia (2025)

La figura 32 para aceites y grasas (mg/L) evidencia que todos los experimentos se encuentran muy

por debajo del LMP de 20 mg/L, establecido en la normativa ambiental. El experimento 06 (5 mg/L) presenta el valor más bajo, seguido del experimento 01 (5.5 mg/L) y el experimento 08 (6.37 mg/L), lo que demuestra una alta eficiencia del tratamiento en la remoción de este parámetro. Estos resultados indican que el proceso aplicado garantiza la descarga de efluentes dentro de los límites permisibles, reduciendo riesgos de contaminación y cumpliendo con los estándares de calidad ambiental.

Figura 33.

Barras comparativas experimentos vs LMP para CTT.

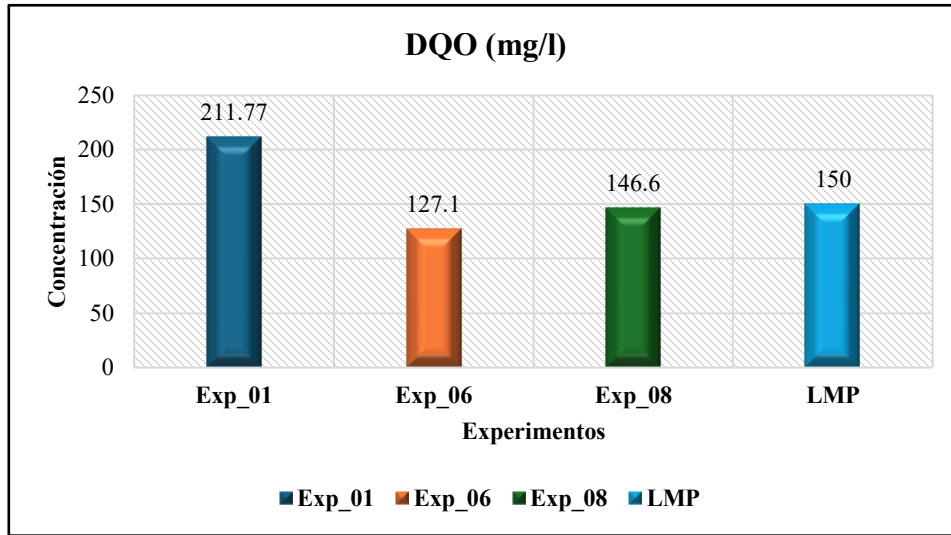


Fuente: Elaboración propia (2025)

La Figura 33, correspondiente a coliformes termotolerantes, muestra un incumplimiento del LMP de 10 000 NMP/100 ml (DS N.º 003-2010-MINAM) en todas las condiciones evaluadas. El experimento 06 (15 365 NMP/100 ml) supera en 1.54 veces el límite y requiere una reducción del 34.9%, mientras que el experimento 01 (22 657 NMP/100 ml) y el experimento 08 (1 333 333 NMP/100 ml) registran valores aún más elevados. Estos resultados evidencian que el proceso actual no asegura una inactivación microbiológica adecuada, comprometiendo la calidad sanitaria del efluente. Se recomienda aplicar un pulido fisicoquímico (clarificación y filtración para reducir turbidez y SST) y complementar con una desinfección controlada (cloración o sistemas UV/ozono con dosis validadas). La condición del exp_06, al presentar la menor concentración, resulta la más prometedora, aunque aún requiere optimizar la etapa de desinfección para garantizar el cumplimiento normativo.

Figura 34.

Barras comparativas experimentos vs LMP para DQO.

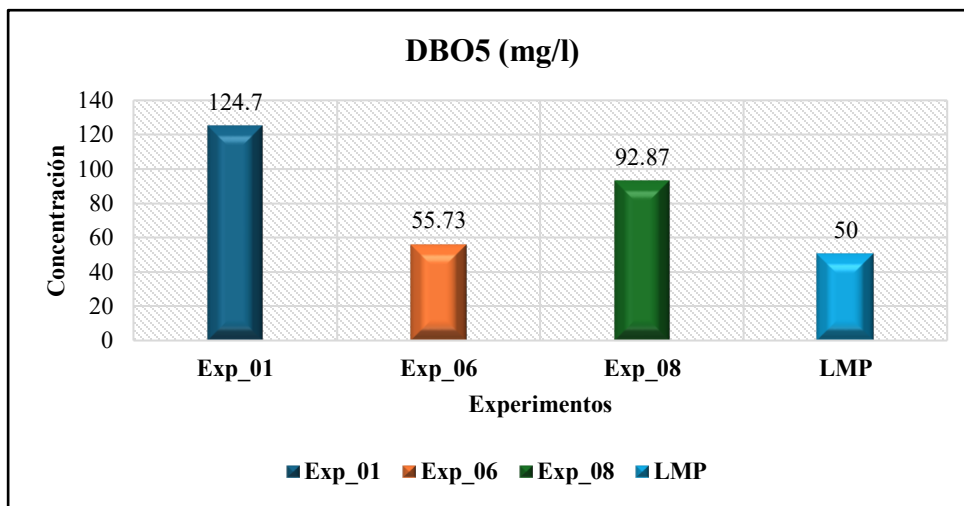


Fuente: Elaboración propia (2025)

En la figura 34 para (DQO, mg/L) refleja diferencias significativas en el desempeño de los experimentos frente al LMP de 150 mg/L. El experimento 01 (211.77 mg/L) supera ampliamente el límite permitido, evidenciando baja eficiencia en la remoción de materia orgánica. En contraste, el experimento 06 (127.1 mg/L) y el experimento 08 (146.6 mg/L) cumplen con la normativa, siendo el experimento 06 el más eficiente al registrar la menor concentración. Estos resultados sugieren que la optimización de condiciones operativas es clave para asegurar la estabilidad del proceso y garantizar el cumplimiento ambiental.

Figura 35.

Barras comparativas experimentos vs LMP para DBO₅.

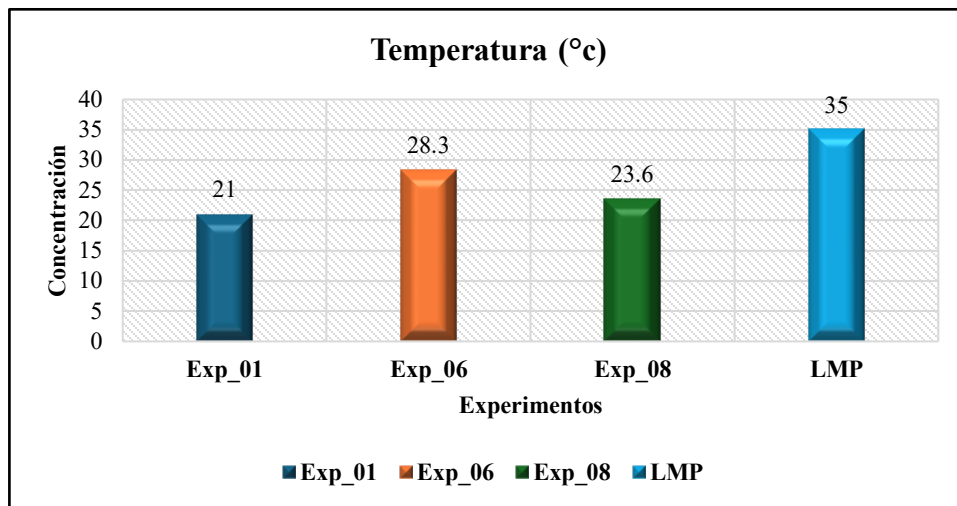


Fuente: Elaboración propia (2025)

En la figura 35 para, DBO₅ (mg/L) evidencia que solo el experimento 06 (55.73 mg/L) se aproxima al LMP de 50 mg/L, aunque lo supera ligeramente, mientras que el experimento 01 (124.7 mg/L) y el experimento 08 (92.87 mg/L) rebasan ampliamente el límite, reflejando una baja eficiencia en la reducción de la carga orgánica biodegradable. Estos resultados indican que, si bien el experimento 06 muestra la condición más favorable, aún es necesario optimizar los parámetros de operación para lograr un cumplimiento pleno de la normativa ambiental y garantizar la calidad del efluente.

Figura 36.

Barras comparativas experimentos vs LMP para T °.

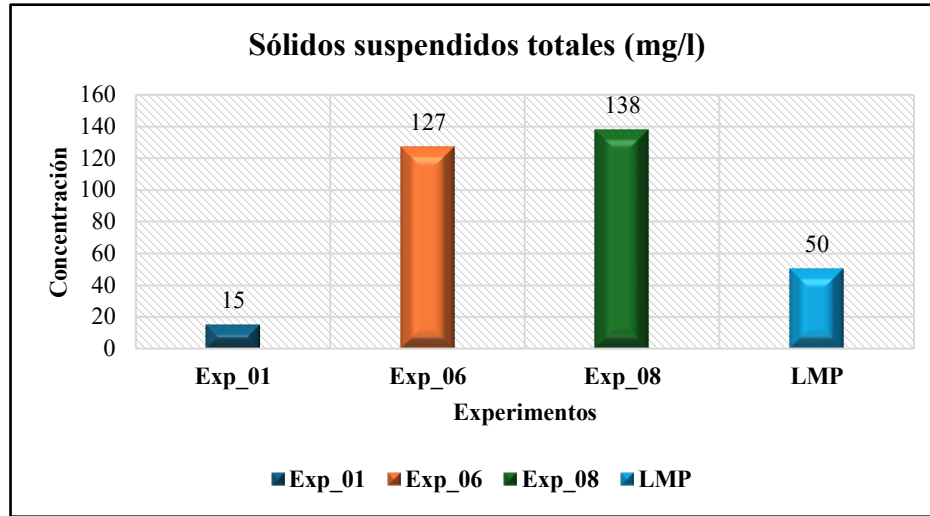


Fuente: Elaboración propia (2025)

En la figura 36 para temperatura (°C) muestra que todas las condiciones experimentales se encuentran por debajo del LMP de 35 °C, establecido en la normativa ambiental. El experimento 01 (21 °C) registra la temperatura más baja, seguido del experimento 08 (23.6 °C) y del experimento 06 (28.3 °C), lo que evidencia un adecuado control térmico del efluente tratado. Estos resultados confirman que el proceso no genera riesgos de alteración térmica en los cuerpos receptores y cumple con los estándares establecidos para la descarga de aguas residuales.

Figura 37.

Barras comparativas experimentos vs LMP para SST.



Fuente: Elaboración propia (2025)

En la figura 37 para Sólidos suspendidos totales (mg/L) evidencia un comportamiento contrastante frente al LMP de 50 mg/L. El experimento 01 (15 mg/L) se encuentra muy por debajo del límite permitido, demostrando una alta eficiencia en la remoción de sólidos. En cambio, el experimento 06 (127 mg/L) y el experimento 08 (138 mg/L) superan ampliamente el valor normativo, lo que indica deficiencias en la separación y sedimentación de partículas en esas condiciones. Estos resultados sugieren que solo la configuración del experimento 01 asegura un cumplimiento ambiental adecuado, mientras que las demás requieren optimización del proceso mediante mejoras en coagulación, floculación o filtración.

Tabla 15.

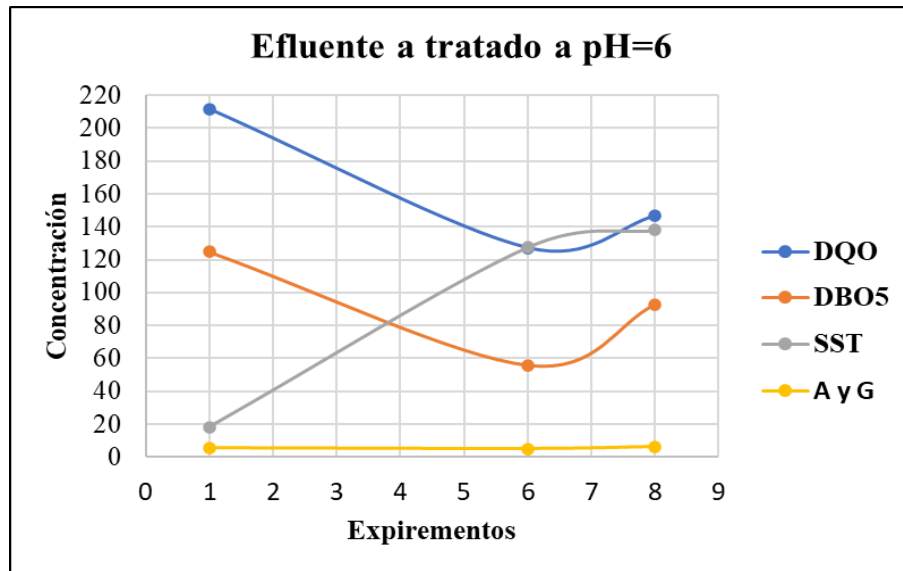
Caracterización del efluente tratado para los tres experimentos a pH = 6.

Experimento	Intensidad (Amperios)	Tiempo (min)	Distancia entre electrodo (mm)	DQO	DBO5	SST	CTT	A Y G	%	%	%	%	%
									remoción DQO	remoción DBO5	remoción SST	remoción CTT	remoción A Y G
1	20	15	10	211.77	124.7	18.03	22,657	5.5	51.50	34.45	88.52	99.85	77.82
6	25	35	15	127.1	55.73	127.63	15,363	5	70.89	70.71	18.71	99.90	79.84
8	30	25	20	146.6	92.87	138.00	1,333,333	6.37	66.42	51.18	12.10	92.62	74.31

Fuente: Elaboración propia (2025)

Figura 38.

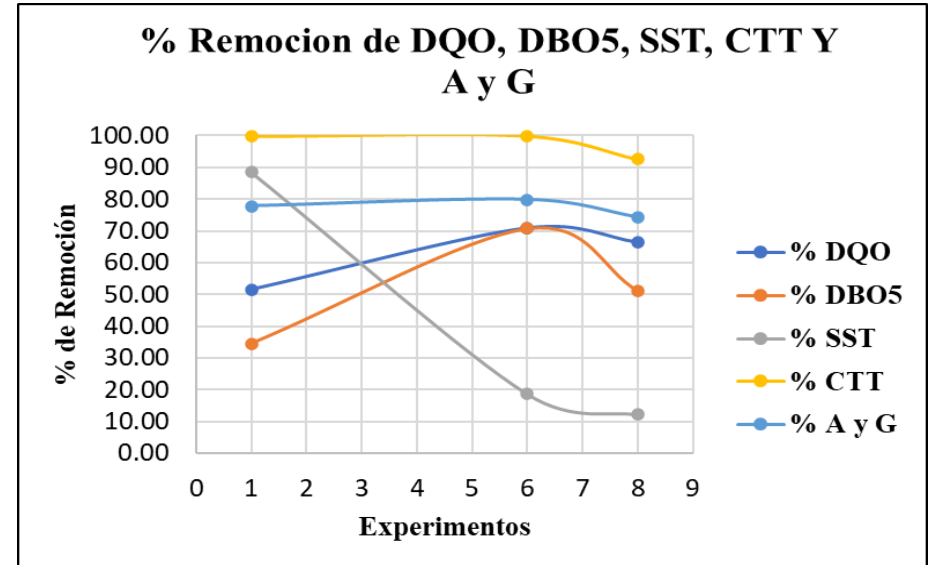
Efluente tratado de los parámetros de DQO, SST, DBO5 y A y G a pH =6



Fuente: Elaboración propia (2025)

Figura 39.

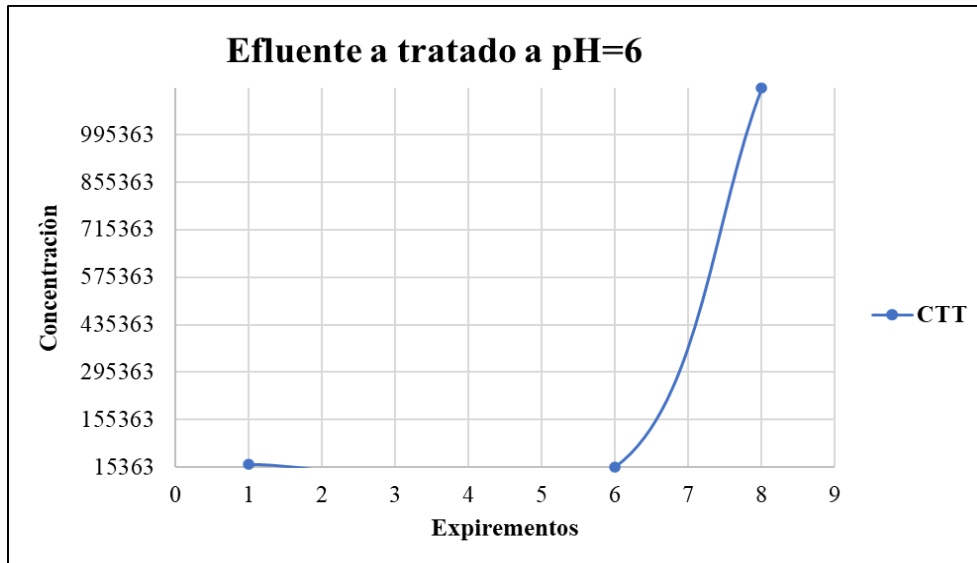
% de remoción de los parámetros de DQO, DBO5, SST, CTT y A y G a pH = 6



Fuente: Elaboración propia (2025)

Figura 40.

Efluente tratado del parámetro de CTT a pH = 6.



Fuente: Elaboración propia (2025)

Los resultados obtenidos en la tabla 15, la remoción de SST alcanzó su mayor eficiencia en el experimento 1 (88.52 %) con parámetros moderados (20 A, 15 min y 10 mm), lo que evidencia que corrientes bajas, tiempos reducidos y menor distancia entre electrodos favorecen la coagulación y sedimentación de partículas. En contraste, los experimentos 6 y 8 presentaron menores eficiencias (18.71 % y 12.1 %), debido a la mayor intensidad y separación de electrodos, condiciones que dificultan la formación de flóculos estables. Estos resultados coinciden con lo descrito por (Ayuque & Esteban, 2021), donde reportó 82.62% que está muy cercana a al experimento 1 que se desarrolló en la investigación y quien destaca que la optimización conjunta de intensidad, tiempo y distancia es esencial para maximizar la eficiencia de la electrocoagulación. Los resultados obtenidos en la tabla 15, la mayor eficiencia en la remoción de DBO₅ se obtuvo en el experimento 6 (70.71 %), donde la intensidad intermedia, mayor tiempo de operación y distancia adecuada entre electrodos favorecieron la oxidación y coagulación de la materia orgánica biodegradable. En contraste, el experimento 1 registró la menor eficiencia (34.45 %) debido a la baja intensidad y corto tiempo, mientras que el experimento 8 mostró un rendimiento intermedio (51.18 %). Estos resultados coinciden con lo reportado por (Leiva, 2024; Reyes, 2022; Niera, 2024), donde reportaron 70.80%, 55.3% y 51.9% que están muy cercano a los experimentos 6 y 8 que se reportó en la investigación, donde destacan que la combinación óptima de intensidad, tiempo y distancia de electrodos es fundamental para maximizar la eficiencia de la

electrocoagulación.

Los resultados obtenidos en la tabla 15, la mayor remoción de DQO se obtuvo en el experimento 6 (70.89 %), donde la combinación de intensidad intermedia, mayor tiempo de reacción y distancia adecuada de electrodos favoreció la descomposición de compuestos orgánicos. El experimento 8 mostró un rendimiento intermedio (66.42 %), mientras que el experimento 1 alcanzó la menor eficiencia (51.5 %) debido a la baja intensidad y corto tiempo de operación. Estos resultados concuerdan con lo señalado por (Reyes, 2022; Niera, 2024; Shokri y Fard, 2022; Yáñez et al., 2025), donde reportaron 51.9%, 66.7%, 73% y 54.7% que se encuentra dentro de los rangos obtenidos en los experimentos 6, 8 y 1 que se reportó en la investigación, quienes destacan que la densidad de corriente y el tiempo de operación en equilibrio son determinantes para maximizar la reducción de DQO en aguas residuales mediante electrocoagulación.

Los resultados obtenidos en la tabla 15, la remoción de CTT alcanzó valores casi totales en los experimentos 1 y 6 (99.85 % y 99.9 %, respectivamente), lo que demuestra que condiciones moderadas de operación son suficientes para lograr una inactivación microbiana eficiente. En contraste, el experimento 8 presentó una menor eficiencia (92.62 %) debido a la mayor distancia entre electrodos y al exceso de densidad de corriente, que pueden limitar la acción de las especies oxidantes. Estos resultados coinciden con lo señalado por (Ayuque y Esteban, 2021; Ebba et al., 2022), donde reporto 99.98% y 99.99%, que son muy cercanos a los experimentos 1 y 6 de la investigación, también consideran que la densidad de corriente y la proximidad de electrodos son factores críticos para la desinfección mediante electrocoagulación.

Los resultados obtenidos en la tabla 15, la remoción de aceites y grasas fue más eficiente en el experimento 6 (79.84 %), donde una intensidad intermedia y mayor tiempo de reacción favorecieron la separación de emulsiones oleosas. En el experimento 1 se alcanzó una eficiencia similar (77.82 %) gracias a la corta distancia entre electrodos, mientras que el experimento 8 mostró la menor eficiencia (74.31 %) debido a la sobregeneración de burbujas y a la mayor distancia aplicada. Estos resultados concuerdan con lo señalado por (Reyes, 2022), que reporto 91.1% de remoción y también destaca que la optimización de la densidad de corriente y el tiempo de operación en equilibrio con la distancia de electrodos es esencial para maximizar la remoción de aceites y grasas en aguas residuales.

c) Resultados a pH = 8

En este conjunto de experimentos se empleó una muestra cuyo pH se ajustó respecto al original, elevándolo a 8 mediante la adición de soda cáustica. Se llevaron a cabo tres ensayos combinando los factores de amperaje, tiempo y distancia entre los electrodos.

La siguiente tabla presenta los resultados obtenidos en estos experimentos.

Tabla 16.

Caracterización del efluente tratado en los tres experimentos realizados a pH = 8.

Experimentos	Intensidad (amperios)	Tiempo (minutos)	Distancia de electrodos (mm)
experimentos 03	20	35	20
experimentos 05	25	25	10
experimentos 07	30	15	15

parámetros fisicoquímicos y microbiológicos	Experimentos 03	Experimentos 05	Experimentos 07
Aceites y grasas (mg/l)	3.95	5.43	5.1
Coliforme termotolerantes (NNP/100ml)	0	5,234,800	12,586,667
Demanda química de oxígeno (mg/l)	172.53	127.93	127.1
Demanda biológica de oxígeno (mg/l)	107.23	72.07	84.87
Temperatura (°C)	22	24	26
Sólidos suspendidos totales (mg/l)	122.97	100.9	119.03

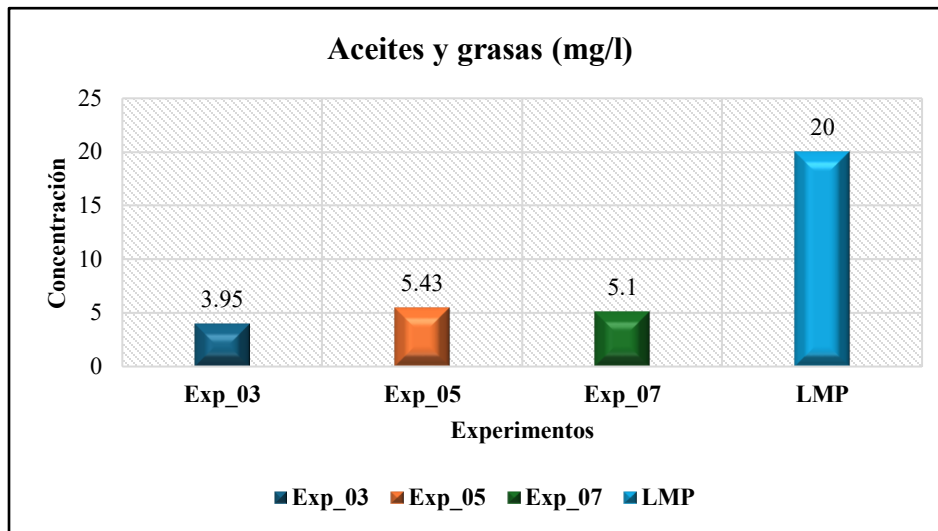
Fuente: Elaboración propia (2025)

En la tabla 16, los resultados de los experimentos 03, 05 y 07 muestran que la electrocoagulación tiene una eficiencia variable según la intensidad, el tiempo y la distancia entre electrodos, destacando el experimento 03 (20 A, 35 min, 20 mm) por lograr la remoción total de coliformes (0 NMP/100 ml) junto con reducciones de DQO (172,5 mg/L) y DBO₅ (107,2 mg/L) cercanas a los límites del D.S. N.º 003-2010-MINAM. Este comportamiento coincide con lo señalado por (Ayuque y Esteban, 2021), quienes reportaron altas eficiencias microbiológicas, aunque las diferencias en los valores pueden atribuirse a la carga inicial del efluente, la estacionalidad y la metodología de muestreo. Por el contrario, en los experimentos 05 y 07 se registraron altos valores de coliformes ($5,23 \times 10^6$ y $1,25 \times 10^7$ NMP/100 ml), lo que difiere de los reportes de (Ayuque y Esteban, 2021), explicado por los tiempos de contacto más cortos y la ausencia de procesos combinados. Los valores de aceites y grasas (3,95–5,43 mg/L) se mantienen por debajo de lo

normado (< 15 mg/L), similares a lo descrito por (Lao y Aguilar, 2019), aunque con variaciones que responden a la composición de cada muestra. En cuanto a los sólidos suspendidos totales (100,9–122,9 mg/L), estos superan la norma (50 mg/L), en línea con lo reportado por (Cuba, 2020), aunque las diferencias con sus resultados se deben a la geometría de los electrodos y la turbulencia generada en el reactor. Finalmente, la temperatura (22–26 °C) concuerda con lo descrito por (Ccente, 2023), pero con ligeras variaciones producto del calor generado por la intensidad aplicada. En conjunto, las discrepancias con los autores se explican por la heterogeneidad del agua residual, las condiciones ambientales y experimentales, y la configuración del reactor, confirmando que, aunque los resultados fluctúan, la tendencia general demuestra que la electrocoagulación es eficaz en la remoción de materia orgánica y grasas, pero limitada en la eliminación microbiológica si no se combina con otros procesos.

Figura 41.

Barras comparativas experimentos vs LMP para A y G.

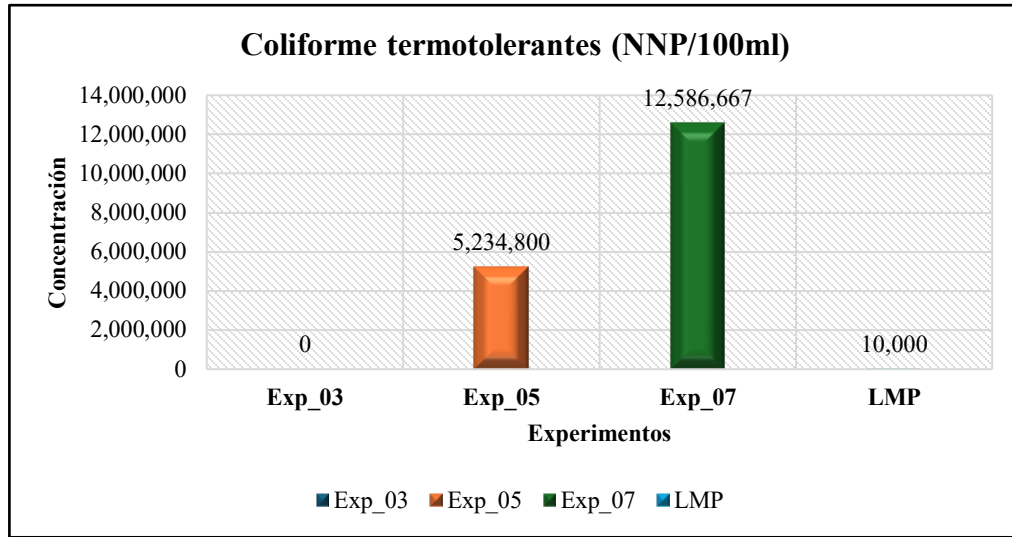


Fuente: Elaboración propia (2025)

En la figura 41 para aceites y grasas (mg/L) evidencia que todos los experimentos se encuentran muy por debajo del LMP de 20 mg/L, cumpliendo holgadamente con la normativa ambiental. El experimento 03 (3.95 mg/L) registra la concentración más baja, seguido del experimento (5.1 mg/L) y del experimento 05 (5.43 mg/L), lo que demuestra una alta eficiencia del tratamiento en la reducción de este parámetro. Estos resultados confirman que el proceso aplicado garantiza la descarga de efluentes dentro de los estándares de calidad, minimizando riesgos de contaminación por compuestos lipídicos en los cuerpos receptores.

Figura 42.

Barras comparativas experimentos vs LMP para CTT.

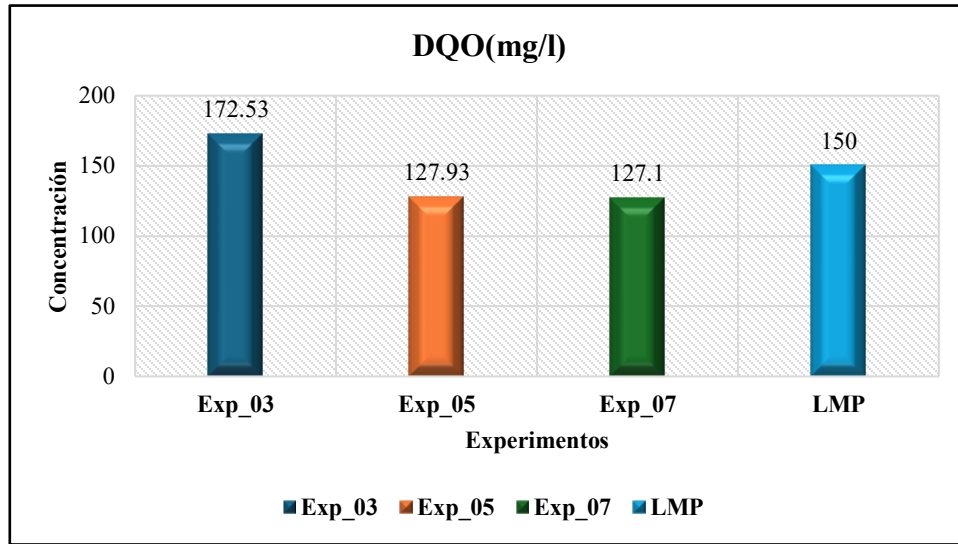


Fuente: Elaboración propia (2025)

La figura 42 para coliformes termotolerantes (LMP = 10 000 NMP/100 ml, DS 003-2010-MINAM) muestra: El experimento 03 = 0 NMP/100 ml (cumple, debe reportarse como <LD y confirmarse con duplicados), los experimentos 05 y 07 = 5.23×10^6 - 1.26×10^7 NMP/100 ml) no cumplí con LMP. En consecuencia, las condiciones los experimentos 05 y 07 carecen de una barrera de desinfección efectiva; para alcanzar el cumplimiento se debe incorporar/optimizar desinfección (cloración con control de CT y residual, o UV/ozono) precedida de clarificación/filtración que reduzca turbidez y SST, asegurando la inactivación microbiológica requerida.

Figura 43.

Barras comparativas experimentos vs LMP para DQO.

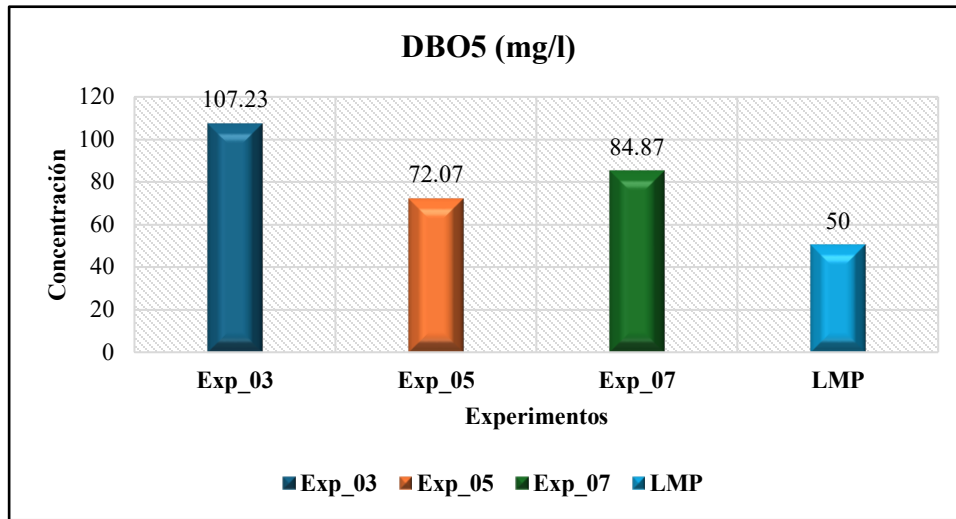


Fuente: Elaboración propia (2025)

En la figura 43 para (DQO, mg/L) muestra un desempeño diferenciado frente al LMP de 150 mg/L. El Exp_03 (172.53 mg/L) supera el límite permitido, lo que indica una remoción insuficiente de materia orgánica. En cambio, el Exp_05 (127.93 mg/L) y el Exp_07 (127.1 mg/L) se ubican por debajo del valor normativo, evidenciando un tratamiento más eficiente y adecuado para el cumplimiento ambiental. Estos resultados sugieren que, aunque existe variabilidad entre condiciones, las configuraciones de los experimentos 05 y 07 representan las alternativas más confiables para asegurar la calidad del efluente.

Figura 44.

Barras comparativas experimentos vs LMP para DBO₅.

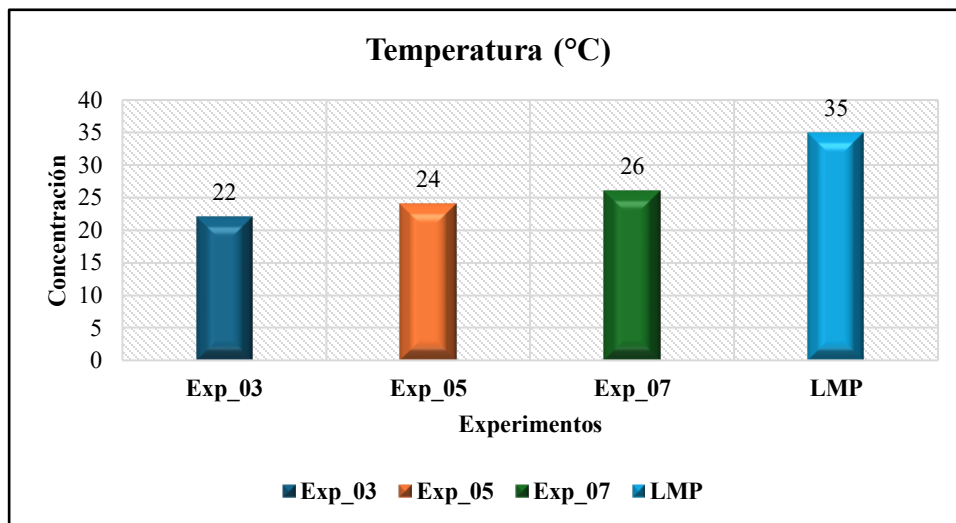


Fuente: Elaboración propia (2025)

En la figura 44 para DBO₅ (mg/L) evidencia que ninguno de los experimentos logra cumplir con el LMP de 50 mg/L. El experimento 03 (107.23 mg/L) presenta el valor más alto, seguido del experimento 07 (84.87 mg/L), mientras que el experimento 05 (72.07 mg/L), aunque registra la concentración más baja, también excede el límite permitido. Estos resultados indican que la eficiencia del tratamiento en la reducción de materia orgánica biodegradable es insuficiente y que se requiere optimizar las condiciones operativas o incorporar procesos complementarios de remoción biológica para garantizar el cumplimiento de la normativa ambiental.

Figura 45.

Barras comparativas experimentos vs LMP para T °.

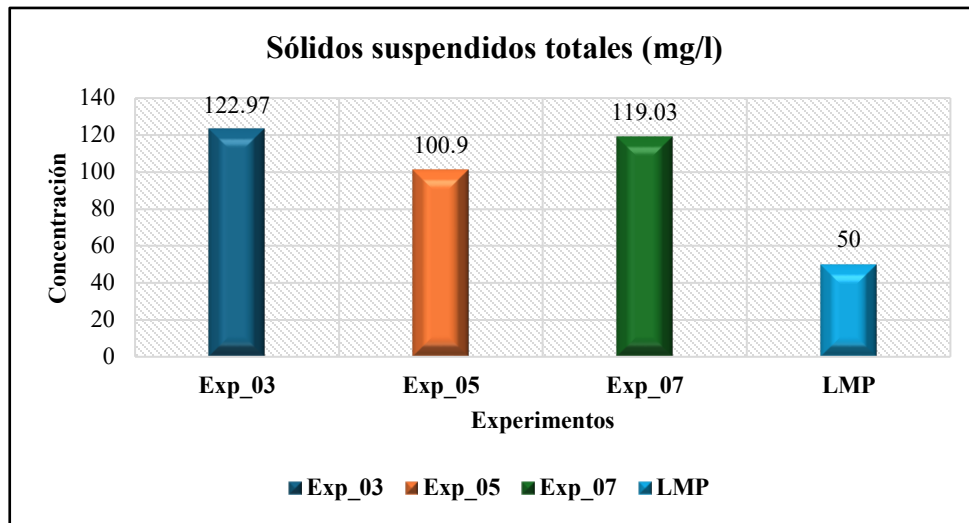


Fuente: Elaboración propia (2025)

En la figura 45 para Temperatura (°C) muestra que todos los experimentos se encuentran por debajo del LMP de 35 °C, cumpliendo con la normativa ambiental. El experimento 03 (22 °C) presenta el valor más bajo, seguido del experimento 05 (24 °C) y el experimento 07 (26 °C), lo que evidencia un adecuado control térmico del efluente tratado. Estos resultados confirman que el proceso no genera riesgos de alteración térmica en los cuerpos receptores y garantiza condiciones compatibles para su descarga.

Figura 46.

Barras comparativas experimentos vs LMP para SST.



Fuente: Elaboración propia (2025)

En la figura 46 para Sólidos suspendidos totales (mg/L) evidencia que ninguno de los experimentos cumple con el LMP de 50 mg/L. El experimento 03 (122.97 mg/L) y el experimento 07 (119.03 mg/L) presentan las concentraciones más elevadas, mientras que el experimento 05 (100.9 mg/L), aunque ligeramente menor, también excede ampliamente el límite normativo. Estos resultados reflejan que el proceso no logra una remoción suficiente de sólidos, lo que implica la necesidad de optimizar las condiciones operativas e incorporar etapas complementarias de sedimentación, coagulación-floculación o filtración para garantizar el cumplimiento ambiental.

Tabla 17.

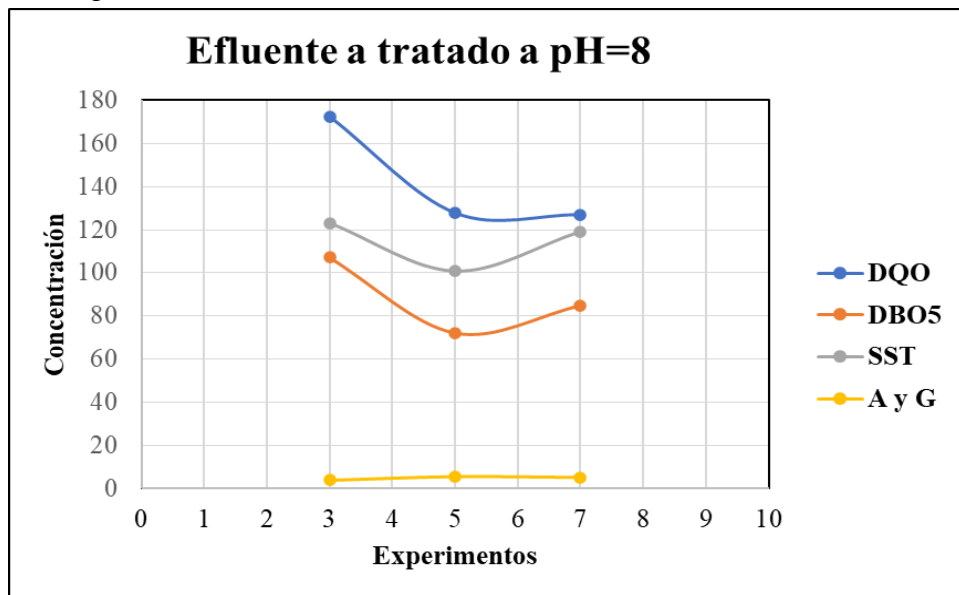
Caracterización del efluente tratado para los tres experimentos a pH = 8.

Experimento	Intensidad (Amperios)	Tiempo (min)	Distancia entre electrodo (mm)	DQO	DBO5	SST	CTT	A Y G	% remoción DQO	% remoción DBO5	% remoción SST	% remoción CTT	% remoción A Y G
3	20	35	20	172.53	107.23	122.97	0	3.95	60.48	43.63	21.68	100.00	84.07
5	25	25	10	127.93	72.07	100.9	5,234,800	5.43	70.70	62.12	35.73	65.92	78.10
7	30	15	15	127.1	84.87	119.03	12,586,667	5.1	70.89	55.39	24.18	18.06	79.44

Fuente: Elaboración propia (2025)

Figura 47.

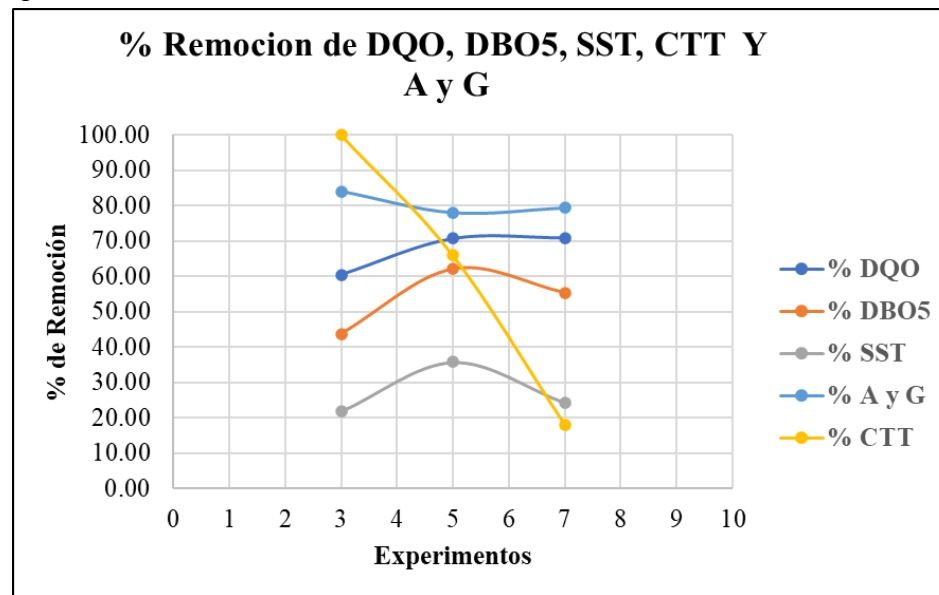
Efluente tratado de los parámetros de DQO, SST, DBO5 y A y G a pH = 6



Fuente: Elaboración propia (2025)

Figura 48.

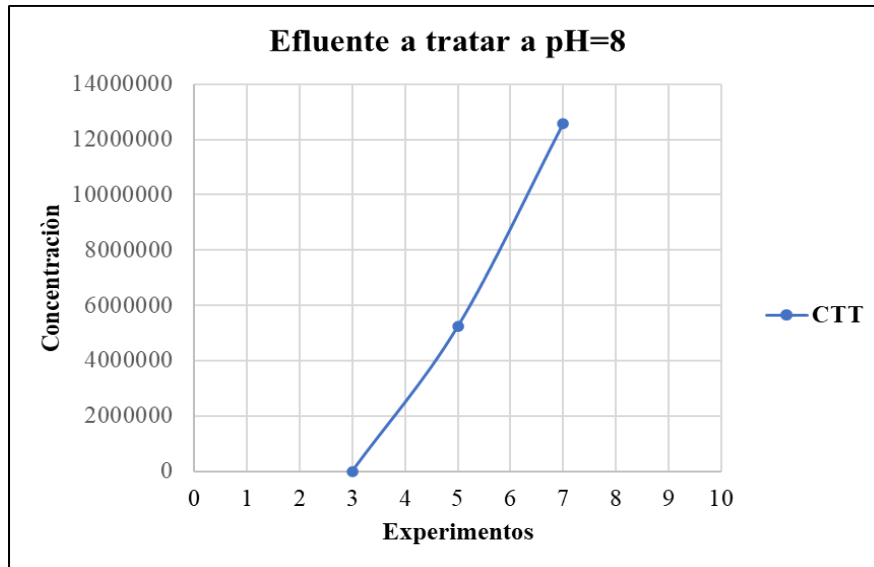
% de remoción de los parámetros de DQO, DBO5, SST, CTT y A y G a pH = 6



Fuente: Elaboración propia (2025)

Figura 49.

Efluente tratado del parámetro de CTT a pH = 6.



Fuente: Elaboración propia (2025)

Los resultados obtenidos en la tabla 17, la mayor remoción de SST se obtuvo en el experimento 5 (35.73 %), donde la intensidad intermedia, el tiempo moderado y la corta distancia de electrodos favorecieron la coagulación y sedimentación de partículas. En contraste, los experimentos 3 y 7 alcanzaron menores eficiencias (21.68 % y 24.18 %), lo que evidencia que una baja intensidad con gran distancia o una alta intensidad con poco tiempo de reacción limitan el proceso. Estos resultados concuerdan con lo señalado por (Dong et al., 2022), donde reporto como resultado 93.5% donde hay una gran diferencia de los experimento desarrollado en la investigación, quien destaca que la optimización equilibrada de los parámetros operativos es esencial para maximizar la eficiencia de la electrocoagulación.

Los resultados obtenidos en la tabla 17, la mayor eficiencia en la remoción de DBO₅ se alcanzó en el experimento 5 (62.12 %), donde la intensidad intermedia, el tiempo moderado y la corta distancia de electrodos favorecieron la eliminación de materia orgánica biodegradable. En contraste, el experimento 3 presentó la menor eficiencia (43.63 %) debido a la baja intensidad y gran separación de electrodos, mientras que el experimento 7 mostró un valor intermedio (55.39 %) condicionado por el corto tiempo de reacción. Estos resultados concuerdan con lo señalado por (Acuña & Pujaco, 2019; Mattos Reyes, 2022; Niera, 2024), obtuvieron como resultado 63.3% que

es muy cercano al experimento 5, donde también indica que la optimización conjunta de intensidad, tiempo y distancia es esencial para maximizar la eficiencia de la electrocoagulación.

Los resultados obtenidos en la tabla 17, la mayor eficiencia en la remoción de DQO se alcanzó en los experimentos 5 y 7 (70.7 % y 70.89 %, respectivamente), donde la combinación de intensidades intermedias o altas con tiempos adecuados de reacción favoreció la reducción de la carga orgánica. En contraste, el experimento 3 obtuvo una menor eficiencia (60.48 %) debido a la baja intensidad aplicada y a la amplia separación entre electrodos, factores que limitaron la generación de coagulantes. Estos hallazgos concuerdan con lo descrito por (Reyes, 2022; Niera, 2024; Patel et al., 2022; Shokri & Fard, 2022; Yáñez et al., 2025), donde reportaron 51.9%, 66.7%, 73%, 73% y 54.7% que son muy cercanos a los experimentos 5, 7 y 3, donde también indica que la densidad de corriente y la distancia óptima entre electrodos son variables críticas para maximizar la reducción de DQO en aguas residuales mediante electrocoagulación.

Los resultados obtenidos en la tabla 17, la mayor eficiencia en la remoción de CTT se obtuvo en el experimento 3 (100 %), donde el tiempo prolongado de reacción favoreció la inactivación total de la carga bacteriana, aun con baja intensidad. En contraste, el experimento 7 mostró la menor eficiencia (18.06 %) debido al corto tiempo de operación, mientras que el experimento 5 presentó un valor intermedio (65.92 %). Estos resultados coinciden con lo señalado por (Ayuque & Esteban, 2021; Ebba et al., 2022; Rivas & Rojas, 2020), reportaron 99.98%, 99.99% 100% que es el mismo porcentaje que se obtuvo en el experimento 3 de la investigación, donde destacan que la duración del tratamiento y la densidad de corriente en equilibrio son determinantes para la desinfección por electrocoagulación.

Los resultados obtenidos en la tabla 17, la mayor remoción de aceites y grasas se alcanzó en el experimento 3 (84.07 %), donde el tiempo prolongado de reacción favoreció la desestabilización y separación de emulsiones oleosas. En contraste, el experimento 5 presentó la menor eficiencia (78.1 %) debido al tiempo intermedio, mientras que el experimento 7 mostró un valor cercano (79.44 %) condicionado por el corto tiempo de operación a pesar de la alta intensidad aplicada. Estos resultados concuerdan con lo señalado por (Ayuque y Esteban, 2021; Reyes, 2022), reportaron 50.44% y 91.1% que está muy cercano a los experimento 3 y 7 que se reportaron en la investigación, de la misma forma indican que el tiempo de reacción, junto con la densidad de

corriente y la distancia óptima de electrodos, son determinantes para maximizar la remoción de aceites y grasas en la electrocoagulación.

4.6.Resultados mediante el software de Minitad

Diseño de Taguchi

Diseño Taguchi de arreglo ortogonal

4.6.1. Resumen del diseño

Arreglo de Taguchi	L9(3 ⁴)
Factores:	4
Corridas:	9
Columnas del arreglo de L9(3 ⁴): 1 2 3 4	

4.6.2. Análisis de taguchi

Sólidos totales en suspensión, demanda química y bioquímica de oxígeno, coliformes termotolerantes, y aceites y grasas en función de la intensidad, el tiempo, el pH y la distancia.

Tabla 18.

Tabla de las medias de los parámetros de SST, DQO, DBO5, CTT y A y G.

Nivel	Intensidad de corriente	Tiempo	pH	Distancia
1	191360	853389	78161	572423
2	362774	614387	424402	1029977
3	1136597	222954	1188168	88330
Delta	945237	630435	1110007	941648
Clasificar	2	4	1	3

Fuente: Elaboración propia (2025)

Con base en la interpretación de la tabla 18, respuesta para las medias de sólidos suspendidos totales, demanda química de oxígeno (DQO), demanda bioquímica de oxígeno (DBO), coliformes termotolerantes y aceites y grasas, se puede concluir lo siguiente:

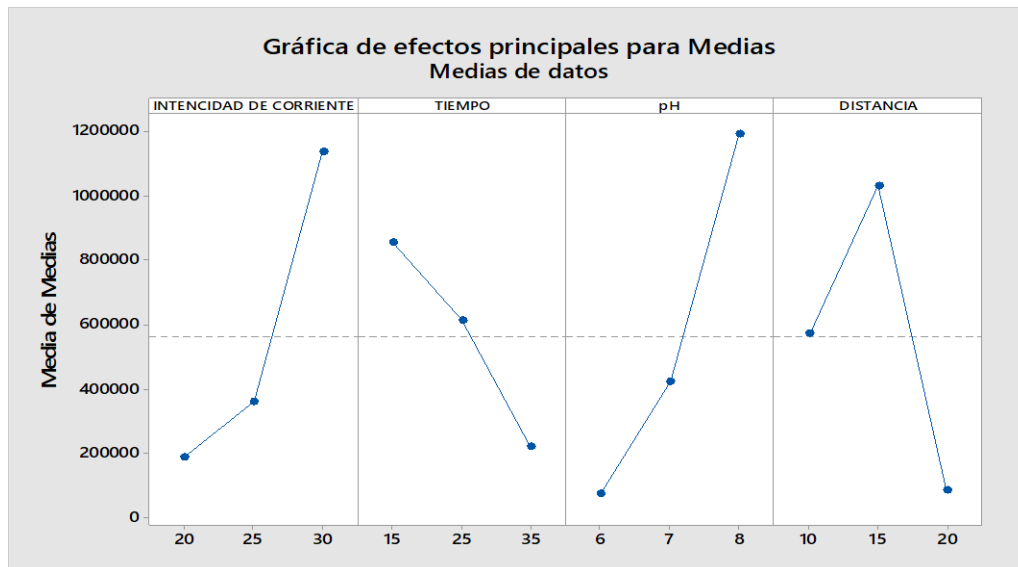
- ✓ El pH tiene el mayor impacto en todos los parámetros evaluados, ya que tiene una clasificación de 1 (el factor más importante).

- ✓ La distancia y la intensidad son factores importantes, pero menos influyentes que el pH, con clasificaciones de 2 y 3, respectivamente.
- ✓ El tiempo es el factor con el menor impacto, con la clasificación 4.
- ✓ En cuanto al pH, el nivel 3 es el más efectivo, con el promedio más alto (188161), mientras que el nivel 1 muestra un desempeño mucho más bajo, con un promedio de 78161.

Esto sugiere que, para lograr una mayor eficiencia en el tratamiento de contaminantes, se debe optimizar el pH hacia valores más altos, manteniendo otros factores como la distancia e intensidad en niveles adecuados según los objetivos específicos del experimento.

Figura 50.

Análisis de efectos principales de las variables del proceso.



Fuente: Elaboración propia (2025)

En figura 50 muestran los efectos principales en las medias de las variables. El pH es el elemento que más afecta este experimento, ya que su cambio tiene un impacto claro y significativo en los resultados. Una modificación en el pH provoca una diferencia notable en los valores registrados, lo que indica que es un factor crucial a supervisar. Ajustar de manera adecuada los niveles de pH puede mejorar significativamente los resultados. Respecto a la distancia, esta puede influir negativamente en los resultados. Es importante prestar atención a la separación entre los electrodos, porque puede afectar los resultados del experimento, especialmente si se seleccionan distancias demasiado largas. Hacer ajustes precisos en la distancia puede ayudar a optimizar los resultados. El tiempo puede no ser un factor importante en este experimento, ya que su efecto parece ser mínimo. La estabilidad en las medias sugiere que, en este caso, cambiar el tiempo de

tratamiento no influye de manera considerable en los resultados obtenidos, lo que indica que el tiempo no tiene gran importancia en este contexto específico. Por último, la intensidad de corriente tiene un efecto relevante, pero menos marcado que el pH. Aunque afecta los resultados, la variación no es tan drástica, lo que insinúa que la intensidad de corriente tiene cierto impacto en los resultados experimentales, aunque no es tan fundamental como el pH.

4.6.3. Análisis de Taguchi: SST vs. (Intensidad, pH, tiempo y distancia).

Tabla 19.

Tabla de respuesta para medias del parámetro de SST con las 4 variables.

Nivel	Intensidad de corriente	Tiempo	pH	Distancia
1	88.41	90.17	94.56	70.66
2	120.66	121.04	116.90	123.63
3	116.69	114.54	114.30	131.47
Delta	32.24	30.88	22.34	60.81
Clasificar	2	3	4	1

Fuente: Elaboración propia (2025)

Según los valores de delta y clasificación en la tabla 19, la distancia es el factor más influyente en este experimento, ya que tiene el mayor delta (60.81), lo que indica un gran impacto en los resultados. Ajustar la distancia entre los electrodos es clave para optimizar la remoción de sólidos suspendidos. Intensidad de corriente y tiempo tienen un impacto moderado, y aunque son factores importantes, su influencia es menor en comparación con la distancia. El pH tiene el menor impacto, con la diferencia más baja en los promedios entre los niveles, lo que sugiere que no es un factor crítico en este experimento.

Tabla 20.

Clasificación Final de Factores.

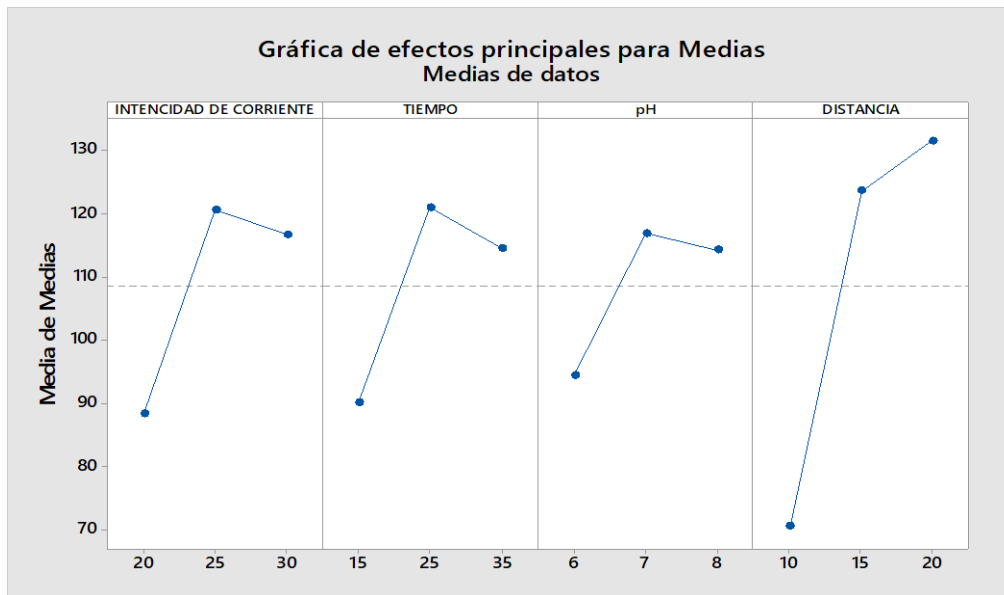
Factor	Delta	Clasificación
Distancia	60.00	1 (Mayor impacto negativo)
Intensidad de Corriente	40.00	2 (Impacto fuerte)
Tiempo	30.00	3 (Impacto moderado)
pH	20.00	4 (Impacto leve)

Fuente: Elaboración propia (2025)

En tabla 20, la distancia es el factor de mayor peso. Al incrementar la separación entre electrodos, la eficiencia cae bruscamente, probablemente porque la resistencia eléctrica del medio sube, el campo se distribuye peor y se genera menos coagulante “in situ”. El segundo factor en importancia. Una mayor densidad de corriente incrementa la producción de iones metálicos y burbujas de gas, lo cual favorece la coagulación–flotación. Sin embargo, su efecto es un 33 % menor que el de la distancia y conlleva mayor consumo energético. El tercer factor es el tiempo de tratamiento que influye de modo moderado: más tiempo permite completar la coagulación, pero con rendimientos decrecientes pasados ciertos minutos y riesgo de re–solubilizar flóculos. El cuarto factor es el pH, dentro del rango estudiado, el pH ejerce la menor influencia. Ello sugiere que la especiación de Al^{3+}/Fe^{2+} estuvo mayormente en la zona efectiva ($\approx 5,5-8,0$).

Figura 51.

Gráfica de efectos principales para las medias de la variable para SST.



Fuente: Elaboración propia (2025)

En la figura 51, la distancia es el factor con mayor impacto en los resultados experimentales, ya que tiene el delta más alto (60.00), lo que indica que ajustar la distancia entre los electrodos tiene un efecto significativo y positivo en la mejora de los resultados. La intensidad de corriente tiene el segundo mayor impacto, con un delta de 40.00. Aumentar la intensidad de corriente mejora los resultados de forma considerable, aunque no tanto como la distancia. El tiempo también tiene un impacto positivo, con un delta de 30.00, lo que sugiere que aumentar el tiempo de tratamiento mejora los resultados, pero su efecto es menor que el de la intensidad de corriente

y la distancia. El pH tiene un impacto más leve, con un delta de 20.00, lo que indica que, aunque influye en los resultados, su efecto es más pequeño en comparación con los otros factores.

4.6.4. Análisis de Taguchi: DQO vs. (Intensidad, pH, tiempo, distancia).

Tabla 21.

Tabla de respuesta para medias del parámetro de la DQO con las 4 variables.

Nivel	Intensidad			
	de corriente	Tiempo	pH	Distancia
1	189.6	165.7	161.6	144.8
2	137.9	153.0	146.2	146.4
3	122.8	131.5	142.5	159.1
Delta	66.9	34.2	19.1	14.3
Clasificar	1	2	3	4

Fuente: Elaboración propia (2025)

De la tabla 21, la Intensidad de Corriente es el factor más influyente, con un delta de 66.9. Un ajuste adecuado de la intensidad de corriente es clave para reducir la DQO, ya que un aumento en la corriente tiene el mayor impacto en los resultados. Tiempo tiene un impacto moderado, con un delta de 34.2. A medida que el tiempo de tratamiento aumenta, los resultados mejoran, pero su efecto no es tan pronunciado como la intensidad de corriente. Ph tiene un impacto leve sobre la DQO, con un delta de 19.1. Aunque el Ph afecta los resultados, su influencia es menor que la de otros factores. Distancia tiene un impacto positivo, con un delta de 14.3, pero su efecto es más pequeño en comparación con los otros factores.

Tabla 22.

Clasificación Final de Factores según su Impacto.

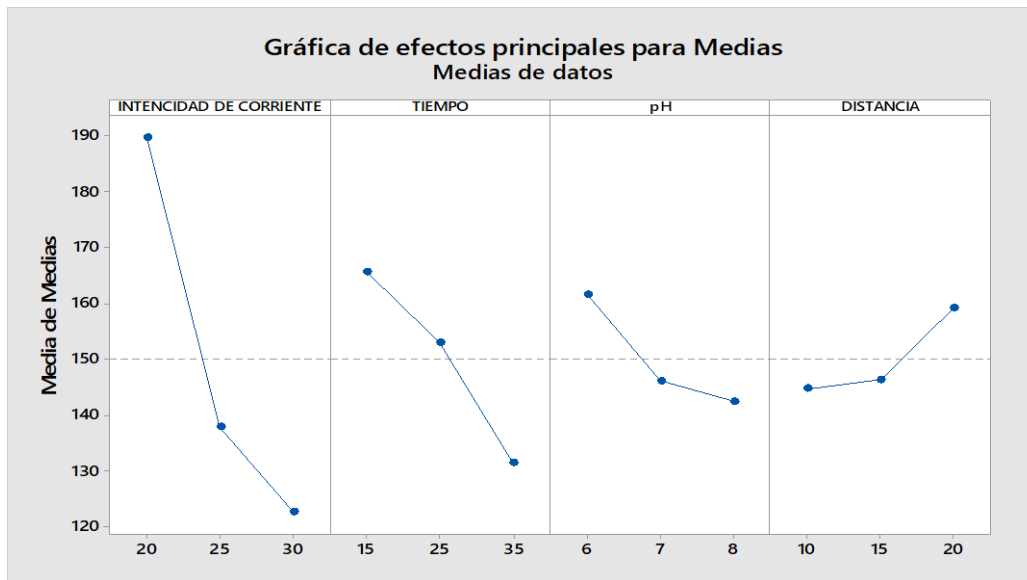
Factor	Delta	Clasificación
Intensidad de Corriente	66.9	1 (Mayor impacto negativo)
Tiempo	34.2	2 (Impacto negativo moderado)
Ph	19.1	3 (Impacto negativo leve)
Distancia	14.3	4 (Impacto positivo)

Fuente: Elaboración propia (2025)

En tabla 22, la intensidad de corriente es el factor dominante, su efecto duplica al del tiempo y cuadruplica al del Ph. El impacto negativo: corrientes demasiado altas generan burbujas finas, sobreoxidación o pasivación rápida de electrodos, reduciendo la formación de flóculos estables y elevando el consumo energético. El segundo factor es el Tiempo de operación, excesivos minutos pueden promover la re-solubilización de especies coaguladas o romper flóculos por turbulencia, traduciéndose en caída de rendimiento y sobrecostos. El tercer factor Ph, alejarse del rango óptimo ($\approx 5,5 - 8,0$) altera la especiación de Al^{3+}/Fe^{2+} y disminuye la neutralización de cargas. El cuarto factor es la distancia entre electrodos, una separación ligeramente mayor puede mejorar la distribución del campo eléctrico y reducir cortocircuitos; sin embargo, el beneficio es modesto frente a la resistencia eléctrica añadida.

Figura 52.

Gráfica de efectos principales para las medias de la variable para DQO.



Fuente: Elaboración propia (2025)

De la figura 52, la intensidad de Corriente es el factor más influyente y tiene un gran impacto negativo sobre la demanda química de oxígeno (DQO). A medida que la intensidad de corriente aumenta, la DQO disminuye considerablemente (de 190 a 130). Esto sugiere que reducción de la intensidad de corriente es crucial para mejorar los resultados del experimento.

La distancia tiene un impacto positivo moderado sobre los resultados. A medida que la distancia aumenta (de 144.8 a 159.1), la DQO mejora. Aunque el efecto es positivo, el delta es menor en comparación con la intensidad de corriente, pero sigue siendo importante para optimizar los

resultados. El tiempo tiene un efecto leve. Aumentar el tiempo (de 170 a 150) muestra una ligera mejora en los resultados, pero el cambio es modesto y no es tan significativo como otros factores. El pH tiene un impacto positivo, pero es el factor con menor influencia. Aunque al aumentar el pH se mejora la DQO, el delta es bajo (19.1), indicando que el efecto es menor comparado con otros factores.

4.6.5. Análisis de Taguchi: DBO₅ vs. (Intensidad, pH, tiempo y distancia).

Tabla 23.

Tabla de respuesta para medias del parámetro DBO5 con las 4 variables.

Nivel	Intensidad de corriente	Tiempo	pH	Distancia
1	104.39	97.70	90.91	77.93
2	70.63	82.24	67.83	74.13
3	71.78	66.86	88.06	94.73
Delta	33.76	30.84	23.08	20.60
Clasificar	1	2	3	4

Fuente: Elaboración propia (2025)

En la tabla 23, la intensidad de Corriente tiene el mayor impacto negativo sobre la demanda biológica de oxígeno (DBO), con un delta de 33.76. Un aumento en la intensidad de corriente genera mayores demandas de oxígeno. Por lo tanto, reducir la intensidad de corriente sería una estrategia clave para reducir la DBO en este proceso. El tiempo tiene un impacto negativo moderado, con un delta de 30.84. A medida que el tiempo de tratamiento aumenta, la DBO disminuye. Esto sugiere que un tratamiento más largo puede ser útil para reducir la DBO, aunque su impacto es menos relevante que la intensidad de corriente. El pH tiene un impacto positivo moderado, con un delta de 23.08. A medida que el pH aumenta, la DBO disminuye ligeramente. Aunque su efecto es positivo, es menos significativo en comparación con los otros factores. La distancia tiene un impacto positivo, con un delta de 20.60. Un aumento en la distancia entre los electrodos parece mejorar los resultados al aumentar la DBO, aunque este impacto es el más leve entre todos los factores.

Tabla 24.*Clasificación Final de Factores según su Impacto.*

Factor	Delta	Clasificación
Intensidad de Corriente	33.76	1 (Mayor impacto negativo)
Tiempo	30.84	2 (Impacto negativo moderado)
pH	23.08	3 (Impacto positivo moderado)
Distancia	20.60	4 (Impacto positivo leve)

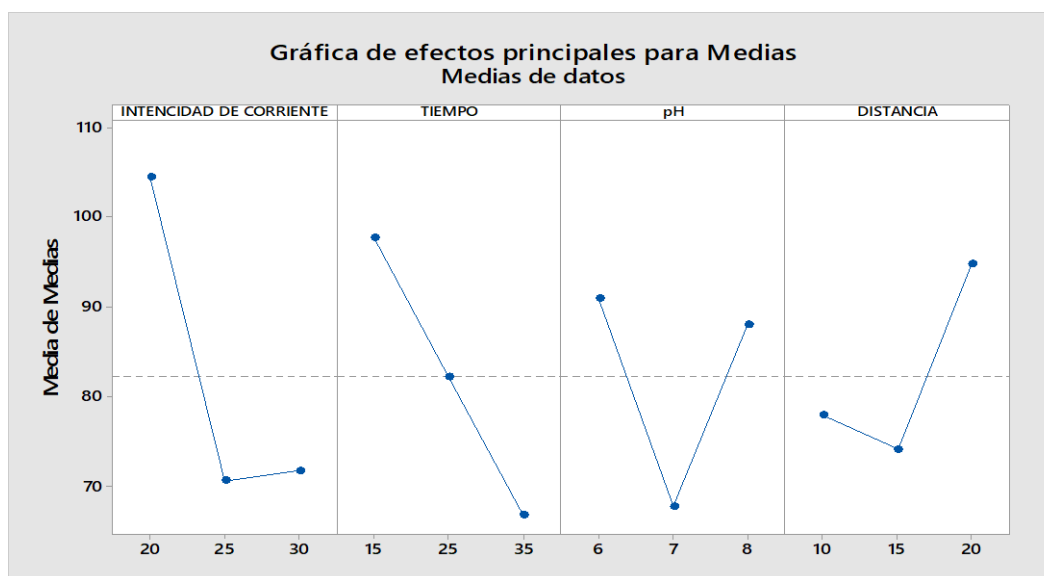
Fuente: Elaboración propia (2025)

En tabla 24, el factor de intensidad de corrientes es el factor con impacto negativo, generar burbujas muy finas que arrastran flóculos sin permitir su sedimentación. Acelerar la pasivación de los electrodos, reduciendo la generación de coagulante “in situ”. Incrementar desproporcionadamente el consumo energético. El segundo factor negativo es el tiempo. excesivos minutos pueden causar redisolución de flóculos, degradación de lodos formados y mayores costos de operación. El tercer factor es el pH ya que es un factor con impacto positivo al moverse dentro del rango 5,5–8,0 se favorece la formación de hidróxidos metálicos y la neutralización de cargas; esto explica el efecto positivo moderado. Mantener el pH en el extremo alto o bajo del rango óptimo, según el metal del electrodo (Al o Fe), para potenciar la coagulación sin necesidad de correcciones químicas drásticas. El cuarto factor es la distancia entre electrodos, una separación ligeramente mayor puede mejorar la distribución del campo eléctrico y reducir cortocircuitos, pero el efecto es leve frente a las otras variables, ajustar la distancia solo si el diseño mecánico lo permite y sin provocar grandes aumentos en la resistencia eléctrica del medio.

Luego podemos ver en el gráfico los valores promedio de las variables intensidad, pH, tiempo y distancia para el parámetro sólidos suspendidos totales.

Figura 53.

Gráfica de efectos principales para las medias de la variable para DBO₅.



Fuente: Elaboración propia (2025)

En el gráfico 53, la intensidad de corriente tiene el mayor impacto negativo, con un delta de 30. Un aumento en la intensidad de corriente provoca una disminución en la DBO. Reducir la corriente podría ser beneficioso para mejorar los resultados. La distancia tiene un impacto positivo significativo, con un delta de 30. A medida que aumenta la distancia, la DBO también aumenta, lo que indica que una mayor distancia entre los electrodos puede optimizar el proceso de tratamiento. El pH tiene un impacto positivo moderado, con un delta de 25. A medida que el pH sube, la DBO aumenta, lo que sugiere que un pH más alto favorece la demanda biológica de oxígeno en este contexto. El tiempo tiene el impacto más leve, con un delta de 10. Aunque un aumento en el tiempo mejora ligeramente los resultados, su efecto es pequeño en comparación con los demás factores.

4.6.6. Análisis de Taguchi: CTT vs. (Intensidad, pH, tiempo y distancia)

Tabla 25.

Tabla de respuesta para medias del parámetro de CTT con las 4 variables.

Nivel	Intensidad de corriente	Tiempo	pH	Distancia
1	956413	4266588	390451	2861819
2	1813534	3071572	2121674	5149538
3	5682667	1114454	5940489	441258
Delta	4726253	3152133	5550038	4708280
Clasificar	2	4	1	3

Fuente: Elaboración propia (2025)

De la tabla 25, la intensidad de corriente tiene un impacto negativo significativo, con un delta de 4,726,253, lo que sugiere que mayores intensidades de corriente favorecen la proliferación de coliformes termotolerantes. Es recomendable reducir la corriente para mejorar la remoción de estos microorganismos. El tiempo tiene un impacto positivo sobre la eliminación de coliformes, con un delta de 3,151,233. Aumentar el tiempo de tratamiento parece reducir significativamente los coliformes termotolerantes, lo que puede mejorar la eficiencia del proceso de tratamiento. El pH tiene un impacto negativo significativo, con un delta de 5,500,038. A medida que el pH aumenta, la cantidad de coliformes también aumenta, lo que indica que mantener el pH en niveles más bajos podría ser útil para reducir la cantidad de coliformes. La distancia tiene un impacto positivo significativo, con un delta de 4,708,280. Aumentar la distancia entre los electrodos o entre los reactivos parece ser beneficioso para mejorar la remoción de coliformes.

Tabla 26.

Clasificación Final de Factores según su Impacto.

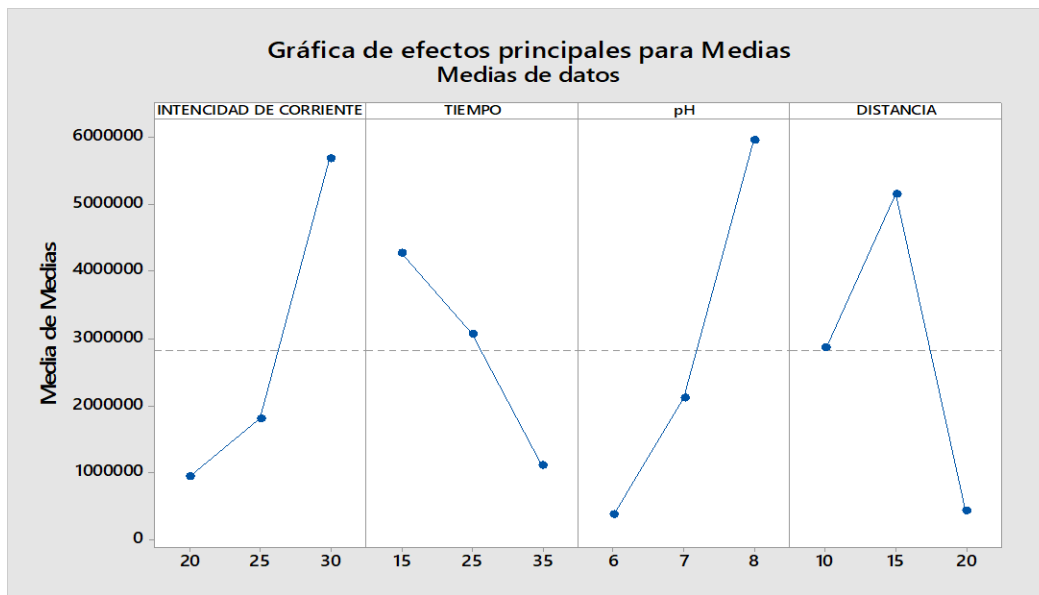
Factor	Delta	Clasificación
Intensidad de Corriente	4,726,253	2 (Impacto negativo)
Tiempo	3,151,233	4 (Impacto positivo)
pH	5,500,038	1 (Impacto negativo)
Distancia	4,708,280	3 (Impacto positivo)

Fuente: Elaboración propia (2025)

En tabla 26, el factor de pH es de impacto negativo alejándose del rango óptimo ($\approx 6-8$) reduce la generación y estabilidad de hidróxidos metálicos coagulantes, por lo que el rendimiento cae bruscamente. El segundo factor es la intensidad de corriente que tiene un impacto negativo, corrientes excesivas pueden favorecer la pasivación de los electrodos, generar burbujas demasiado finas o incrementar la resolubilización de flóculos, afectando la eficiencia a la vez que disparan el consumo energético. El tercer factor es la distancia entre electrodos que es de impacto positivo, un ligero aumento de la separación mejora la distribución del campo eléctrico y reduce cortocircuitos, lo que potencia la coagulación. El cuarto factor es el Tiempo de reacción que tiene un impacto positivo, prolongar la operación favorece la colisión y agregación de partículas, pero la ganancia es la menor de los cuatro factores.

Figura 54.

Gráfica de efectos principales para las medias de la variable para CTT.



Fuente: Elaboración propia (2025)

En el grafico 54, la intensidad de corriente tiene el mayor impacto positivo, con un delta de 4,000,000. A medida que aumenta la intensidad de corriente, los coliformes termotolerantes también aumentan, lo que sugiere que la intensidad de corriente favorece su proliferación. El tiempo tiene un impacto positivo significativo, con un delta de 2,000,000. Aumentar el tiempo de tratamiento también incrementa los coliformes termotolerantes. El pH tiene un impacto positivo, con un delta de 2,000,000. Un pH más alto favorece la proliferación de coliformes, lo que sugiere que los coliformes crecen mejor en un pH alto. La distancia tiene el mayor impacto negativo, con

un delta de 2,000,000. A medida que la distancia entre los electrodos aumenta, la cantidad de coliformes disminuye, indicando que un mayor valor de distancia favorece la reducción de coliformes.

4.6.7. Análisis de Taguchi: Aceites y grasas vs. (Intensidad, pH, tiempo y distancia).

Tabla 27.

Tabla de respuesta para medias del parámetro de A y G con las 4 variables.

Nivel	Intensidad de corriente	Tiempo	pH	Distancia
1	4.679	5.434	5.623	5.034
2	5.378	5.462	4.818	4.896
3	5.211	4.371	4.827	5.338
Delta	0.699	1.091	0.806	0.442
Clasificar	3	1	2	4

Fuente: Elaboración propia (2025)

En la tabla 27, el tiempo tiene el mayor impacto negativo, con un delta de 1.091, lo que sugiere que un mayor tiempo de tratamiento es más efectivo para reducir los aceites y grasas. El pH tiene un impacto negativo moderado, con un delta de 0.806, lo que indica que el aumento del pH reduce significativamente los aceites y grasas en el proceso de tratamiento. La intensidad de Corriente tiene un impacto positivo leve, con un delta de 0.699, lo que sugiere que un aumento en la corriente genera un pequeño aumento en los aceites y grasas. La distancia tiene un impacto positivo leve, con un delta de 0.442, lo que indica que aumentar la distancia tiene un efecto leve sobre la cantidad de aceites y grasas.

Tabla 28.

Clasificación Final de Factores según su Impacto.

Factor	Delta	Clasificación
Tiempo	1.091	1 (Mayor impacto negativo)
pH	0.806	2 (Impacto negativo moderado)
Intensidad de Corriente	0.699	3 (Impacto positivo leve)
Distancia	0.442	4 (Impacto positivo leve)

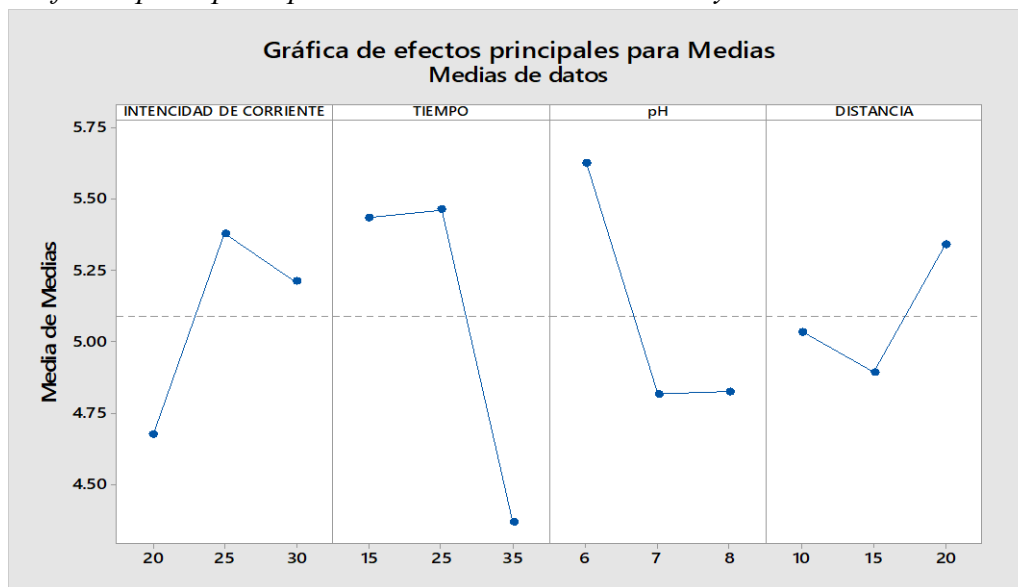
Fuente: Elaboración propia (2025)

En tabla 28, el factor de tiempo tiene un impacto negativo, excesivas duraciones pueden resolubilizar flóculos, pasivar electrodos o generar consumo energético sin beneficio adicional. El segundo factor es pH que tiene un impacto negativo, alejándose de rangos óptimo ($\approx 6-8$) disminuye la eficacia de coagulación/flotación. El tercer factor es intensidad de corriente que tiene un impacto positivo, incrementarla dentro del rango de ensayo eleva la producción de coagulante in situ, aunque el efecto es leve; más allá de cierto punto el beneficio energético se revierte. El cuarto factor es la Distancia que tiene un impacto positivo, una mayor separación mejora la distribución del campo eléctrico y reduce cortocircuitos, pero la ganancia es marginal y aumenta la resistencia ohmíca.

Luego podemos ver en el gráfico los valores promedio de las variables intensidad, pH, tiempo y distancia para los parámetros de aceite y grasa.

Figura 55.

Gráfica de efectos principales para las medias de la variable A y G.



Fuente: Elaboración propia (2025)

En la figura 55, la intensidad de corriente tiene un efecto positivo significativo: A medida que aumenta la corriente, también lo hacen los aceites y grasas en el sistema. El tiempo tiene un efecto negativo sobre los aceites y grasas: Un aumento en el tiempo de tratamiento favorece la reducción de los aceites y grasas. El pH tiene poco o nulo impacto: El pH no muestra una diferencia considerable en la cantidad de aceites y grasas. La distancia tiene un efecto positivo leve: A medida que la distancia entre los electrodos aumenta, los aceites y grasas también aumentan.

4.7. Análisis de ANOVA

Tabla 29.

ANOVA. SST respecto a la intensidad de corriente, pH, tiempo y distancia.

Factores	DF	SS	Contribución	Valor - F	Valor - p
Intensidad de corriente	2	5565.2	16.95%	460.67	0.000
Tiempo	2	4769.9	14.52%	394.83	0.000
pH	2	2687.6	8.19%	222.47	0.000
Distancia	2	19698.0	59.99%	1630.53	0.000
Error	18	108.7	0.33%		
Total	26	32829.5			

Fuente: Elaboración propia (2025)

De la tabla 29, la distancia tiene el mayor impacto en los sólidos suspendidos totales, con una contribución significativa de 59.99% y un valor F muy alto (1630.53). Esto sugiere que ajustar la distancia entre los electrodos o reactivos tiene una gran influencia en la cantidad de sólidos suspendidos totales. Respecto a la Intensidad de corriente y tiempo también son factores importantes con contribuciones del 16.95% y 14.52% respectivamente, lo que sugiere que estos factores afectan significativamente los sólidos suspendidos totales. Ajustar estos factores también puede mejorar los resultados del tratamiento. El pH tiene la menor contribución (8.19%) en comparación con los otros factores, aunque sigue siendo estadísticamente significativo debido al valor p de 0.000. Esto sugiere que, aunque el pH afecta los sólidos suspendidos, su impacto es relativamente pequeño en comparación con otros factores.

Del anexo VII, se puede observar la distribución normal: Los residuos siguen una distribución aproximadamente normal, lo que es un buen indicio de que el modelo es adecuado. Heterocedasticidad: No hay evidencia de heterocedasticidad; la varianza de los residuos es constante. Distribución de residuos: El histograma muestra una distribución relativamente simétrica, lo que indica que los residuos no presentan sesgo significativo. Autocorrelación: No hay evidencia de autocorrelación; los residuos son independientes.

De la gráfica anexo VII, se sugiere que el modelo de regresión es adecuado en cuanto a sus supuestos de normalidad, homocedasticidad e independencia de los residuos. No se observan problemas graves en el ajuste del modelo para los Sólidos Suspendidos Totales (SST).

Tabla 30.

ANOVA. DQO respecto a la intensidad de corriente, pH, tiempo y distancia.

Factores	DF	SS	contribución	Valor F	Valor p
Intensidad de corriente	2	22144.8	70.83%	249.03	0.000
Tiempo	2	5373.3	17.18%	60.43	0.000
pH	2	1847.1	5.91%	20.77	0.000
Distancia	2	1109.4	3.55%	12.48	0.000
Error	18	800.3	2.56%		
Total	26	31274.8			

Fuente: Elaboración propia (2025)

En la tabla 30, La intensidad de corriente es el factor más significativo en la Demanda Química de Oxígeno (DQO), con una contribución del 70.83% y un valor F de 249.03. Esto sugiere que ajustar la intensidad de corriente tendría el mayor impacto en la mejora de la DQO. El tiempo también tiene un impacto importante, con una contribución del 17.18% y un valor F de 60.43, lo que indica que su ajuste también puede influir significativamente en la DQO. El pH tiene un impacto moderado, con una contribución del 5.91%, lo que sugiere que ajustar el pH puede ser útil, pero su impacto es menos significativo que el de la intensidad de corriente y el tiempo. La Distancia tiene un impacto más pequeño, con una contribución del 3.55%, pero sigue siendo estadísticamente significativa.

Del anexo VIII, la normalidad de los residuos: El resto siguió aproximadamente una distribución normal, lo que indica que se cumple el supuesto de normalidad. Heterocedasticidad: No se observa heterocedasticidad, ya que los residuos se distribuyen aleatoriamente y no muestran patrones de cambio de varianza. Autocorrelación: Los residuos están independientes, sin mostrar patrones en función del orden de las observaciones, lo que sugiere que no hay autocorrelación. Distribución de residuos: El histograma muestra que los residuos siguen una distribución relativamente simétrica, aunque con algunas ligeras desviaciones.

De la gráfica del anexo VIII, el modelo de regresión para Demanda Química de Oxígeno (DQO) parece ser adecuado según los supuestos de normalidad, heterocedasticidad y autocorrelación. Los

residuos muestran un buen comportamiento, lo que indica que el modelo ajustado es estadísticamente válido.

Tabla 31.

ANOVA. DBO₅ respecto a la intensidad de corriente, pH, tiempo y distancia.

Fuente	DF	SS	contribución	Valor - F	Valor - p
Intensidad de corriente	2	6612.7	40.68%	169.26	0.000
Tiempo	2	4281.2	26.34%	109.58	0.000
pH	2	2849.0	17.53%	72.92	0.000
Distancia	2	2163.1	13.31%	55.37	0.000
Error	18	351.6	2.16%		
Total	26	16257.7			

Fuente: Elaboración propia (2025)

En la tabla 31 la intensidad de corriente es el factor más influyente en la Demanda Biológica de Oxígeno (DBO), con una contribución del 40.68% y un valor F de 169.26. Esto indica que ajustar la intensidad de corriente tendrá el mayor impacto en la DBO. El Tiempo también tiene un impacto importante, con una contribución del 26.34% y un valor F de 109.58, lo que sugiere que ajustar el tiempo de tratamiento también es relevante para controlar la DBO. El pH tiene un impacto moderado, con una contribución del 17.53% y un valor F de 72.92. Ajustar el pH puede ser útil, pero su impacto es menor comparado con otros factores. La Distancia tiene un impacto menor con una contribución del 13.31% y un valor F de 55.37. Sin embargo, sigue siendo estadísticamente significativa.

Del anexo IX, la normalidad de los residuos: Los residuos siguen aproximadamente una distribución normal, lo que indica que la suposición de normalidad del modelo se cumple. Heterocedasticidad: No se observa heterocedasticidad, ya que los residuos se distribuyen de manera aleatoria y sin patrones en función de los valores ajustados. Distribución de residuos: El histograma muestra que los residuos tienen una distribución simétrica, con un pequeño sesgo hacia la izquierda, pero sigue siendo razonablemente normal. Autocorrelación: No hay autocorrelación en los residuos, lo que sugiere que las observaciones son independientes.

De la gráfica del anexo IX, el modelo ajustado para la (DBO₅) es estadísticamente válido, ya que cumple con los supuestos de normalidad, homocedasticidad e independencia. Los residuos

muestran un buen comportamiento, lo que indica que el modelo de regresión es adecuado y no presenta problemas significativos.

Tabla 32.

ANOVA. A y G respecto a la intensidad de corriente, pH, tiempo y distancia.

Factores	DF	SS.	Contribución	Valor F	Valor p
Intensidad de corriente	2	0.046252	11.94%	1.62	0.225
Tiempo	2	0.047141	12.16%	1.65	0.0219
pH	2	0.030785	7.95%	1.08	0.361
Distancia	2	0.006496	1.68%	0.23	0.799
Error	18	0.256733	66.27%		
Total	26	0.387407			

Fuente: Elaboración propia (2025)

En la tabla 32, el tiempo es el factor más significativo para la variabilidad en los aceites y grasas, con una contribución del 12.16% y un valor p de 0.0219, lo que indica que ajustar el tiempo de tratamiento tendrá un impacto significativo. La Intensidad de Corriente tiene un impacto moderado, con una contribución del 11.94% y un valor p de 0.225. Aunque su contribución es notable, su impacto no es estadísticamente significativo. El pH tiene un impacto menor con una contribución del 7.95%, y su valor p indica que no es estadísticamente significativo. La Distancia tiene un impacto mínimo, con una contribución de 1.68%, y su valor p de 0.799 indica que no es significativa.

Del anexo X, la normalidad de los residuos: El resto siguió aproximadamente distribución normal, lo que muestra que el modelo de regresión es adecuado para este problema suposición. Calcular heterocedasticidad: no se observa heterocedasticidad, lo que significa heterocedasticidad El residual permanece constante dentro del rango de valores ajustados. Distribución de residuos: el histograma muestra que los residuos tienen una distribución relativamente simétrica, lo cual es sugestivo que los residuos se distribuyen normalmente, residuales lo que indica que las observaciones son independientes.

De la gráfica del anexo X, el modelo ajustado para Aceites y Grasas es estadísticamente válido, ya que cumple con los supuestos clave de normalidad, homocedasticidad e independencia. Los

residuos se comportan adecuadamente, lo que indica que el modelo es fiable y no presenta problemas significativos.

CAPÍTULO V

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

5.1. Conclusiones

El prototipo de celda de electrocoagulación aplicado a las aguas residuales del distrito de Crucero demostró alta eficiencia, confirmando que la intensidad de corriente, el pH, el tiempo y la distancia entre electrodos son variables críticas para optimizar la remoción de contaminantes.

Los resultados iniciales mostraron una alta carga contaminante en las aguas residuales del distrito de Crucero. Con la electrocoagulación se logró una reducción significativa de DQO en 78.25%, DBO₅ en 80.24% a escala de laboratorio, un tiempo de 35min, intensidad de corriente a 30A y 10mm de distancia de electrodos, para SST en 88.52%, un tiempo de 15min, intensidad de corriente a 20A y 10mm distancia de electrodos; para CTT en 100% y aceites y grasas en 84.07% un tiempo de 35min, intensidad de corriente a 20A y 20mm distancia de electrodos.

5.2.Recomendaciones

- Se recomienda realizar la electrocoagulación a mayor tiempo para para reducir los contaminantes cómo: DBO₅, DQO, SST y aceites y grasas.
- Se recomienda realizar los ensayos a diferente 20 y 25mm de distancia entre electrodo y corriente eléctrica variable para tener mayor remoción de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos.
- Implementar estudios comparativos técnicos y económicos entre electrocoagulación y métodos convencionales como: coagulación química, empleando indicadores normalizados de eficiencia, costo y sostenibilidad que orienten decisiones de inversión y políticas de gestión ambiental.
- Se recomienda realizar el tratamiento con diferentes tipos de electrodos, que no sean aluminio y acero inoxidable para tener mayor remoción de contaminantes.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Acuña, G., & Pujaico, J. (2019). *Condiciones óptimas de operación en una celda de electrocoagulación para la reducción de la demanda química de oxígeno en aguas residuales domésticas* [Tesis de Pregrado, Universidad Nacional De Callao]. <http://hdl.handle.net/20.500.12952/5183>
- Adou, K., Kouakou, A., Ehouman, A., Tyagi, R., Drogui, P., & Adouby, K. (2022). Coupling anaerobic digestion process and electrocoagulation using iron and aluminium electrodes for slaughterhouse wastewater treatment. *Scientific African*, 16, 10. <https://doi.org/10.1016/j.sciaf.2022.e01238>
- Ankoliya, D., Mudgal, A., Sinha, M. K., Patel, V., & Patel, J. (2022). Application of electrocoagulation process for the treatment of dairy wastewater: *A mini review*. *Materials Today: Proceedings*, 40, 8. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2022.10.254>
- Arana, D., & Peña, F. (2020). *Efecto del tiempo y número de placas en la remoción de DQO y turbidez en agua residual del proceso de curtido por electrocoagulación* [Tesis de Pregrado, Universidad Cesar Vallejo]. http://repositorio.ucv.edu.pe/bitstream/handle/20.500.12692/47102/Gutierrez_RS-SD.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Arango, Á. (2012). Effects of the pH and the conductivity on the electrocoagulation of waste water from dairy industries. *Producción Limpia*, 7(1), 59–67. http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1909-04552012000100006
- Araujo, L., Campos, L., & Chavarría, M. (2021). Tratamiento de agua residual del camal Conchucos mediante coagulación química seguido de electrocoagulación [Tesis de Pregrado, Universidad Nacional De Callao]. <http://hdl.handle.net/20.500.12952/5053>
- Armero, D. J. (2019). La electrocoagulación, una alternativa para el tratamiento de aguas residuales en el departamento de Nariño. *Boletín Informativo CEI*, 6(2), 84–87. <https://revistas.umariana.edu.co/index.php/BoletinInformativoCEI/article/view/2011>
- Aviles, R., & Portilla, A. (2021). *Remoción de carga orgánica del agua residual de conservación de la aceituna mediante electrocoagulación complementado con radiación ultravioleta* [Tesis de Pregrado, Universidad Nacional De Callao]. <http://hdl.handle.net/20.500.12952/6384>
- Ayunque, J. (2019). *Tratamiento de aguas residuales procedentes de lavadoras por el método de*

- electrocoagulación en la ciudad de Huancavelica* [Tesis de Pregrado, Universidad Nacional De Huancavelica]. <http://repositorio.unh.edu.pe/handle/UNH/2755>
- Ayunque, J., & Esteban, J. (2021). *Eficiencia de una cámara de electrocoagulación a escala de laboratorio para tratamiento de aguas residuales del Camal Municipal Distrito De Huancavelica* [Tesis de Pregrado, Universidad Nacional De Huancavelica]. <http://repositorio.unh.edu.pe/handle/UNH/3944>
- Biswas, B., & Goel, S. (2022). Electrocoagulation and electrooxidation technologies for pesticide removal from water or wastewater: *A review*. In *Chemosphere*. Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134709>
- Bote, M. (2021). Studies on electrode combination for COD removal from domestic wastewater using electrocoagulation. *Heliyon*, 7(12), 6. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2021.e08614>
- Canales, F., Plata-Solano, D., Cantero-Rodelo, R., Pereira, Y., Díaz-Martínez, K., Carpintero, J., Kaźmierczak, B., & Tavera-Quiroz, H. (2021). Assessment of carwash wastewater reclamation potential based on household water treatment technologies. *Water Resources and Industry*, 26(October), 10. <https://doi.org/10.1016/j.wri.2021.100164>
- Caracusma, I. Y., & Hurtado, A. G. (2023). *Evaluación de la eficiencia del proceso de electrocoagulación en la remoción de materia orgánica de agua residual sintética de la industria petrolera* [Tesis de Pregrado, Universidad Nacional del Centro del Peru]. <https://repositorio.uncp.edu.pe/handle/20.500.12894/10674>
- Ccente, E. J. (2023). *Remoción de materia orgánica usando el método de electrocoagulación en aguas residuales, PTAR – Acoria - Huancavelica* [Tesis de Pregrado, Universidad Nacional de Huancavelica]. <https://apirepositorio.unh.edu.pe/server/api/core/bitstreams/2e25da2d-b558-4fbc-becb-212e645afdae/content>
- Choque, M. (2019). *Tratamiento de aguas residuales en la industria textil, por el método de electrocoagulación* [Tesis de Pregrado, Universidad Nacional De San Agustín De Arequipa]. <http://repositorio.unsa.edu.pe/handle/UNSA/10499>
- Chuquimbalqui-Marina, D., Bardalez-Tuesta, C. M., Azabache-Aliaga, Y. D., & Ordóñez-Ruiz, K. M. (2025). Tratamiento de aguas residuales mediante electrocoagulación: Análisis bibliométrico de publicaciones científicas y revisión de resultados Wastewater treatment by electrocoagulation: bibliometric analysis of scientific. *Revista Amazónica de Ciencias Ambientales y Ecológicas*, 4(1), e802–e802. <https://doi.org/10.51252/reacae.v4i1.e802>

<https://revistas.unsm.edu.pe/index.php/reacae>

- Cuba, M. (2020). *Tratamiento de agua residual procedente de lavadoras por el método de electrocoagulación para la reutilización en riego de vegetales - Ate Vitarte Integrada* [Tesis de Maestría, Universidad Nacional Mayor De San Marcos]. <https://hdl.handle.net/20.500.12672/11734>
- 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. Selección de los electrodos. *EIA*, 17(34), 126–142. <https://doi.org/https://doi.org/10.24050/reia.v17i34.1328>
- Dong, W., Gu, X., Shu, Y., Cao, D., Yu, J., Abdel-Fatah, M. A., & Fu, H. (2022). Pulse electrocoagulation combined with a coagulant to remove antimony in wastewater. *Journal of Water Process Engineering*, 47(January), 6. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2022.102749>
- Ebba, M., Asaithambi, P., & Alemayehu, E. (2022). Development of electrocoagulation process for wastewater treatment: optimization by response surface methodology. *Heliyon*, 8(5), 14. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e09383>
- Effendi, A. J., Amalia, F. L., & Hidayat, S. (2025). Effects of the presence of metal competitors on the formation of struvite recovered from nutrient-rich wastewater using air cathode electrocoagulation technology. *Bioresource Technology Reports*, 29(September 2024), 102033. <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2025.102033>
- Ewdin, C., & Pereda, M. (2020). *Efecto del amperaje y tiempo del proceso de la electrocoagulación en el tratamiento de aguas residuales del camal de José Leonardo Ortíz* [Tesis de Pregrado, Universidad Nacional Pedro Ruiz Gallo]. <http://repositorio.unh.edu.pe/handle/UNH/3944>
- Gong, C., Zhang, J., Ren, X., He, C., Han, J., & Zhang, Z. (2022). A comparative study of electrocoagulation treatment with iron, aluminum and zinc electrodes for selenium removal from flour production wastewater. *Chemosphere*, 303(P3), 7. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.135249>
- Gonzales, Z. (2024). *Evaluación de un sistema de electrocoagulación – flotación en la reducción de materia orgánica y microorganismos de aguas residuales municipales* [Tesis de Pregrado, Universidad Nacional del Centro del Peru]. https://repositorio.uncp.edu.pe/bitstream/handle/20.500.12894/111116/T010_71849564_M.p

df?sequence=1

- Hernandez, P. (2011). *Investigación Sobre Procesos Avanzados De Tratamiento Y Depuración De Las Aguas Mediante Electrocoagulación* (Issue 2) [Tesis de Maestria, Universidad Politecnica De Madrid]. <https://oa.upm.es/7755/>
- Humberto, S., & Hurtado, V. (2013). Remoción De Níquel Y Dqo Presentes En Las Aguas. 13–21.
- Jauregui, F. del P., & Melo, B. A. (2020). *Tratamiento de las aguas residuales de la PTAR Covicorti - Trujillo mediante el método de electrocoagulación* [Tesis de Pregrado, Universidad Cesar Vallejo]. <https://repositorio.ucv.edu.pe/handle/20.500.12692/53759>
- Kadier, A., Al-Qodah, Z., Akkaya, G., Song, D., Peralta-Hernández, J., Wang, J., Phalakornkule, C., Bajpai, M., Niza, N., Gilhotra, V., Bote, M. E., Ma, Q., Obi, C., & Igwegbe, C. (2022). A state-of-the-art review on electrocoagulation (EC): An efficient, emerging, and green technology for oil elimination from oil and gas industrial wastewater streams. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 6(November), 13. <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2022.100274>
- Kumar, D., & Sharma, C. (2022, August). Paper industry wastewater treatment by electrocoagulation and aspect of sludge management. *Journal of Cleaner Production*, 360(April), 10. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.131970>
- Lao, H., & Aguilar, L. (2019). *Determinación de la eficiencia entre los métodos de electrocoagulación y coagulación química para la remoción de la turbiedad del agua residual doméstica – Tarapoto, 2019* [Tesis de Pregrado, Universidad Cesar Vallejo]. <https://hdl.handle.net/20.500.12692/41563>
- Leiva, S. (2024). *Determinacion de la remoción de DQO Y DBO5 en el tratamiento de las aguas residuales domésticas mediante la electrocoagulación en el distrito de Ahuac* [Tesis de Pregrado, Universidad Continental]. <https://repositorio.continental.edu.pe/handle/20.500.12394/14036>
- Long, G., Chen, L., Chen, X., Liu, H., Xiong, W., Sun, X., & Hao, F. (2025). Interface engineering in Ni(OH)₂/NiOOH heterojunction to enhance energy-efficient hydrogen production via urea electrolysis. *Journal of Colloid and Interface Science*, 680(PA), 880–889. <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2024.11.023>
- Macedo, C., & Zavala, B. (2020). *Eficiencia de la electrocoagulación para tratar materia*

- orgánica en agua residual de la extracción de aceite de palma, San Martín 2021* [Tesis de Pregrado, Universidad Cesar Vallejo]. http://repositorio.ucv.edu.pe/bitstream/handle/20.500.12692/47102/Gutierrez_RS-SD.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Mamani, E. (2021). *Modelamiento en el Tratamiento Físicoquímico de Aguas de Lavado de Lana por Electrocoagulación para el Cumplimiento de Valores Máximos Admisibles (VMA)* [Tesis de Pregrado, Universidad Nacional de San Agustín de Arequipa]. <https://repositorio.unsa.edu.pe/server/api/core/bitstreams/8c327a2f-8b99-484e-ab60-d1f66b92d44a/content>
- Mamani, U. (2024). *Eliminación de microorganismos bacteriológicos del lixiviado mediante sistema de electrocoagulación en el vertedero de Concepción, 2024* [Tesis de Pregrado, Universidad Nacional del Centro del Perú]. <https://repositorio.uncp.edu.pe/handle/20.500.12894/11922>
- Mantari, C. J., & Maravi, J. R. (2020). *Influencia del voltaje y del tiempo de residencia en la desnitrificación de aguas residuales por electrocoagulación, utilizando electrodos de aluminio* [Tesis de Pregrado, Universidad Nacional del Centro del Perú]. https://repositorio.uncp.edu.pe/bitstream/handle/20.500.12894/5998/T010_72287001_T.pdf?sequence=1
- Mattos Reyes, J. M. (2022). *Estudio de los parámetros operacionales en el proceso de sinergia (electrocoagulación/uv) para la remoción de la turbiedad en aguas provenientes de lavadoras domésticas Huánuco 2020* [Tesis de Pregrado, Universidad de Huanuco]. https://repositorio.udh.edu.pe/bitstream/handle/123456789/3577/MATTOS_REYES%2C_JONNANA_MARILI.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Moradi, M., Vasseghian, Y., Arabzade, H., & Mousavi Khaneghah, A. (2021). Various wastewaters treatment by sono-electrocoagulation process: A comprehensive review of operational parameters and future outlook. *Chemosphere*, 263, 128314. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128314>
- Nidheesh, P., Khan, F., Kadier, A., Akansha, J., Bote, M., & Mousazadeh, M. (2022). Removal of nutrients and other emerging inorganic contaminants from water and wastewater by electrocoagulation process. *Chemosphere*, 307(P2), 14. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.135756>
- Niera, E. J. (2024). *Evaluación de un prototipo de celda de electrocoagulación para tratar agua*

- residual de una industria láctea*. [Tesis de Pregrado, Universidad Nacional Agraria].
- Patel, R., Shankar, R., Khare, P., & Mondal, P. (2022). Treatment of sugar processing industry wastewater using copper electrode by electrocoagulation: Performance and economic study. *Journal of the Indian Chemical Society*, 99(8), 9. <https://doi.org/10.1016/j.jics.2022.100563>
- Patel, S. K., Shukla, S. C., Natarajan, B. R., Asaithambi, P., Dwivedi, H. K., Sharma, A., Singh, D., Nasim, M., Raghuvanshi, S., Sharma, D., Sen, S., Dubey, S., & Prajapati, A. K. (2025). State of the art review for industrial wastewater treatment by electrocoagulation process: Mechanism, cost and sludge analysis. *Desalination and Water Treatment*, 321(September 2024), 100915. <https://doi.org/10.1016/j.dwt.2024.100915>
- Pereyra, J., & Antitupa, C. (2021). *Remoción de grasas de los efluentes de la industria de jabones, en la Localidad de Arequipa, por el método de la electrocoagulación* [Tesis de Pregrado, Universidad Nacional De San Agustín De Arequipa]. <http://repositorio.unsa.edu.pe/bitstream/handle/20.500.12773/12336/MDzutoma.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Quinteros, M. C., & Arroyo, A. L. (2024). *Eficiencia de una celda de electrocoagulación para remoción de arsénico en aguas subterráneas del distrito de Mórrope, a escala laboratorio* [Tesis de Pregrado, Universidad Nacional Pedro Ruiz Gallo]. <https://repositorio.unprg.edu.pe/handle/20.500.12893/13466>
- Rios, P. (2022). *Remoción de contaminantes de las aguas residuales generadas por lavado de autos empleando el método electrocoagulación* [Tesis de Doctoral, Universidad Nacional De San Agustín De Arequipa]. <http://hdl.handle.net/20.500.12773/14382>
- Rivas, J., & Rojas, M. (2020). *Tratamiento de aguas residuales por el método de electrocoagulación del sistema Ptar de la laguna de estabilización San José Lambayeque* [Tesis de Pregrado, Universidad Nacional Pedro Ruiz Gallo]. <https://hdl.handle.net/20.500.12893/9200>
- Rodríguez, Y., Fuentes, M., Beleño, Ó., & Montoya, L. (2021). Electrocoagulación como proceso de tratabilidad de aguas residuales de una planta de lácteos y cárnicos. *Tecnura*, 25(67), 14. <https://doi.org/10.14483/22487638.15769>
- Roque, F. (2016). *Desinfección y depuración bioelectroquímica de aguas residuales domésticas asistida por energía fotovoltaica a miniescala Caso: Ptar Chilpina-Arequipa* [Tesis de Pregrado, Universidad Nacional De San Agustín De Arequipa].

- https://alicia.concytec.gob.pe/vufind/Record/UNSA_8bbfe4da85e77f4145dbfbf76da82f77
- Sandoval, M. A., Coreño, O., García, V., & Salazar-González, R. (2024). Enhancing industrial swine slaughterhouse wastewater treatment: Optimization of electrocoagulation technique and operating mode. *Journal of Environmental Management*, 349(June 2023), 119556. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119556>
- Seijas, C. J. (2024). Electrocoagulación para el tratamiento de efluentes [Tesis de Doctoral, Universidad Nacional de la Plata]. <https://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/166634>
- Shahedi, A., Jamshidi-Zanjani, A., Darban, A. K., Homaei, M., & Taghipour, F. (2025). Nickel, cyanide, zinc, and copper removal from the effluent using photo-electrocoagulation-oxidation. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 17(September 2024), 100550. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2024.100550>
- Shokri, A., & Fard, M. (2022). A critical review in electrocoagulation technology applied for oil removal in industrial wastewater. *Chemosphere*, 288(P2), 16. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132355>
- Silva, J., Carvalho, F., Vicente, C., Santos, A., Quinta-Ferreira, R., & Castro, L. (2022). Electrocoagulation treatment of cork boiling wastewater. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 10(3), 12. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.107750>
- Tame, I. (2019). *La electrocoagulación en relación a la demanda bioquímica de oxígeno (DBO5) en aguas residuales* [Tesis de Pregrado, Universidad Nacional Tecnológica De Lima Sur]. <http://repositorio.untels.edu.pe/jspui/handle/123456789/161>
- Tapara, V. M. (2022). *Electrocuagulación en la depuración de aguas residuales de una planta de productos Lácteos* [Tesis de Pregrado, Universidad Nacional del Centro del Peru]. https://repositorio.uncp.edu.pe/bitstream/handle/20.500.12894/8044/T010_43062845_T_20220807172043.pdf?sequence=1
- Trompette, J. (2022). On the specific limitations of titanium electrodes in the electrocoagulation process. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 648(April), 8. <https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2022.129196>
- Velasquez, A. paola. (2019). *Eficiencia de la electrocoagulación para aguas contaminadas por residuales* [Tesis de Pregrado, Universidad Científica Del Sur]. <http://repositorio.cientifica.edu.pe:8080/handle/UCS/710>
- Verma, R. K., & Kumar, S. (2025). Intensification of electrocoagulation treatment of simulated

tannery wastewater using rotating electrodes: Parametric, isotherms, kinetic and technoeconomic studies. *Chemical Engineering and Processing - Process Intensification*, 209(October 2024), 110150. <https://doi.org/10.1016/j.cep.2024.110150>

Yáñez-Ángeles, M. J., González-Nava, V. J., Castro-Fernández, J. A., García-Estrada, R., Espejel-Ayala, F., Reyes-Vidal, Y., Rivera-Iturbe, F. F., Cárdenas, J., & Bustos, E. (2025). Textile-washing wastewater treatment using ozonolysis, electro-coagulation, and electro-oxidation. *Electrochimica Acta*, 512(November 2024), 145473. <https://doi.org/10.1016/j.electacta.2024.145473>

Zhang, F., Yang, C., Zhu, H., Li, Y., & Gui, W. (2022). Optimal setting strategy of electrocoagulation process in heavy metal wastewater treatment plant. *Journal of Environmental Management*, 310(December 2021), 9. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114724>

ANEXOS

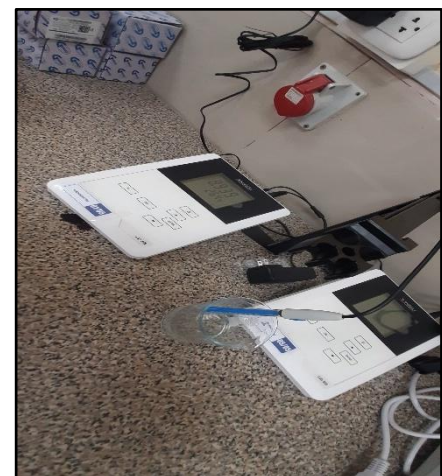
Anexo I. Punto de muestreo de agua residual municipal.



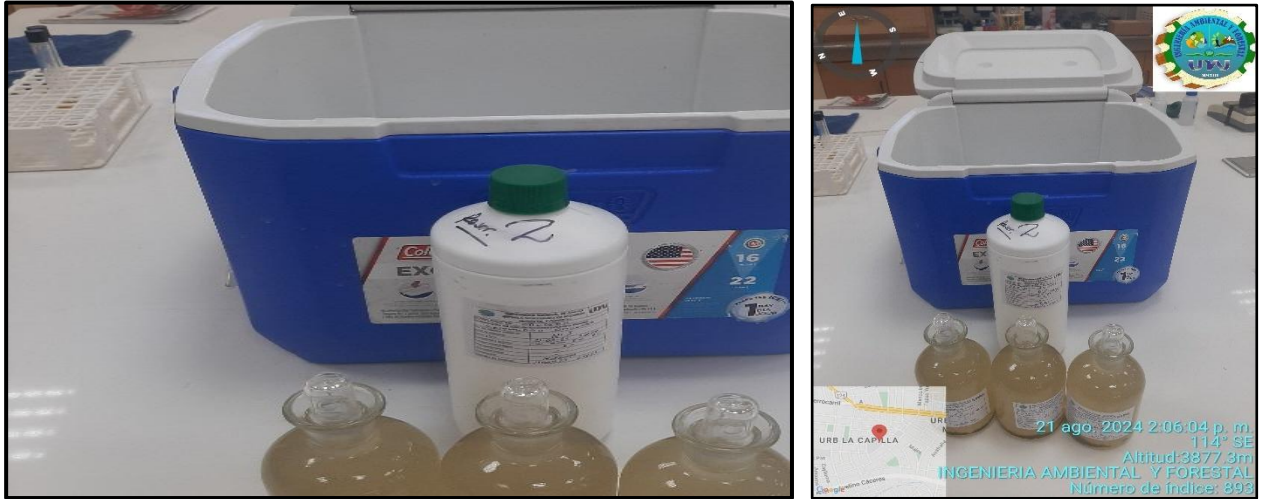
Muestreo de agua para análisis fisicoquímicos y microbiológicos



Medición de pH



Muestra de aguas residuales municipales



Anexo II. Determinación de Demanda Biológica de Oxígeno.

Agua de dilución en diferentes concentraciones



Llevar a una incubadora durante 5 días



Agregar sulfato de MgSO_4 2ml y KI 2ml.



Llevar a zona oscura durante 5min y después agregar 2ml de H_2SO_4 .



Titular con $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ y agregar 1ml de almidón de papa.



Parte final después de la titulación

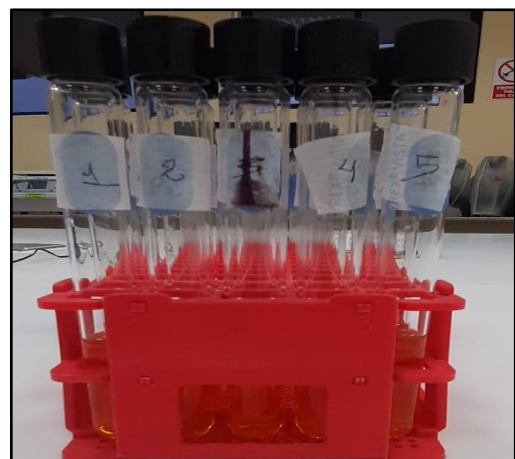


Anexo III. *Determinación de Demanda Química de Oxígeno.*

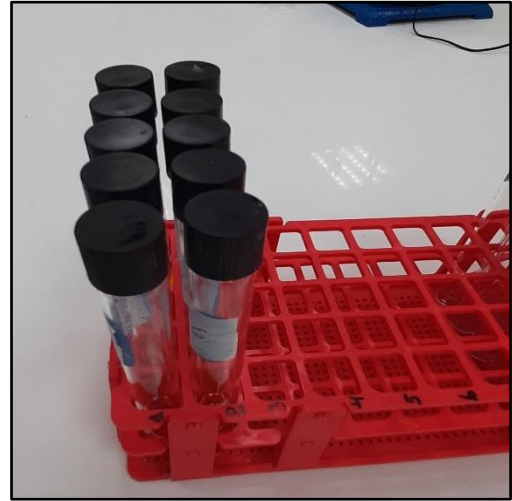
Preparación de solución digestora y H_2SO_4



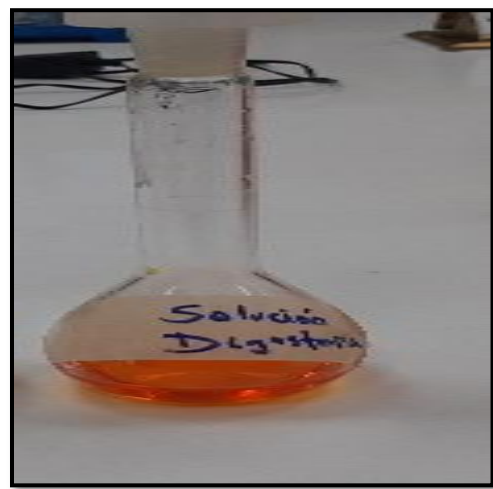
lavado y rotulación de tubos de ensayo



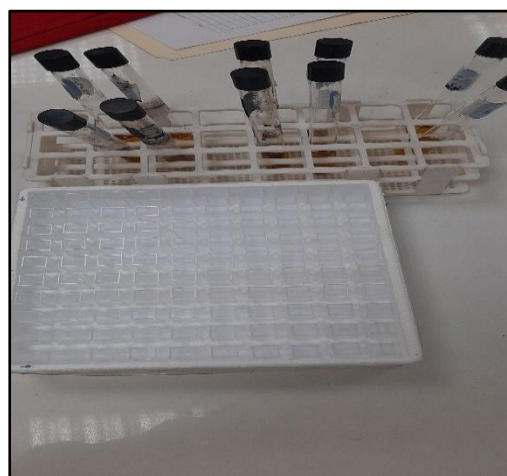
Toma de muestra de 2.5ml



Agregar 1.5ml de solución digestora y 2.5ml de H₂SO₄



Se llevo al termoreactor durante 2h a una temperatura de 150°C

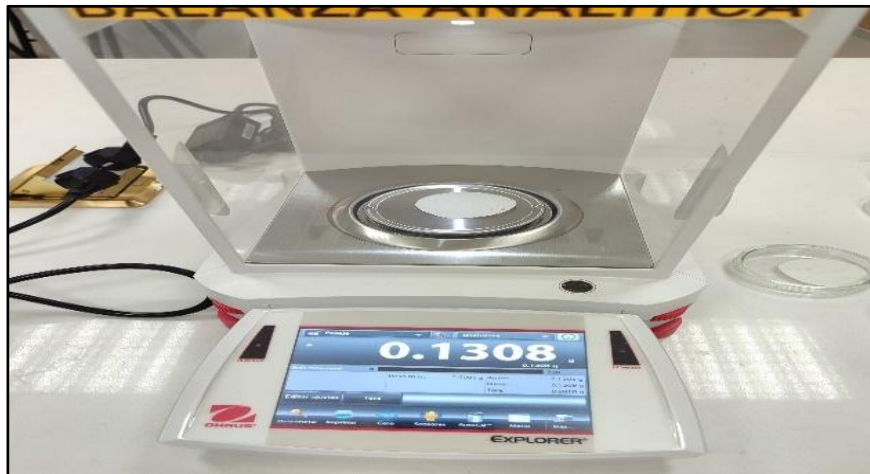


Finalmente se llevó al equipo Espectrofotómetro.



Anexo IV. *Determinación de Sólidos Suspendedos Totales.*

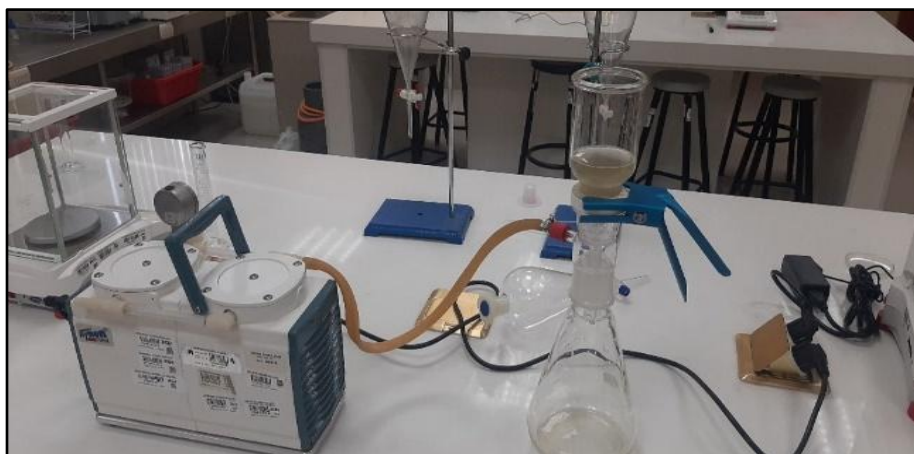
Pesar el filtro al inicio



Lleva a una estufa durante 45min a a105°C



Instalación de bomba, junto al equipo de filtración



Extraer 100ml de muestra y filtrar cuidadosamente



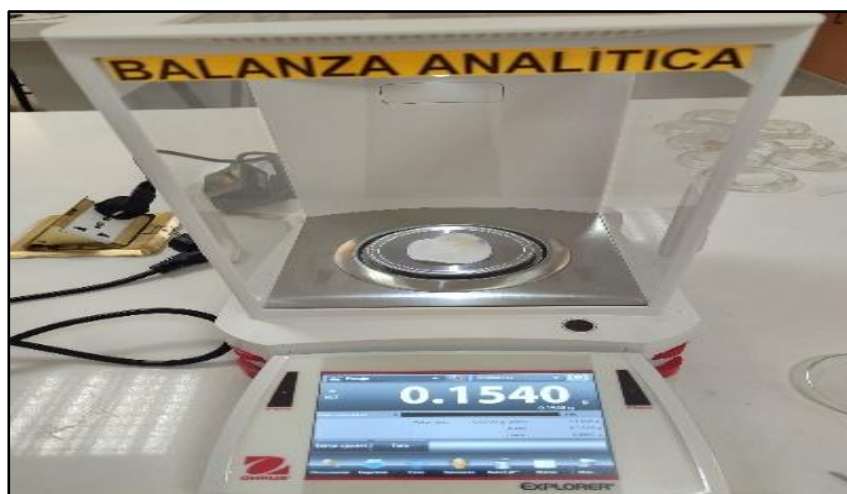
Llevar a estufa el filtro durante una hora a temperatura de 105°C



Transfiere al desecador para que se estabilice la temperatura



Finalmente pesar el filtro y realizar los cálculos



Anexo V. Determinación de Aceites y Grasas.

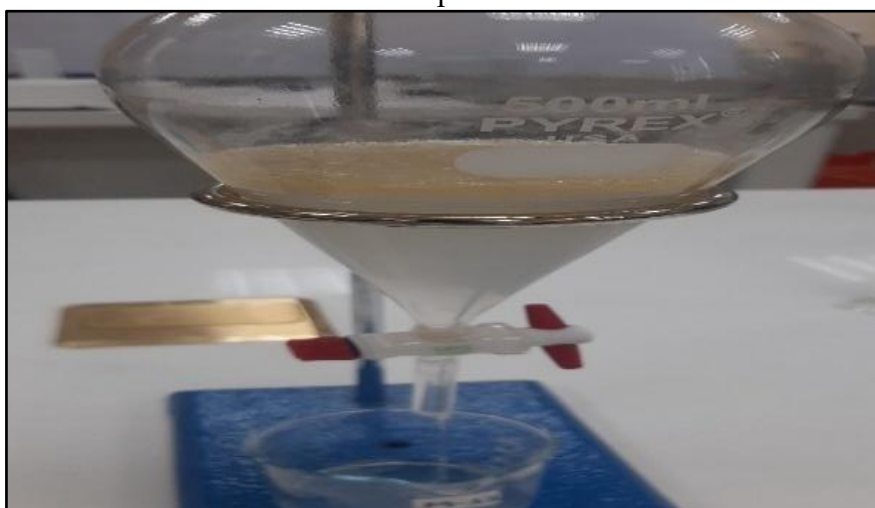
Instalación de pera de decantación, y agregar una muestra de 200ml



Agregar 20ml de hexano ala muestra



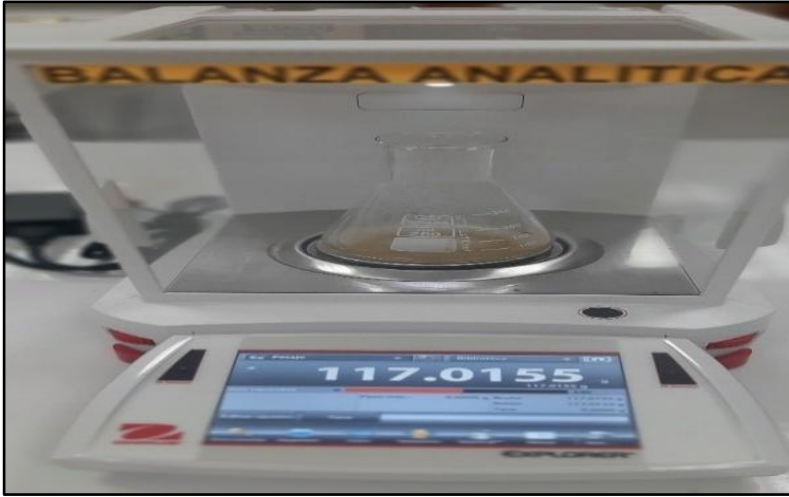
Homogenizar la muestra con el reactivo y dejar por 30min hasta que se formen claramente 2 capas



Transferir la fase orgánica en un matraz y llevar a baño maría a una temperatura de 103°C durante 20min agitando suavemente



Finalmente pesar el matraz y realizar los cálculos.



Anexo VI. *Determinación de Coliformes Termotolerantes.*

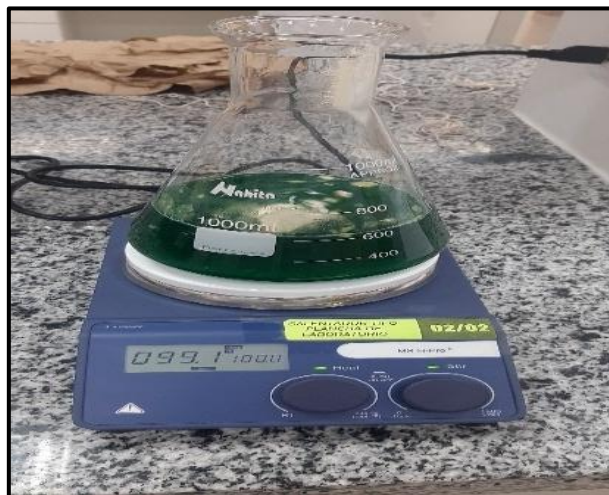
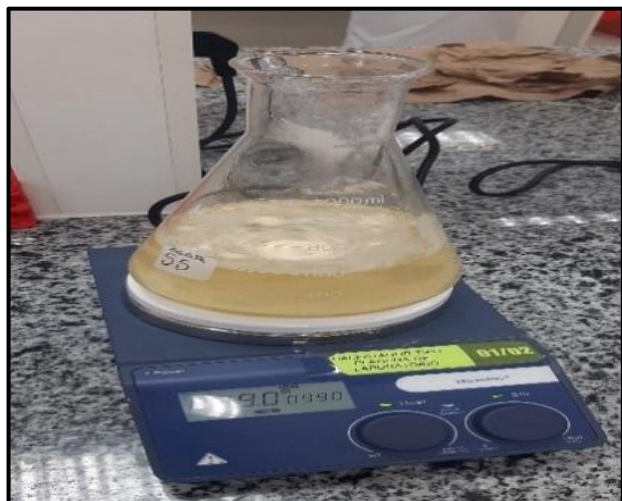
Pesado de los cultivos



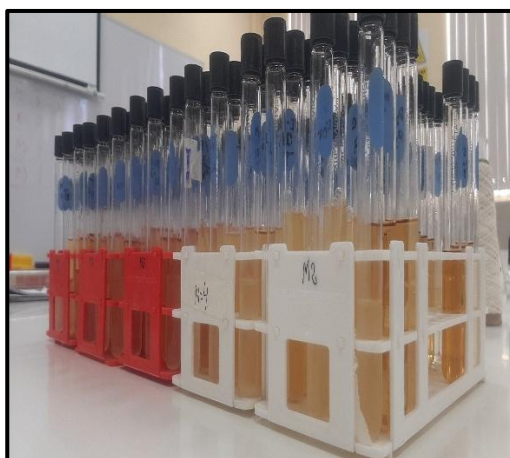
Preparación de los cultivos



Hominización del cultivo E. coli y verde brillante bilis



Distribución a los tubos de ensayo a 9ml



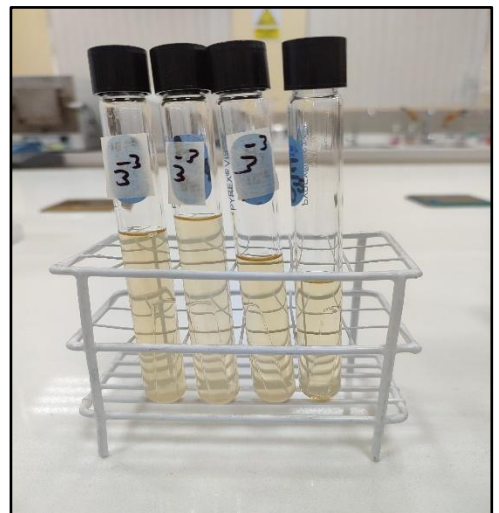
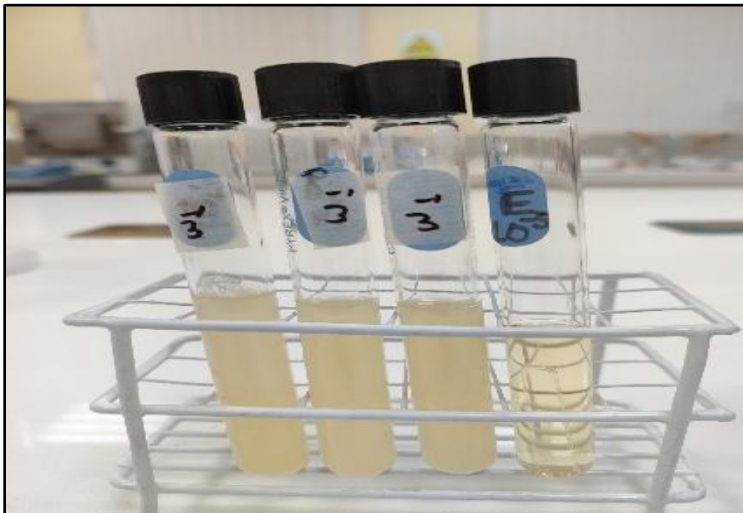
Rotulación de tubos de ensayo



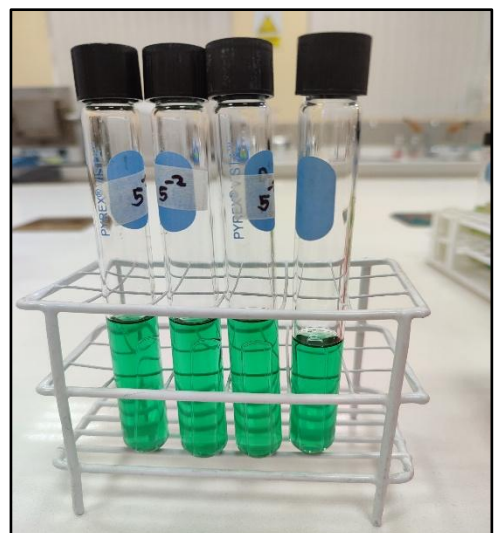
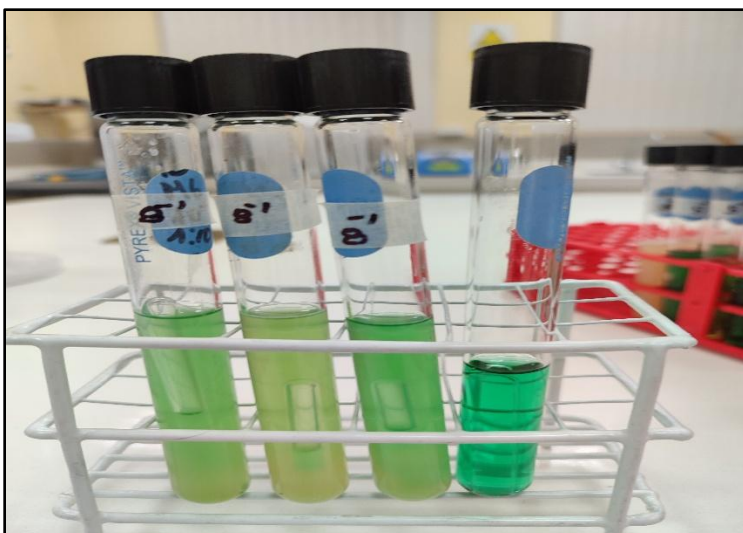
Se llevo a una incubadora durante 48 hora a 36°C



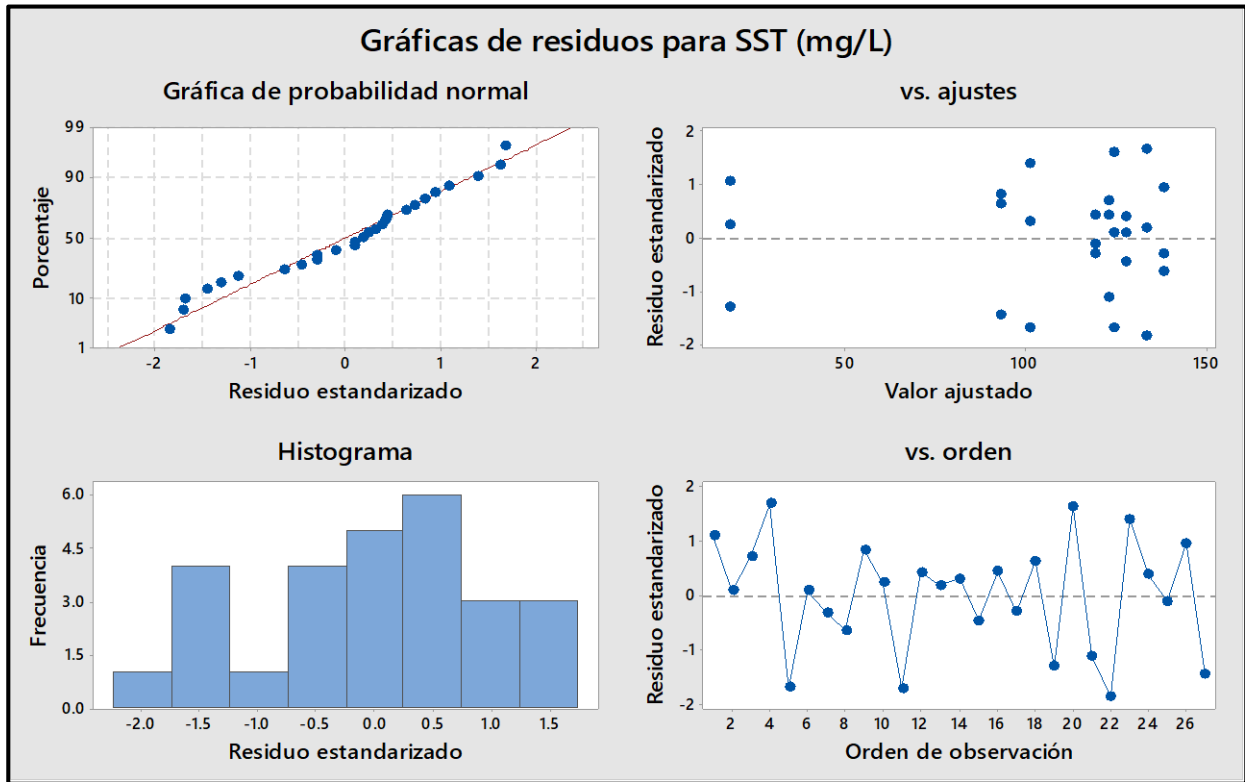
Conteo de tubos para E. coli



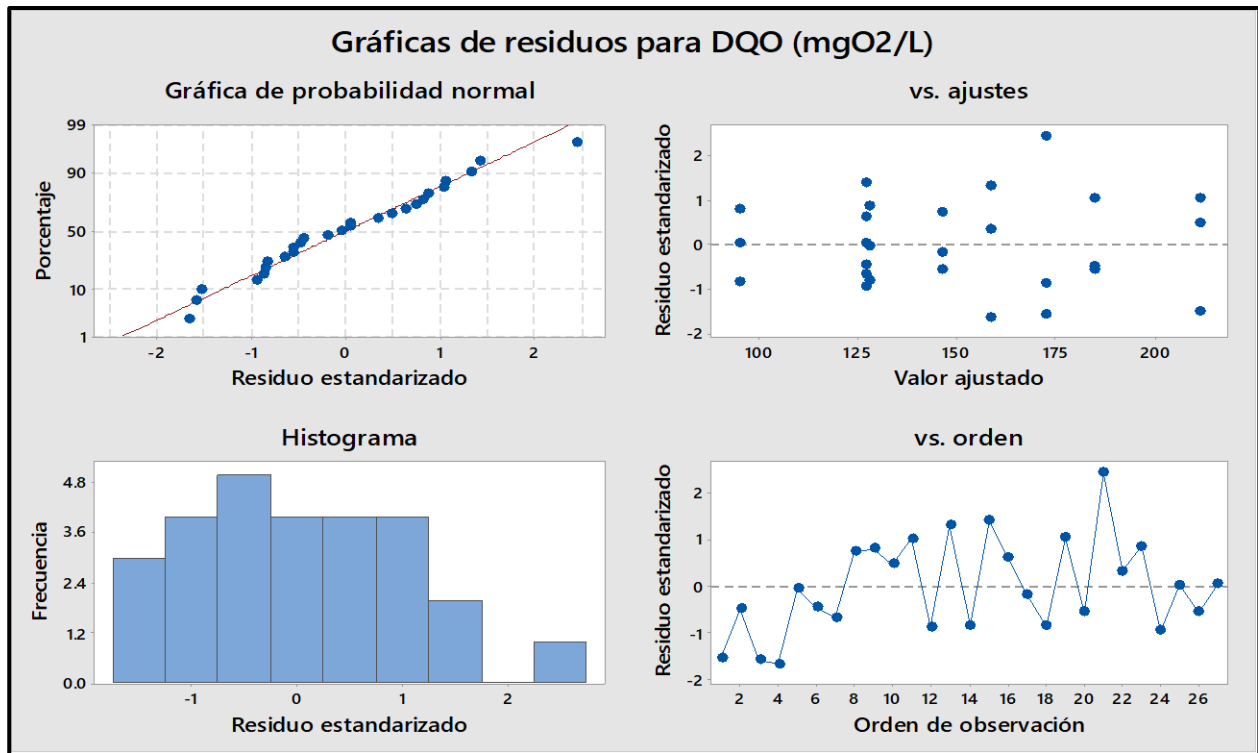
Conteo de tubos para Termotolerantes



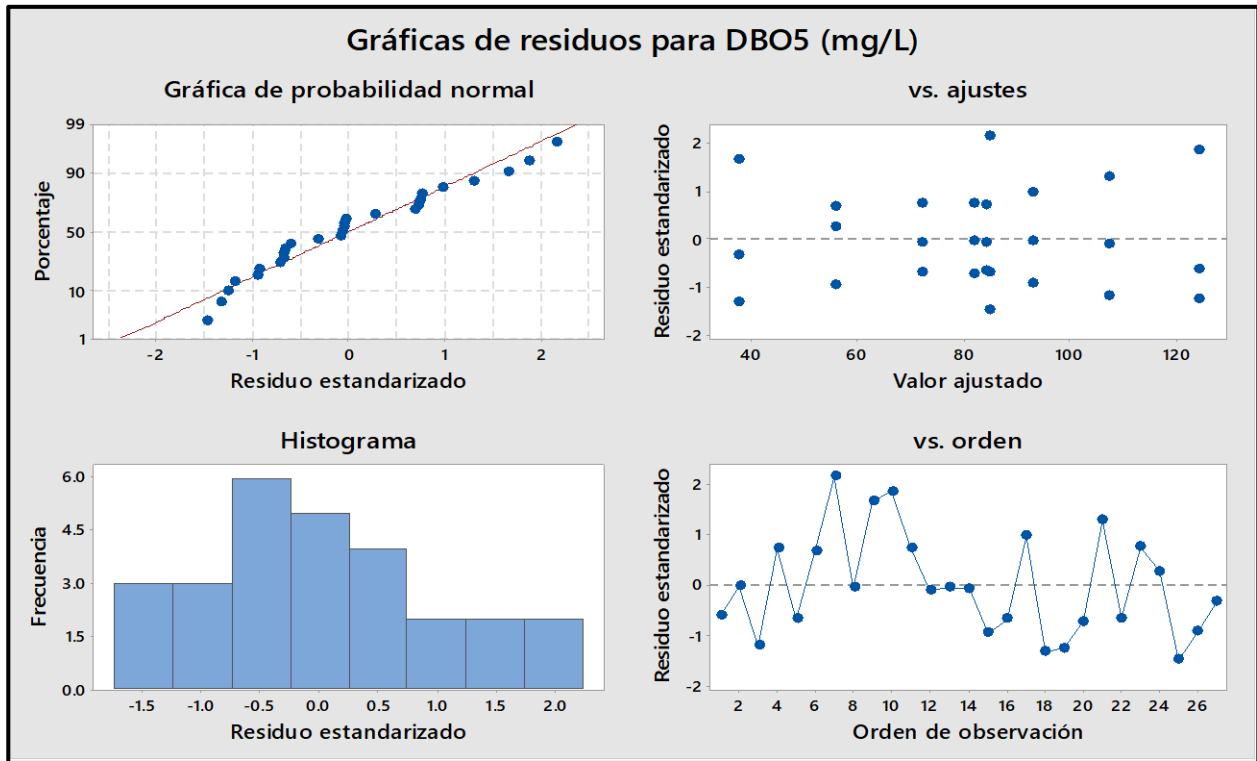
Anexo VII. Gráfica de residuos para SST (ml/L).



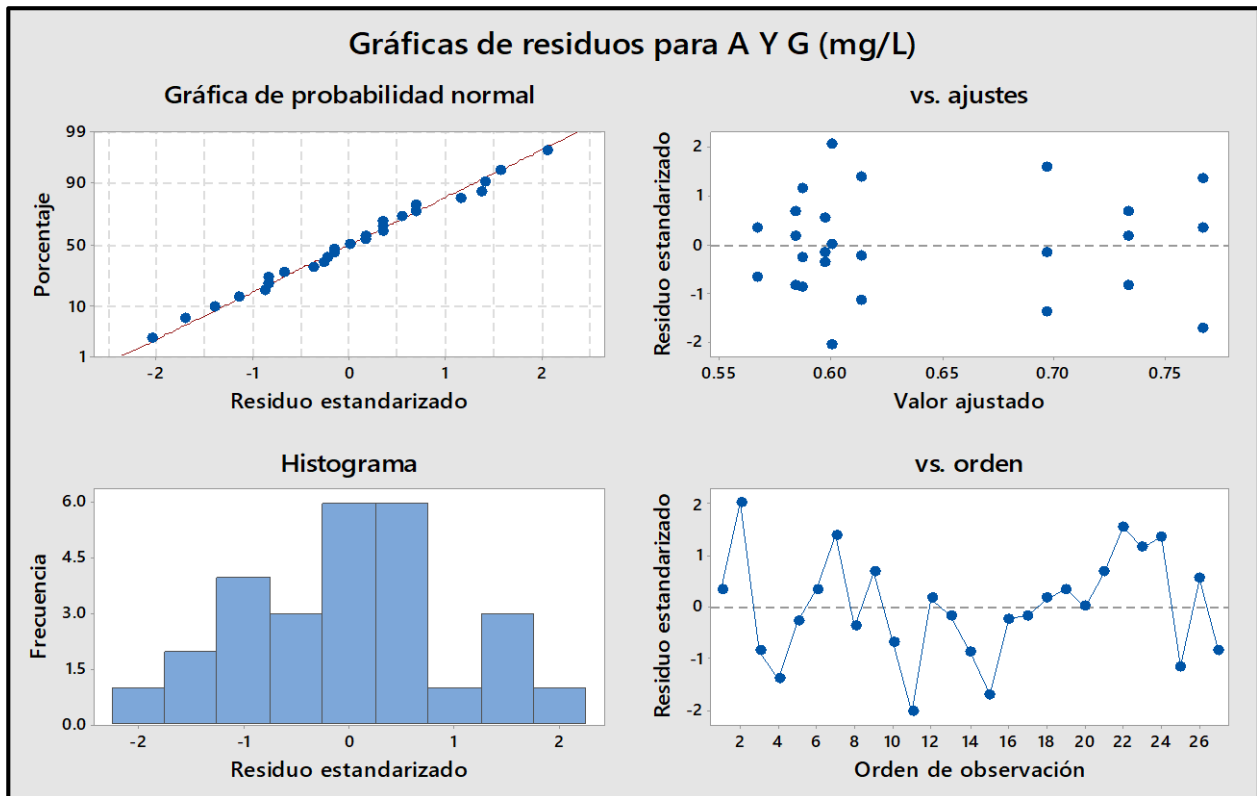
Anexo VIII. Gráfica de residuos para DQO (mg/L).



Anexo IX. Gráfica de residuos para DBO5 (mg/L).



Anexo X. Gráfica de residuos para A y G (mg/L).



Anexo XI. Resultado de conteo de tubos realizado.

N° DE ENSAYOS	CONTEO DE TUBOS POSITIVOS								
	-1	-2	-3	-1	-2	-3	-1	-2	-3
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	3	2	0	3	3	0	3	2	0
3	3	3	1	3	3	0	3	3	1
4	3	3	3	3	3	2	3	3	3
5	3	0	2	3	0	2	3	0	1
6	3	1	1	3	3	1	3	3	2
7	3	3	1	3	3	2	3	3	1
8	3	2	2	3	3	3	3	2	2
9	3	1	0	3	0	0	3	1	1

Anexo XII. Resultados de la caracterización para CTT.

N° DE ENSAYOS	intensidad del corriente (a/m2)	tiempo (min)	distancia (mm)	pH	CTT 1 (NNP/100ml)	CTT 2 (NNP/100ml)	CTT 3 (NNP/100ml)	CTT (NNP/100ml)
1	20A/m2	15	10	6	12470	27750	27750	22657
2	20A/m2	25	15	7	27750	1472000	7040000	28 465 83
3	20A/m2	35	20	8	0	0	0	0
4	25A/m2	15	20	7	57660	456000	57660	190440
5	25A/m2	25	10	8	172200	15 360 000	172200	5234800
6	25A/m2	35	15	6	18560	18560	8970	15363
7	30A/m2	15	15	8	15 360 000	7040000	15 360 000	12 586 667
8	30A/m2	25	20	6	14 72000	456000	1472000	1133333
9	30A/m2	35	10	7	14 72000	7040000	1472000	3328000

ANEXO XIII. *Resultados de la caracterización para SST.*

N° de ensayos	intensidad del corriente (a/m2)	tiempo (min)	distancia (mm)	pH	SST 1 (mg/L)	SST 2 (mg/L)	SST 3 (mg/L)	SST (mg/L)
1	20A/m2	15	10	6	20.2	18.5	15.4	18.03
2	20A/m2	25	15	7	124.4	120.8	127.5	124.23
3	20A/m2	35	20	8	124.4	123.8	120.7	122.97
4	25A/m2	15	20	7	136.8	133.8	129.7	133.43
5	25A/m2	25	10	8	97.5	101.5	103.7	100.90
6	25A/m2	35	15	6	127.8	126.7	128.4	127.63
7	30A/m2	15	15	8	118.4	119.9	118.8	119.03
8	30A/m2	25	20	6	136.7	137.4	139.9	138.00
9	30A/m2	35	10	7	94.7	94.3	90.1	93.03

Anexo XIV. *Resultados de la caracterización para DQO.*

N° de ensayos	intensidad del corriente (a/m2)	tiempo (min)	distancia (mm)	pH	DQO 1 (mgO2/L)	DQO 2 (mgO2/L)	DQO 3 (mgO2/L)	DQO (mgO2/L)
1	20A/m2	15	10	6	203.1	214.1	217.2	211.47
2	20A/m2	25	15	7	182.3	190.6	181.9	184.93
3	20A/m2	35	20	8	163.9	167.8	185.9	172.53
4	25A/m2	15	20	7	149.5	165.8	160.4	158.57
5	25A/m2	25	10	8	127.7	123.4	132.7	127.93
6	25A/m2	35	15	6	124.6	134.8	121.9	127.10
7	30A/m2	15	15	8	123.5	130.5	127.3	127.10
8	30A/m2	25	20	6	150.3	145.2	143.2	146.23
9	30A/m2	35	10	7	99.4	90.3	95.2	94.97

Anexo XV. Resultados de la caracterización para DBO5.

N° de ensayos	intensidad del corriente (a/m2)	tiempo (min)	distancia (mm)	pH	DBO5 1 (mg/L)	DBO5 2 (mg/L)	DBO5 3 (mg/L)	DBO5 (mg/L)
1	20A/m2	15	10	6	121.9	130.9	119.6	124.13
2	20A/m2	25	15	7	81.7	84.5	79.2	81.80
3	20A/m2	35	20	8	102.9	106.9	111.9	107.23
4	25A/m2	15	20	7	86.7	83.9	81.7	84.10
5	25A/m2	25	10	8	69.6	71.8	74.8	72.07
6	25A/m2	35	15	6	58.2	52.3	56.7	55.73
7	30A/m2	15	15	8	92.7	82.4	79.5	84.87
8	30A/m2	25	20	6	92.7	96.4	89.5	92.87
9	30A/m2	35	10	7	43.6	32.8	36.4	37.60

Anexo XVI. Resultados de la caracterización para Ay G.

N° de ensayos	intensidad del corriente (a/m2)	tiempo (min)	distancia (mm)	pH	A Y G 1 (mg/L)	A Y G 2 (mg/L)	A Y G 3 (mg/L)	A Y G (mg/L)
1	20A/m2	15	10	6	3.25	6.56	6.70	5.50
2	20A/m2	25	15	7	4.26	4.9	4.6	4.59
3	20A/m2	35	20	8	3.24	4.1	4.5	3.95
4	25A/m2	15	20	7	5.6	5.8	5.7	5.70
5	25A/m2	25	10	8	5.6	5.2	5.5	5.43
6	25A/m2	35	15	6	4.9	5.2	4.9	5.00
7	30A/m2	15	15	8	5.2	4.9	5.2	5.10
8	30A/m2	25	20	6	6.2	6.1	6.8	6.37
9	30A/m2	35	10	7	3.4	4.6	4.5	4.17

Anexo XVII. Análisis de parámetros fisicoquímicos y microbiológicos en laboratorios CERPER.



LABORATORIO DE ENSAYO ACREDITADO POR EL ORGANISMO DE ACREDITACIÓN INACAL – DA CON REGISTRO N° LE - 003



INFORME DE ENSAYO N° 1-02940/24

Pág. 1/2

DATOS DEL CLIENTE ^(A)

Cliente : MUNICIPALIDAD DISTRITAL DE CRUCERO
 Domicilio legal : Pza. Libertad Nro. 104 Puno - Carabaya - Crucero

DATOS DE LA MUESTRA

Producto declarado ^(A) : AGUA RESIDUAL
 Procedencia de la muestra : Proporcionada por el solicitante y/o cliente
 Cantidad de muestra para el ensayo : 1 muestra x 7 L
 Presentación y condición de recepción : En frasco de plástico y vidrio, cerrado, refrigerado y preservado
 Identificación y descripción ^(A) : ARD05
 Fecha y Hora de Muestreo: 2024-02-15; 17:50
 Coordenadas UTM: X=0389057
 Y=8411471
 Zona=19L Hemisferio =Sur
 2024 - 02 - 15 17:50
 Fecha de recepción : 2024 - 02 - 16
 Fecha de inicio del ensayo : 2024 - 02 - 16
 Fecha de término del ensayo : 2024 - 02 - 21
 Ensayo realizado en : Laboratorio Ambiental (Arequipa) / Microbiología (Arequipa) / Ambienta (Callao)
 Identificado con : EXMA-01183-2024-001
 Validez del documento : Este documento es válido solo para las muestras descritas.

Análisis Físico Químico (Arequipa):

Ensayo	LDM	Unidad	Resultados
Aceites y Grasas	0,50	mg/L	22,40
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO5)	2,0	mg/L	180,0
Demanda Química de Oxígeno (D.Q.O)	2,5	mgO2/L	457
Sólidos Sedimentables	0,1	mg/L	1,20
Sólidos Suspendedos Totales	2,5	mg/L	176,90
(*) pH	-	Unidades de pH	7,29

LDM: Límite de detección del método

(*) El resultado del ensayo indicado se encuentra fuera de la acreditación otorgada por INACAL -DA, debido a que la muestra no es idónea para el ensayo: por exceder el tiempo máximo de conservación.

Análisis Microbiológico Arequipa:

Ensayo	Unidad	Resultado
Coliformes Termotolerantes (NMP)	NMP/100 mL	79 000 000

^(A) Datos proporcionados por el solicitante y/o cliente. El laboratorio no es responsable cuando la información proporcionada por el solicitante y/o cliente pueda afectar la validez de los resultados.

"Este documento sin firma digital carece de validez"

AREQUIPA
 Calle Teniente Rodríguez N° 1415
 Miraflores – Arequipa
 T. (054) 265572

CALLAO
 Oficina Principal
 Av. Santa Rosa 601, La Perla – Callao
 T. (511) 319 9000

" EL USO INDEBIDO DE ESTE INFORME DE ENSAYO CONSTITUYE DELITO SANCIONADO CONFORME A LA LEY, POR LA AUTORIDAD COMPETENTE"

INFORME DE ENSAYO N° 1-02940/24

Pág. 2/2

Análisis Físico Químico (Callao):

Ensayo	Unidad	Resultado
(*) Temperatura	° C	25,0

(*) El resultado del ensayo indicado se encuentra fuera de la acreditación otorgada por INACAL -DA, debido a que la muestra no es idónea para el ensayo: por exceder el tiempo máximo de conservación.

MÉTODOS

Aceites y Grasas: EPA Method 1664, Revision B. 2010. n-Hexane Extractable Material (HEM; Oil and Grease) and Silica Gel Treated n-Hexane Extractable Material (SGT-HEM; Non-polar Material) by Extraction and Gravimetry

Coliformes Termotolerantes (NMP): SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 9221 E-1, 24th Ed. 2023. Multiple-Tube Fermentation Technique for Members of the Coliform Group. Thermotolerant (Fecal) Coliform Procedure. Thermotolerant Coliform Test (EC Medium)

Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO5): SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 5210 B, 24th Ed. 2023. Biochemical Oxygen Demand (BOD). 5-Day BOD Test.

Demanda Química de Oxígeno (D.Q.O): SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 5220 D, 24th Ed. 2023. Chemical Oxygen Demand (COD). Closed Reflux, Colorimetric Method

Sólidos Sedimentables: SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 2540 F, 24th Ed. 2023. Solids. Settleable Solids

Sólidos Suspendedos Totales: SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 2540 D, 24th Ed. 2023. Solids. Total Suspended Solids Dried at 103-105 °C

(*) **Temperatura:** SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 2550 B, 24th Ed. 2023. Temperature. Laboratory and Field Methods.

(*) **pH:** SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 4500-H+ B, 24th Ed. 2023. pH Value. Electrometric Method

OBSERVACIONES

Prohibida la reproducción parcial de este informe, sin la autorización escrita de CERPER S.A.

Los resultados de los ensayos no deben ser utilizados como una certificación de conformidad con normas de producto o como certificado del sistema de la calidad de la entidad que lo produce.

Callao, 01 de marzo de 2024
AA

CERTIFICACIONES DEL PERÚ S.A.

F. Berrocal
.....
Flor G. San Martín Berrocal
C.Q.P. 1339
Coordinadora de Calidad

"Este informe de ensayo, al estar en el marco de la acreditación del INACAL – DA, se encuentra dentro del ámbito de reconocimiento multilateral/mutuo de los miembros firmantes de IAAC e ILAC"

"Este documento sin firma digital carece de validez"

AREQUIPA
Calle Teniente Rodríguez N° 1415
Miraflores – Arequipa
T. (054) 265572

CALLAO
Oficina Principal
Av. Santa Rosa 601, La Perla – Callao
T. (511) 319 9000

info@cerper.com – www.cerper.com



" EL USO INDEBIDO DE ESTE INFORME DE ENSAYO CONSTITUTE DELITO SANCIONADO CONFORME A LA LEY, POR LA AUTORIDAD COMPETENTE"

UNW



UNIVERSIDAD NACIONAL DE JULIACA