

# **ESCUELA POLITÉCNICA NACIONAL**

## **FACULTAD DE INGENIERÍA QUÍMICA Y AGROINDUSTRIA**

**“SELECCIÓN ENTRE UN PROCESO DE ELECTROCOAGULACIÓN Y  
UN PROCESO COMBINADO DE ELECTROCOAGULACIÓN CON  
FENTON PARA EL DISEÑO DE UNA PLANTA DE TRATAMIENTO DE  
AGUAS RESIDUALES PROVENIENTES DE LA EMPRESA TEXTIL  
FABRINORTE CIA. LTDA.”**

**PROYECTO PREVIO A LA OBTENCIÓN DEL TÍTULO DE  
INGENIERO QUÍMICO**

**JAVIER ANDRÉS ZALDUMBIDE PAREDES**

andres.zaldumbide@epn.edu.ec

**DIRECTOR: ING. MARCO SINCHE, M.Sc.**

marco.sinche@epn.edu.ec

**COORDIRECTORA: ING. FLORINELLA MUÑOZ, Ph.D.**

florinella.muñoz@epn.edu.ec

**Quito, Febrero 2016**

© Escuela Politécnica Nacional (2016)  
Reservados todos los derechos de reproducción

## DECLARACIÓN

Yo, Javier Andrés Zaldumide Paredes, declaro que el trabajo aquí descrito es de mi autoría; que no ha sido previamente presentado para ningún grado o calificación profesional; y, que he consultado las referencias bibliográficas que se incluyen en este documento.

La Escuela Politécnica Nacional puede hacer uso de los derechos correspondientes a este trabajo, según lo establecido por la Ley de Propiedad Intelectual, por su Reglamento y por la normativa institucional vigente

---

Javier Andrés Zaldumbide Paredes

C.I. 100316741-6

## CERTIFICACIÓN

Certificamos que el presente trabajo fue desarrollado por Javier Andrés Zaldumbide Paredes, bajo nuestra supervisión.

---

Ing. Marco Sinche, M.Sc.

**DIRECTOR DE PROYECTO**

---

Ing. Florinella Muñoz, Ph.D.

**COORDIRECTORA DE PROYECTO**

## **AGRADECIMIENTOS**

Primeramente a Dios, por darme la bendición que es la vida y permitirme haber llegado a cumplir un sueño muy importante para mí.

A mis padres y hermanos, quienes me apoyaron incondicionalmente, dándome apoyo, sin dejarme decaer a ningún momento; son mi todo.

Al Ing. Marquito Sinche, quien me dio la confianza, conocimientos y guía durante el desarrollo de este trabajo. Aparte de ser mi director, ha sido una excelente persona y profesional.

A la Dra. Florinella Muñoz, por brindarme sus conocimientos, enseñanzas y experiencias que fueron valiosas durante la ejecución de este trabajo.

A la empresa textil FABRINORTE CIA. LTDA., por abrirme las puertas para la realización de este trabajo, en especial a mi tío Francisco Morales quién me ayudó incondicionalmente desde el principio, a Don Ricardo Moreno (+) por la ayuda brindada, descanse en paz. A Carlos, Miguel, Angelo, Sarita, Vale, Ligia, Cris, quienes me ayudaron en la empresa, muy agradecido, bendiciones dobles para todos.

A mis amigos y compañeros, Rashu, Fersi, Daniel, Chalo, Carlita y Eve, quienes formaron parte de mi vida universitaria y siempre estarán presentes en mí, espero volverlos a encontrar.

A mis amigos NG y ENCENDIDOS, quienes gracias a sus ocurrencias han sabido sacarme sonrisas durante este tiempo, en especial a George, Rony, Izzy, Paolita, Ami y Andre.

Al Departamento de Ciencias Nucleares, por permitirme realizar este trabajo. Gracias por la ayuda brindada.

## **DEDICATORIA**

A mis padres, Javier y Anita, mis hermanos Luis y Ricardo, por ser mi vida.

## ÍNDICE DE CONTENIDOS

	<b>PÁGINA</b>
<b>RESUMEN</b>	<b>x</b>
<b>INTRODUCCIÓN</b>	<b>xii</b>
<b>1. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA</b>	<b>1</b>
1.1. Efluentes líquidos generados por la industria textil	1
1.1.1. Composición de los efluentes líquidos textiles	1
1.1.2. Contaminantes producidos en cada proceso textil	3
1.2. Electrocoagulación de efluentes líquidos	10
1.2.1. Generalidades	10
1.2.2. Mecanismos y reacciones involucradas en la electrocoagulación	12
1.2.3. Factores que afectan el proceso de electrocoagulación	14
1.3. Procesos Fenton	16
1.3.1. Procesos de oxidación avanzada (POA's)	16
1.3.3.1. Reactivo Fenton	18
1.3.3.2. Proceso sono-Fenton	19
1.3.3.2. Proceso electro-Fenton	19
1.3.3.3. Proceso foto-Fenton	20
1.3.3.4. Proceso sono-foto-Fenton	20
1.3.3.5. Proceso sono-electro-Fenton	21
1.3.3.6. Proceso foto-electro-Fenton	21
1.4. Proceso combinado de electrocoagulación con Fenton	22
1.4.1. Generalidades	22
1.4.2. Mecanismo de reacción	23
1.4.3. Factores que afectan al proceso combinado de electrocoagulación con Fenton	25
1.4.4. Ventajas y aplicaciones del proceso combinado de electrocoagulación con Fenton	27
1.4.5. Producción de lodos de un proceso combinado de electrocoagulación con Fenton	28
<b>2. PARTE EXPERIMENTAL</b>	<b>31</b>
2.1. Caracterización física y química de las aguas residuales provenientes de la empresa textil FABRINORTE CIA. LTDA.	34
2.1.1. Materiales	34
2.1.2. Equipos y reactivos	34
2.1.3. Muestreo compuesto del efluente	36
2.1.4. Caracterización fisicoquímicas de las muestras	36
2.2. Determinación de la mejor condición de intensidad de corriente para el proceso de electrocoagulación simple que permita disminuir la carga contaminante de DQO, DBO <sub>5</sub> , SST y color del efluente	37
2.2.1. Materiales, equipos y reactivos	37

2.2.2.	Aplicación del tratamiento de electrocoagulación	38
2.2.3.	Análisis de muestras	39
2.3.	Determinación de las mejores condiciones de concentración de peróxido de hidrógeno e intensidad de corriente durante el proceso combinado de electrocoagulación con Fenton que permitan disminuir la carga contaminante de DQO, DBO <sub>5</sub> , SST y color del efluente.	39
2.3.1.	Materiales, equipos y reactivos	39
2.3.2.	Aplicación del tratamiento combinado de electrocoagulación con Fenton	40
2.3.3.	Análisis de muestras	41
2.3.4.	Selección del mejor método entre el proceso de electrocoagulación y un proceso combinado de electrocoagulación con Fenton.	41
2.4.	Diseño de una planta de tratamiento de aguas y secado de lodos para la empresa textil FABRINORTE CIA. LTDA., para un caudal de 600 m <sup>3</sup> /día, por el método que presente los mejores resultados de disminución de carga contaminante	42
2.4.1.	Cálculo de los parámetros de diseño de un tanque de homogeneización	42
2.4.2.	Cálculo de los parámetros de diseño de las celdas de electrocoagulación	43
2.4.3.	Cálculo de los parámetros de diseño de la piscina de neutralización	43
2.4.4.	Cálculo de los parámetros de diseño del filtro de arena	43
2.4.5.	Cálculo de los parámetros de diseño del lecho de secado	44
2.5.	Análisis de los costos de la implementación de la alternativa propuesta.	44
<b>3.</b>	<b>RESULTADOS Y DISCUSIÓN</b>	<b>45</b>
3.1.	Muestreo y caracterización física y química de las aguas residuales provenientes de la empresa textil FABRINORTE CIA. LTDA.	45
3.2.	Determinación de la mejor condición de intensidad de corriente para el proceso de electrocoagulación simple que permita disminuir la carga contaminante de DQO, DBO <sub>5</sub> , SST y color del efluente	46
3.2.1.	Estudio de la influencia de la densidad de corriente en el proceso de electrocoagulación	46
3.2.2.	Caracterización del efluente tratado en el proceso de electrocoagulación simple	53
3.3.	Determinación de las mejores condiciones de concentración de peróxido de hidrógeno e intensidad de corriente durante el proceso combinado de electrocoagulación con Fenton que permitan disminuir la carga contaminante de DQO, DBO <sub>5</sub> , SST y color del efluente	55
3.3.1.	Estudio de la influencia de la densidad de corriente y la concentración de peróxido de hidrógeno en el proceso combinado de electrocoagulación con Fenton	56
3.3.2.	Caracterización del efluente tratado en el proceso combinado de electrocoagulación con fenton	64
3.3.3.	Selección del mejor método entre el proceso de electrocoagulación simple y el proceso combinado de electrocoagulación y fenton.	66

3.4.	Diseño de una planta de tratamiento de aguas y secado de lodos para la empresa textil FABRINORTE CIA. LTDA., para un caudal de 600 m <sup>3</sup> /día, por el método que presente los mejores resultados de disminución de carga contaminante.	70
3.4.1.	Diseño del tanque de homogeneización	76
3.4.2.	Diseño de un proceso combinado de electrocoagulación con Fenton	76
3.4.3.	Diseño de una piscina de neutralización	77
3.4.4.	Diseño de un filtro de arena	77
3.4.5.	Diseño de un lecho de secado	77
3.4.6.	Distribución de los equipos en la planta	77
3.4.7.	Hojas de especificaciones	82
3.5.	Análisis los costos de la implementación de la alternativa propuesta.	93
3.5.1.	Análisis económico del proceso de homogeneización	93
3.5.2.	Análisis económico del proceso de electrocoagulación con Fenton	94
3.5.3.	Análisis económico del proceso de neutralización	97
3.5.4.	Análisis económico de los filtros de arena	98
3.5.5.	Análisis económico del lecho de secado	99
3.5.6.	Análisis económico del tratamiento global	99
<b>4.</b>	<b>CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES</b>	<b>102</b>
4.1.	Conclusiones	102
4.2.	Recomendaciones	104
	<b>REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b>	<b>105</b>
	<b>ANEXOS</b>	<b>121</b>

## ÍNDICE DE TABLAS

		PÁGINA
<b>Tabla 1.1.</b>	Colorantes más usados en la industria textil FABRINORTE CIA. LTDA.	7
<b>Tabla 1.2.</b>	Poder oxidante de algunos compuestos químicos a (25 °C)	16
<b>Tabla 3.1.</b>	Parámetros físicos y químicos de los muestreos compuestos frente a la normativa nacional vigente	45
<b>Tabla 3.2.</b>	Relación entre la intensidad de corriente y la densidad de corriente en el proceso de electrocoagulación	47
<b>Tabla 3.3.</b>	Valores de DQO luego de cada tratamiento en el proceso de electrocoagulación a diferentes densidades de corriente	48
<b>Tabla 3.4.</b>	ANOVA para el proceso de electrocoagulación simple	50
<b>Tabla 3.5.</b>	Condiciones de operación para el proceso de electrocoagulación simple	52
<b>Tabla 3.6.</b>	Caracterización del efluente tratado con electrocoagulación simple a 125 A/m <sup>2</sup>	53
<b>Tabla 3.7.</b>	Relación entre intensidad de corriente y densidad de corriente en el proceso combinado de electrocoagulación con Fenton	56
<b>Tabla 3.8.</b>	Valores finales de DQO en el proceso combinado de electrocoagulación con Fenton	57
<b>Tabla 3.9.</b>	ANOVA para el proceso combinado de electrocoagulación con Fenton	60
<b>Tabla 3.10.</b>	Condiciones de operación del proceso combinado de electrocoagulación con Fenton	63
<b>Tabla 3.11.</b>	Porcentaje de remoción en el proceso combinado a 52,08 A/m <sup>2</sup> y 5,25 mM	64
<b>Tabla 3.12.</b>	Comparación de los dos procesos aplicados a los efluentes textiles de la empresa FABRINORTE. CIA. LTDA.	66
<b>Tabla 3.13.</b>	Caracterización de los lodos residuales después del proceso combinado	69
<b>Tabla 3.14.</b>	Listado de equipos usados para el tratamiento de aguas residuales	73
<b>Tabla 3.15.</b>	Dimensiones del tanque de homogeneización	76

<b>Tabla 3.16.</b>	Dimensiones de la celda de electrocoagulación	77
<b>Tabla 3.17.</b>	Dimensiones de los electrodos	77
<b>Tabla 3.18.</b>	Dimensiones de la piscina de neutralización	77
<b>Tabla 3.19.</b>	Características del filtro de arena	78
<b>Tabla 3.20.</b>	Dimensiones del lecho de secado	78
<b>Tabla 3.21.</b>	Costos de los equipos para el proceso de homogeneización	93
<b>Tabla 3.22.</b>	Costos de los equipos para el proceso combinado de electrocoagulación con Fenton	94
<b>Tabla 3.23.</b>	Costos de los materiales usados en el proceso combinado de electrocoagulación con Fenton	95
<b>Tabla 3.24.</b>	Costos de los equipos del proceso de neutralización	97
<b>Tabla 3.25.</b>	Costos del proceso de filtración	98
<b>Tabla 3.26.</b>	Costos del proceso de secado	99
<b>Tabla 3.27.</b>	Costos totales de la planta de tratamiento de la empresa textil FABRINORTE CIA. LTDA.	101
<b>Tabla AIII.1.</b>	Volumen y concentración de peróxido de hidrógeno utilizado en los ensayos	128

## ÍNDICE DE FIGURAS

		PÁGINA
<b>Figura 1.1.</b>	Ejemplo de algunos colorantes textiles: (a) antraquinona (b) azo (c) triarilmetano	5
<b>Figura 1.2.</b>	Estructura del colorante negro remazol RGB	7
<b>Figura 1.3.</b>	Tratamiento fisico-químico de aguas residuales de una industria textil	9
<b>Figura 1.4.</b>	Esquema de un proceso de electrocoagulación con electrodos de hierro como ánodo	11
<b>Figura 1.5.</b>	Etapas que se dan en el proceso de electrocoagulación	12
<b>Figura 1.6.</b>	Exportaciones de peróxido de hidrógeno a nivel mundial (2005)	17
<b>Figura 1.7.</b>	Representación de un sistema de electrocoagulación asistido con peróxido de hidrógeno	23
<b>Figura 2.1.</b>	Esquema de la celda de electrocoagulación con sus respectivas medidas y zonas de diseño	31
<b>Figura 2.2.</b>	División de compartimientos para los electrodos	32
<b>Figura 2.3.</b>	Lecho de secado usado para tratar lodos residuales	33
<b>Figura 2.4.</b>	Punto de descarga de los efluentes de la empresa textil FABRINORTE. CIA. LTDA.	35
<b>Figura 3.1.</b>	Porcentaje de remoción de DQO en función de la densidad de corriente en el proceso de electrocoagulación simple	47
<b>Figura 3.2.</b>	Comportamiento del pH en función de la densidad de corriente en el proceso de electrocoagulación simple	48
<b>Figura 3.3.</b>	Comportamiento de la dureza respecto a la densidad de corriente en un proceso de electrocoagulación simple	49
<b>Figura 3.4.</b>	Comportamiento de la alcalinidad respecto a la densidad de corriente en un proceso de electrocoagulación simple	50
<b>Figura 3.5.</b>	Gráfico de medias para la DQO luego del tratamiento a diferentes densidades de corriente (LSD, $\alpha=0,05$ )	51
<b>Figura 3.6.</b>	Gráfico de medias para la DQO luego del tratamiento a diferentes densidades de corriente (LSD, $\alpha=0,05$ )	52

<b>Figura 3.7.</b>	Comportamiento de la DQO con respecto al tiempo en el proceso de electrocoagulación simple a $125 \text{ A/m}^2$	54
<b>Figura 3.8.</b>	Tendencia de la DQO con respecto al tiempo en el proceso de electrocoagulación simple a $125 \text{ A/m}^2$	55
<b>Figura 3.9.</b>	Comportamiento de la DQO respecto a las variables de densidad de corriente y concentración de peróxido de hidrógeno	57
<b>Figura 3.10.</b>	Comportamiento del pH con respecto a la densidad de corriente en un proceso combinado de electrocoagulación con Fenton	58
<b>Figura 3.11.</b>	Comportamiento de la dureza con respecto a la densidad de corriente en un proceso combinado de electrocoagulación con Fenton	59
<b>Figura 3.12.</b>	Comportamiento de la alcalinidad con respecto a la densidad de corriente en un proceso combinado de electrocoagulación con Fenton	59
<b>Figura 3.13.</b>	Gráfico de medias para la DQO a diferentes densidades de corriente (LSD, $\alpha=0,05$ )	60
<b>Figura 3.14.</b>	Gráfico de medias para la DQO a diferentes concentraciones de peróxido de hidrógeno (LSD, $\alpha=0,05$ )	61
<b>Figura 3.15.</b>	Gráfico de interacciones del proceso combinado (LSD, $\alpha=0,05$ )	62
<b>Figura 3.16.</b>	Gráfico de los efectos cuadráticos de las variables de diseño en el proceso combinado (LSD, $\alpha=0,05$ )	63
<b>Figura 3.17.</b>	Comportamiento de la DQO con respecto al tiempo en el proceso combinado de electrocoagulación con Fenton a las mejores condiciones ( $52,08 \text{ A/m}^2$ y $5,25 \text{ mM}$ )	65
<b>Figura 3.18.</b>	Tendencia de la DQO con respecto al tiempo en el proceso combinado de electrocoagulación con Fenton a las mejores condiciones ( $52,08 \text{ A/m}^2$ y $5,25 \text{ mM}$ )	65
<b>Figura 3.19.</b>	Disminución de la DQO respecto al tiempo, en la electrocoagulación simple frente al proceso combinado	67
<b>Figura 3.20.</b>	Tendencia de la DQO respecto al tiempo, en la electrocoagulación simple frente al proceso combinado	68
<b>Figura 3.21.</b>	Diagrama de bloques propuesto para el tratamiento de las aguas residuales de la empresa textil FABRINORTE CIA. LTDA., por el proceso combinado de electrocoagulación con Fenton	74

<b>Figura 3.22.</b>	Diagrama de flujo para el tratamiento de las aguas residuales de la empresa textil FABRINORTE CIA. LTDA., por el proceso combinado de electrocoagulación con Fenton	75
<b>Figura 3.23.</b>	Planta de tratamiento de las aguas residuales de la empresa textil FABRINORTE CIA. LTDA. propuesto	80
<b>Figura 3.24.</b>	Layout de la planta de tratamiento de las aguas residuales de la empresa textil FABRINORTE CIA. LTDA.	81
<b>Figura AIV.1.</b>	Balance de masa en el proceso combinado de electrocoagulación con Fenton	129
<b>Figura AIV.2.</b>	Balance de masa en el proceso de neutralización	130
<b>Figura AIV.3.</b>	Balance de masa en el proceso de filtración	131
<b>Figura AIV.4.</b>	Balance de masa en el proceso de secado	132
<b>Figura AV.1.</b>	Diagrama de una piscina de neutralización tipo cónico	138
<b>Figura AV.2.</b>	Longitud de la zona sedimentaria de la piscina de neutralización	139
<b>Figura AVI.3.</b>	Equivalencia al tamaño de los floculos según el índice de willcomb	142
<b>Figura AVI.2.</b>	Caracterización de los efluentes de la empresa textil FABRINORTE CIA LTDA., por el laboratorio CESAQ-PUCE	146
<b>Figura AVI.3.</b>	Caracterización de los efluentes de la empresa textil FABRINORTE CIA LTDA., por el laboratorio EMAPA	147
<b>Figura AVII.1.</b>	Caracterización de los efluentes de la empresa textil FABRINORTE CIA LTDA., por el laboratorio EMAPA	148
<b>Figura AVII.2.</b>	Caracterización de los efluentes de la empresa textil FABRINORTE CIA LTDA., por el laboratorio EMAPA	149
<b>FiguraAVIII.1.</b>	Caracterización de los efluentes de la empresa textil FABRINORTE CIA LTDA., por el laboratorio EMAPA	150
<b>FiguraAVIII.2.</b>	Caracterización de los efluentes de la empresa textil FABRINORTE CIA LTDA., por el laboratorio EMAPA	151
<b>Figura AIX.1.</b>	Caracterización de los lodos tratados por el Laboratorio de Agua Potable y Alcantarillado Otavalo	152

## ÍNDICE DE ANEXOS

	<b>PÁGINA</b>
<b>ANEXO I</b> Métodos estándares adaptados al laboratorio FABRINORTE CIA LTDA.	122
<b>ANEXO II</b> Cálculo de moles en el sistema combinado de electrocoagulación con Fenton	127
<b>ANEXO III</b> Preparación del peróxido de hidrógeno	128
<b>ANEXO IV</b> Balance de masa para la planta de tratamiento de aguas residuales	129
<b>ANEXO V</b> Cálculos para el dimensionamiento de los equipos	135
<b>ANEXO VI</b> Caracterización de los efluentes tratados de la empresa textil FABRINORTE CIA LTDA., por el método de electrocoagulación simple por el laboratorio Emapa.	146
<b>ANEXO VII</b> Caracterización de los efluentes tratados de la empresa textil FABRINORTE CIA LTDA., por el método de electrocoagulación simple por el laboratorio Emapa.	148
<b>ANEXO VIII</b> Caracterización de los efluentes tratados de la empresa textil FABRINORTE CIA LTDA., por el método combinado de electrocoagulación con Fenton por el laboratorio Emapa.	150
<b>ANEXO IX</b> Caracterización de los lodos de la empresa textil FABRINORTE CIA LTDA.	152

## RESUMEN

El objetivo del presente trabajo fue seleccionar el tratamiento que permitiera la mayor remoción de contaminantes hasta alcanzar el cumplimiento de la normativa nacional vigente, correspondiente a los límites de descarga a un cuerpo de agua dulce, de las aguas residuales de una planta de tratamiento de la empresa textil FABRINORTE CIA. LTDA., ubicada en el sector sur de la ciudad de Otavalo, provincia de Imbabura. Para ello se estudiaron dos procesos: uno de electrocoagulación y uno combinado de electrocoagulación con Fenton. El proceso concluyó con el diseño de una planta de tratamiento para la empresa en mención.

En primer lugar, se realizó la caracterización físico-química de las aguas residuales de la empresa. Los contaminantes principales: DQO, DBO<sub>5</sub>, SST y color real, presentaron valores de 2 901,67 mg/L, 850,33 mg/L, 78,25 mg/L y 729,67 mg/L Pt-Co, respectivamente.

Los ensayos experimentales para ambos procesos se llevaron a cabo a escala de laboratorio, en una celda tipo "batch" con electrodos de hierro como ánodo y aluminio como cátodo. En la electrocoagulación simple, se aplicó un diseño completamente al azar, en el que se estudió como variable de diseño el amperaje, con valores entre 2 y 12 A; se mantuvo un pH fijo de 7,0 y un tiempo de residencia de 1 h. Los mejores resultados fueron logrados con un amperaje de 12 A, correspondiente a una densidad de corriente de 125 A/m<sup>2</sup>. Bajo estas condiciones se alcanzaron porcentajes de remoción de 95,70 % para la DQO, 95,08 % para la DBO<sub>5</sub>, 73,80 % para los SST y 93,00 % para el color.

En el proceso combinado, las variables estudiadas mediante un diseño factorial fueron el amperaje y la concentración de la solución de peróxido de hidrógeno añadida, con valores de 2 a 8 A y de 1,75 a 8,75 mM, respectivamente. Los mejores resultados correspondieron a un amperaje de 5 A, equivalente a una densidad de 52,08 A/m<sup>2</sup>, y 5,25 mM de peróxido de hidrógeno, equivalente a 3,6 mL de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> al 50 % w/w por cada litro a tratar. Este proceso fue realizado a un pH

fijo de 3,0, con un tiempo de residencia de 15 min. Se alcanzaron valores de reducción de DQO DBO<sub>5</sub>, SST y color de 94,14 %, 92,76 %, 58,02 % y 96,00 % respectivamente. En los dos métodos de tratamiento, se estudió la cinética del proceso, mediante la toma de muestras en intervalos de tiempo de 15 min (electrocoagulación) o de 3 min (proceso combinado) y la medición del parámetro DQO.

Los lodos generados durante el proceso fueron recolectados y colocados en un lecho de secado, el cual contenía materiales porosos de arena y grava. Los lodos fueron ubicados sobre el lecho, en capas de hasta 40 cm. Parte del agua contenida en los lodos se filtró a través del lecho, por efecto de la gravedad, y la otra parte se evaporó naturalmente. La mayoría de colorantes usados en la empresa textil FABRINORTE CIA. LTDA., son biodegradables, por lo cual no se realizó un análisis de toxicidad y metales pesados en este estudio. El análisis de los lodos luego del secado presentó valores de pH de 6,2, temperatura de 30 °C, humedad de 55,47 %, coliformes totales mayores a  $2,42 \times 10^7$  y relación C/N de 40,80. La relación C/N es levemente alta con respecto al valor recomendado para su uso como compost, por lo que, en el diseño de la planta, se decidió incluir la adición de nitrógeno en forma de urea, con el fin de disminuir la relación C/N, además de acelerar la descomposición de los lodos.

El análisis estadístico de los datos permitió seleccionar al método combinado de electrocoagulación con Fenton como el mejor; por tanto, se diseñó una planta de tratamiento de los efluentes de la empresa FABRINORTE CIA. LTDA., con el uso de este proceso. La planta tuvo una capacidad de tratamiento de 600 m<sup>3</sup>/día e incluyó un tanque de homogeneización, celdas de electrocoagulación, piscinas de neutralización, filtros de arena y un lecho de secado para lodos residuales. Finalmente, se realizó un análisis económico de la propuesta planteada, donde el costo total aproximado de implementación fue de 73 400,00 USD, con un costo mensual de 0,43 USD/m<sup>3</sup> tratado.

## INTRODUCCIÓN

El trabajo práctico se realizó sobre los efluentes líquidos provenientes de la empresa textil FABRINORTE CIA. LTDA., la cual está ubicada en el barrio Punyaro Alto, sector sur de la ciudad de Otavalo, provincia de Imbabura. Esta empresa se dedica a elaborar tejidos de punta con diferentes materias primas como poliéster, algodón, licra y nylon. Los procesos productivos más relevantes de la empresa son tejeduría, tintorería y acabados. FABRINORTE es considerada como una muy importante fuente de generación de ingresos económicos en el cantón (Indutexma, 2015, p. 1)

Desafortunadamente, la empresa pasa por una situación crítica debido a la falta de recursos para el tratamiento de sus efluentes, especialmente los líquidos, que son descargados directamente a los cuerpos de agua. Esto genera una alta contaminación y provoca que se incumpla la normativa nacional vigente, lo cual representa un riesgo de multas, sanciones, cierre temporal o definitivo de la empresa.

En general, los efluentes descargados por industrias textiles son considerados difíciles de tratar y refractarios a los tratamientos convencionales (Volmajer, Majcen, Vajnhandl, Jerič y Šimon, 2011, p. 686). Por lo tanto, es necesario buscar tratamientos eficaces para reducir los contaminantes presentes en este tipo de efluentes hasta los valores permitidos y para mejorar la biodegradabilidad de los mismos.

Una alternativa tecnológica para el tratamiento de estos efluentes es la electrocoagulación, la cual es considerada una tecnología emergente, altamente eficiente y fácil de aplicar (Arango, 2005, p. 50). Este proceso usa reacciones electroquímicas para generar agentes de coagulación "*in situ*", gracias a la oxidación del ánodo. Otra posibilidad de tratamientos alternativos corresponde a los procesos Fenton, que son un tipo de procesos de oxidación avanzada (POA's), caracterizados por incrementar la oxidación de ciertos compuestos, debido a la generación de radicales libres (Von Sonntag, 2006, p. 189). Sin

embargo, los procesos Fenton tienen un limitado uso a nivel industrial, debido a sus relativamente elevados costos operacionales, por el uso de  $\text{H}_2\text{O}_2$  y catalizador  $\text{Fe}^{2+}$  (Asghar, Abdul y Ashri, 2014, p. 827).

Una opción para aprovechar las ventajas de los dos procesos antes señalados y reducir los costos operacionales consiste en su combinación, es decir, un proceso de electrocoagulación asistida con peróxido de hidrógeno. En este caso, el  $\text{Fe}^{2+}$  que actúa como ánodo de sacrificio junto con el  $\text{H}_2\text{O}_2$  añadido, a un pH ácido, generan un sistema Fenton, de modo que los procesos se combinan para remover los contaminantes por acción simultánea de métodos físicos y químicos, mediante la formación de flocúlos y la oxidación de los compuestos químicos. El proceso combinado determina una remoción más rápida y eficiente (Barrera-Díaz, Bilyeu, Roa-Morales y Balderas-Hernández, 2008, p. 530)

Por estas razones, la presente investigación constituye una respuesta a la creciente necesidad de buscar alternativas para el tratamiento de efluentes industriales, antes de disponerlos o desecharlos. Con este tipo de tecnologías, se busca tener una alta versatilidad, bajos costos y compatibilidad medioambiental en el proceso de tratamiento del tipo de efluentes industriales estudiados en este trabajo. El análisis de los resultados podría permitir el diseño de plantas de tratamiento de aguas residuales para las industrias con la misma problemática ambiental en el Ecuador.

# **1. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA**

## **1.1. EFLUENTES LÍQUIDOS GENERADOS POR LA INDUSTRIA TEXTIL**

El agua es un recurso necesario para el funcionamiento de toda industria. En particular, las industrias textiles se caracterizan por un elevado consumo de agua en varios de sus procesos productivos, por lo general acompañados del uso de diversos productos químicos. En consecuencia, existe una alta generación de efluentes líquidos contaminados, los cuales se han incrementado de manera considerable en la actualidad, debido a la creciente demanda de productos textiles. Por estos motivos, la industria textil es considerada como una de las más contaminantes en todo el mundo (Do Santos, Cervantes y Van Lier, 2007, p. 2 370; Rodríguez, Casas, Mohedano, Zazo, Piego y Blasco, 2009, p. 10).

### **1.1.1. COMPOSICIÓN DE LOS EFLUENTES LIQUIDOS TEXTILES**

Los efluentes líquidos generados en la industria textil son muy diversos, debido a la gran variedad de materias primas y reactivos usados, como algodón, lana, fibras sintéticas, colorantes, entre otros, así como los métodos de producción. En los efluentes se pueden encontrar sales, almidón, peróxidos, agentes tensoactivos, enzimas, metales y otros compuestos orgánicos, a su vez se caracterizan por presentar altas temperaturas, pH inestable, sólidos en suspensión, elevados valores de DQO y color (Mansilla, Lizama, Gutarra y Rodríguez, 2012, p. 290; Papadopoulos, Fatta y Loizidou, 2007, p. 560).

Según Mansilla et al. (2012), los efluentes líquidos que son vertidos directamente en los cuerpos de agua provienen principalmente de los procesos de desengomado, en un 15 %, descruce y mercerizado, en un 20 % y de blanqueo, teñido y lavado, en un 65 % (p. 291). Aparte de llevar sustancias tóxicas, se convierten en un medio para el desarrollo de agentes infecciosos como virus,

bacterias y hongos, los cuales ponen en riesgo el bienestar de los organismos que requieren de esas aguas y que incluyen al ser humano (Rodríguez et al., 2009, p. 10). Este tipo de efluentes poseen diferentes contaminantes orgánicos e inorgánicos. Los más importantes se resumen a continuación.

- **Contaminantes orgánicos**

Entre estos contaminantes están los agentes tensoactivos, los cuales contienen cadenas alquílicas no polares y un grupo polar, en función del cual se clasifican en tensoactivos aniónicos, catiónicos, anfóteros y no iónicos. Un tipo de tensoactivo catiónico son los suavizantes, los cuales se adhieren a las fibras del tejido, aportando suavidad (Crespi, 1996, p. 53).

Los tensoactivos sintéticos actuales poseen generalmente cadenas lineales, mientras que los más antiguos poseen cadenas ramificadas más recalcitrantes o anillos aromáticos; sin embargo, el impacto ambiental de los nuevos tensoactivos es todavía muy alto, debido a su baja biodegradabilidad, explicada principalmente por el componente no polar de la molécula (Alaton y Erdinc, 2006, p. 3 410; Torres, Moctezuma, Avendaño, Muñoz y Gracida; 2011, p. 6).

De manera similar, los colorantes son considerados contaminantes orgánicos de origen sintético, poseen una solubilidad alta y baja biodegradabilidad. No todos los colorantes que se aplican a los tejidos se fijan a ellos; en consecuencia, estos colorantes se encuentran en altas concentraciones en los efluentes textiles (Valh, Le, Vajnhandl, Jeric y Simon, 2011, p. 689)

- **Contaminantes inorgánicos**

Entre estos contaminantes están las sales que son usadas en gran cantidad en el proceso de tintura. Estas sales no se fijan a los tejidos en su totalidad, el 75 % de ellas terminan en las aguas residuales. Dentro de estos contaminantes se

encuentran los auxiliares textiles, entre ellos; ácidos, hidróxidos, anhídridos, que son fundamentales para ajustar o modificar los procesos (Moore y Ausley, 2004, p. 586).

### **1.1.2. CONTAMINANTES PRODUCIDOS EN CADA PROCESO TEXTIL**

La industria textil, por lo general, incluye varios procesos, en función del producto que se elabora. Los principales causantes de contaminación de los efluentes, según el proceso, son explicados a continuación.

- **Desencolado**

El desencolado es un proceso previo al teñido, que básicamente consiste en la remoción del agente encolante usado para los tejidos. La generación de contaminantes en este proceso resulta de los aditivos utilizados, como agentes tensoactivos, enzimas, ácidos y álcalis; este proceso puede ser el causante del aumento en la demanda química de oxígeno (DQO), demanda bioquímica de oxígeno (DBO<sub>5</sub>) y de los sólidos suspendidos (SS) de las aguas residuales (Correia, Stephenson y Judd 1994, p. 919; Valh et al., 2011, p. 690).

- **Lavado**

En este proceso, la fibra es enjuagada para eliminar ceras naturales, pectinas, aceites de hilatura y componentes celulósicos. Para lograr dicha eliminación, se utilizan soluciones alcalinas calientes, como sosa cáustica o hidrosulfito. Los efluentes residuales son químicamente agresivos (Valh et al., 2011, p. 691). Debido a las impurezas presentes en la fibra y la gran cantidad de compuestos alcalinos usados, esta etapa contribuye con el aumento de la demanda química de oxígeno (DQO) en el efluente (Correia et al., 1994, p. 920).

- **Blanqueamiento**

Este proceso remueve la coloración amarillenta que poseen el algodón y las demás fibras utilizadas en la industria textil. El blanqueamiento se suele dar mediante una oxidación con peróxido de hidrógeno. Productos químicos auxiliares tales como ácido sulfúrico, ácido clorhídrico, sosa cáustica y agentes quelantes son generalmente usados durante el blanqueo; estos contribuyen con la carga contaminante de los efluentes de la industria textil (Correia et al., 1994, p. 923; Walters, Santillo y Johnston, 2005, p. 13).

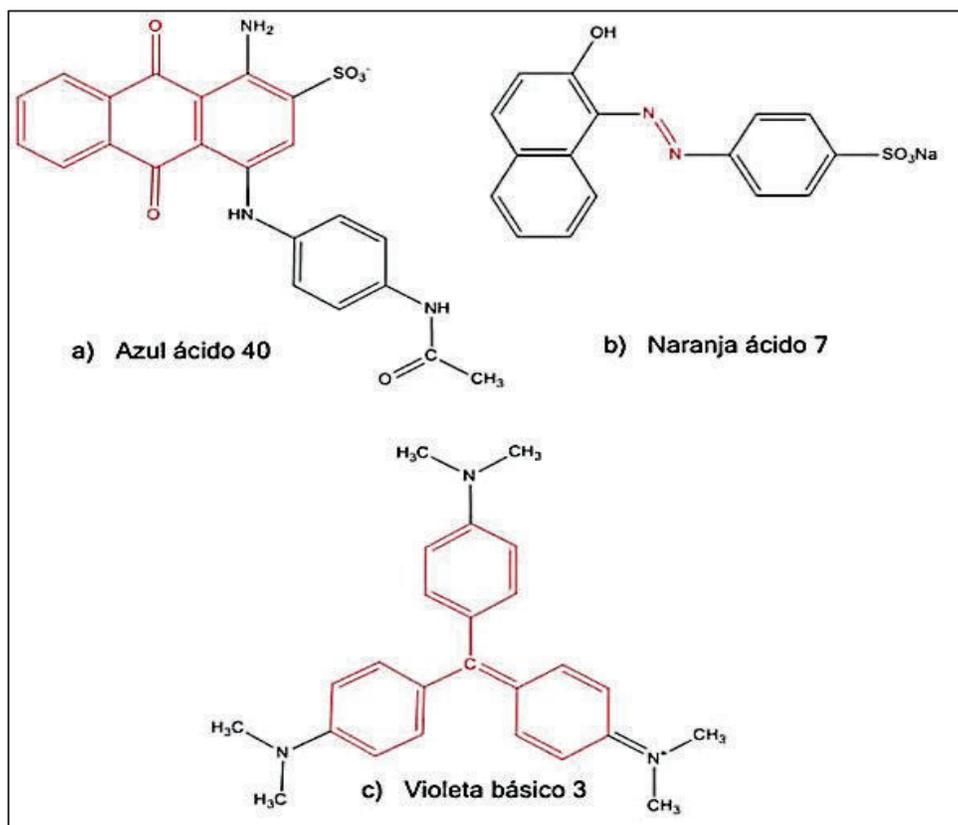
Debido al uso de todos estos productos, los efluentes tienen un alto contenido de sólidos, una alta demanda química de oxígeno (DQO) y un elevado nivel de oxígeno disuelto debido a la descomposición del peróxido de hidrógeno durante el proceso (Valh et al., 2011, p. 691).

- **Tintura**

El proceso de tintura es uno de los procesos clave en el éxito comercial de los productos textiles. Se emplea una variedad de productos químicos y tintes controlados, con el fin de acelerar y optimizar la migración de las moléculas de los colorantes hacia las fibras (Hunger, 2003, p. 13). Los colorantes se presentan en forma de polvos, gránulos, pastas y dispersiones líquidas. El proceso de tintura utiliza grandes cantidades de agua (Drumond, Rodrigues, Anastácio, Carvalho, Boldrin y Palma, 2013, p. 153).

Los colorantes residuales y productos químicos auxiliares son responsables de una importante contaminación en los efluentes. Existe una gran cantidad de sólidos disueltos (STD), valores altos de demanda química de oxígeno (DQO) y demanda bioquímica de oxígeno (DBO<sub>5</sub>) en las aguas residuales (Correia et al., 1994, p. 925).

Los colorantes son generalmente pequeñas moléculas que comprenden dos componentes principales: un grupo cromóforo, responsable del color, y un grupo funcional, que une el colorante a la fibra (Hunger, 2003, p. 13). La industria textil emplea varios tipos de colorantes en sus procesos como los azoicos, antraquinónicos, indólicos y derivados de triarilmetano. En la Figura 1.1 se puede apreciar la estructura de colorantes textiles más usados (Tinoco, Medina y Zapata, 2011, p. 12).



**Figura 1.1.** Ejemplo de algunos colorantes textiles: (a) antraquinona (b) azo (c) triarilmetano

(Cortazar-Martínez, González-Ramírez, Coronel-Olivares, Escalante-Lozada, Castro-Rosas y Villagómez-Ibarra, 2012, p. 189)

La mayoría de los colorantes textiles son de origen sintético, son resistentes a la acción de agentes químicos y de biodegradabilidad baja. Además, los colorantes se clasifican de acuerdo con su forma de aplicación en directos, reactivos y dispersos.

- **Colorantes reactivos**

Los colorantes reactivos contienen grupos funcionales capaces de formar enlaces covalentes con sitios activos en las fibras. Ofrecen una mejor solidez al lavado que los colorantes directos. Los efluentes textiles con este tipo de colorantes contienen compuestos no biodegradables y presentan valores elevados en la demanda química de oxígeno (DQO) (Suwanruji y Freeman, 2005, p. 27).

- **Colorantes directos**

Los colorantes directos son compuestos solubles en agua, poseen grupos de ácidos sulfónicos, pertenecen a la clase azo y son adecuados para materiales celulósicos. Estos colorantes son retenidos por la fibra, a través de puentes de hidrógeno y fuerzas de Van der Waals. Existen varios colorantes directos con metabolitos altamente tóxicos y cancerígenos, por lo cual se debe tener precaución con su uso (Safa y Nawas, 2011, p. 35).

- **Colorantes dispersos**

Los colorantes dispersos son compuestos orgánicos con pesos moleculares relativamente pequeños y de baja solubilidad en agua. Son adecuados para la coloración de fibras hidrófobas, tales como el acetato de celulosa, el nylon, el poliéster y también el polipropileno y las fibras acrílicas, a partir de una dispersión acuosa (Patel, Patel, Patel y Patel, 2011, p. 903). Existen tres tipos diferentes de fibras utilizadas en la fabricación de productos textiles: fibras de celulosa, fibras de proteínas y fibras sintéticas; cada una es teñida con diferentes tipos de colorantes (Hollen, Saddler y Langford, 1997, p. 24):

- Las fibras de celulosa se tiñen con colorantes reactivos, colorantes de naftol y tintes de añil.
- Las fibras de proteínas se tiñen con colorantes directos ácidos.

- Las fibras sintéticas se tiñen con colorantes dispersos, básicos y directos.

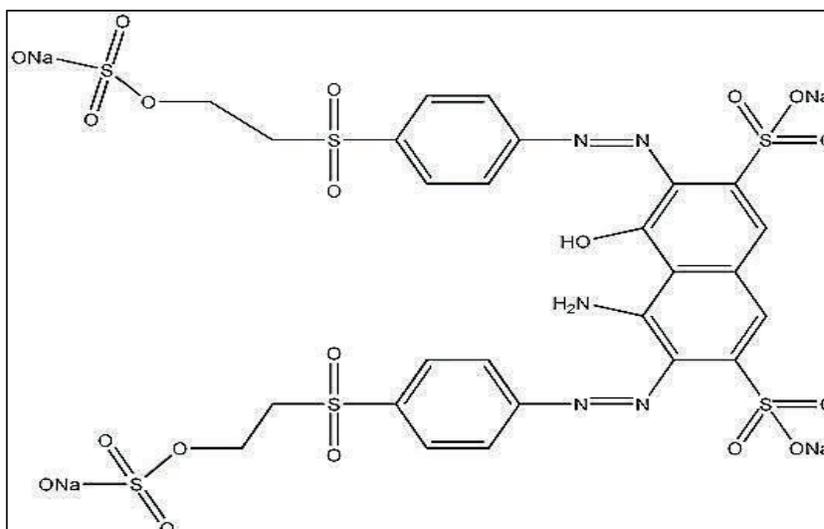
En la Industria FABRINORTE CIA. LTDA., se usa una gran variedad de colorantes, en función de su aplicación. Entre los principales y más usados, se tienen los colorantes negro remazol RGB y azul evercion HEGN (reactivos) para algodón, el colorante negro dianix CC (disperso) para poliéster y el colorante negro solofenil TGL (directo) para nylon. En la Tabla 1.1 se pueden apreciar los colorantes más aplicados en esta empresa textil.

**Tabla 1.1.** Colorantes más usados en la industria textil FABRINORTE CIA. LTDA.

Negro Brillante Remazol 150% RGB 60°C	Reactivo
Azul Evercion 125% HEGN 60°C	Reactivo
Negro Dianix 200 % C-C 130°C	Disperso
Negro Solofenil 112% TGL 90°C	Directo

(Fuente: Indutexma, 2015, p. 1)

En la Figura 1.2 se presenta la estructura del colorante negro remazol, un colorante reactivo muy utilizado en la industria textil, cuyo grupo cromóforo es una estructura diazoica.



**Figura 1.2.** Estructura del colorante negro remazol RGB  
(Vera, Plácido y Yépez, 2005, p. 1)

Estos colorantes son utilizados en el teñido de las fibras y se unen a ellas mediante enlaces covalentes. Presentan una gran estabilidad y solubilidad acuosa, pero generan una alta contaminación cuando son desechados a vertientes, debido a su estructura compleja. Por estas razones se buscan alternativas para el tratamiento de efluentes con estos contaminantes (Vera et al., 2005, p. 1).

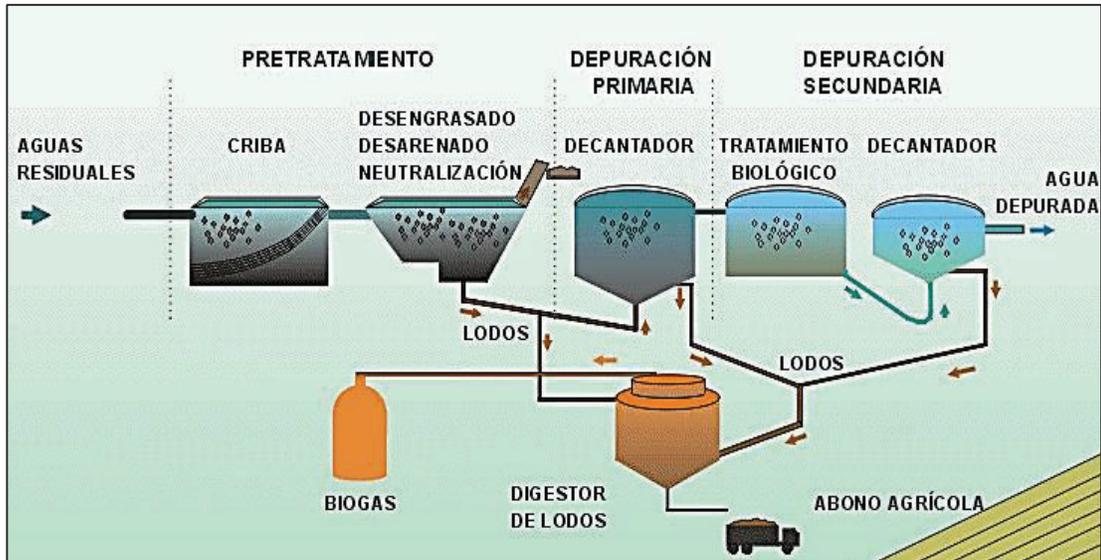
- **Acabados**

Reciben este nombre todos aquellos procesos finales en la industria textil, los mismos que pueden implicar métodos como el cepillado, planchado, perchado, centrifugado, secado, los cuales son utilizados para aumentar el brillo de los productos. Las aguas residuales de las unidades de acabado son extremadamente variables en su composición y pueden contener siliconas, ceras, suavizantes, acetatos, entre otros (Valh et al., 2011, p. 693).

### **1.1.3. TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES EN LA INDUSTRIA TEXTILERA**

Los procesos para el tratamiento de aguas residuales varían considerablemente, debido al diferente grado de contaminación de los efluentes y al lugar donde se los vierten. Los procesos físico-químicos son los más usados en una planta de tratamiento de aguas residuales en una industria textil; este tipo de tratamiento implica el uso de varias operaciones unitarias como se puede apreciar en la Figura 1.3 y por ende produce mayores gastos de implementación.

Por tales razones, se están buscando tecnologías económicas y amigables con el medio ambiente (Wilfredo, 2007, p. 2).



**Figura 1.3.** Tratamiento físico-químico de aguas residuales de una industria textil  
(Wilfredo, 2007, p. 2)

Existen varias técnicas empleadas en el tratamiento de aguas residuales provenientes de la industria textil. Entre las más importantes se encuentran las siguientes:

- Procesos físico-químicos (coagulación-floculación).- Su principio de funcionamiento es la adición de coagulantes y floculantes en el agua residual, los cuales; forman flóculos con las moléculas de colorante y la carga contaminante es eliminado por sedimentación (Ayala, Mesa y Montoya, 2006, p. 55).
- Procesos biológicos (aerobio y anaerobio).- Su principio de funcionamiento es la aplicación de microorganismos a ciertas condiciones en las aguas residuales, que permiten la degradación parcial de la carga contaminante y se consigue buena remoción de contaminantes (Quintero y Cardona, 2011, p. 108).
- Procesos electroquímicos (electrocoagulación, electro-oxidación).- Su principio de funcionamiento es la generación “in situ” de agentes coagulantes y floculantes sin el uso de agentes químicos (Aoudj, Khelifa, Drouiche, Hecini y Hamitouche, 2010, p. 1 177).

- Procesos de oxidación avanzada (Fenton, ozonificación, ultrasonido).- Su principio de funcionamiento es la generación de radicales hidroxilo que mejoran la velocidad de desintegración de algunos compuestos que no se degradan fácilmente (Ugsha y Mayorga, 2013, p. 26).

Según Cañizares et al. (2009b), uno de los métodos prometedores para el tratamiento de aguas residuales en la industria textil es la electrocoagulación, la cual es considerada una tecnología eficiente (p. 159).

## **1.2. ELECTROCOAGULACIÓN DE EFLUENTES LÍQUIDOS**

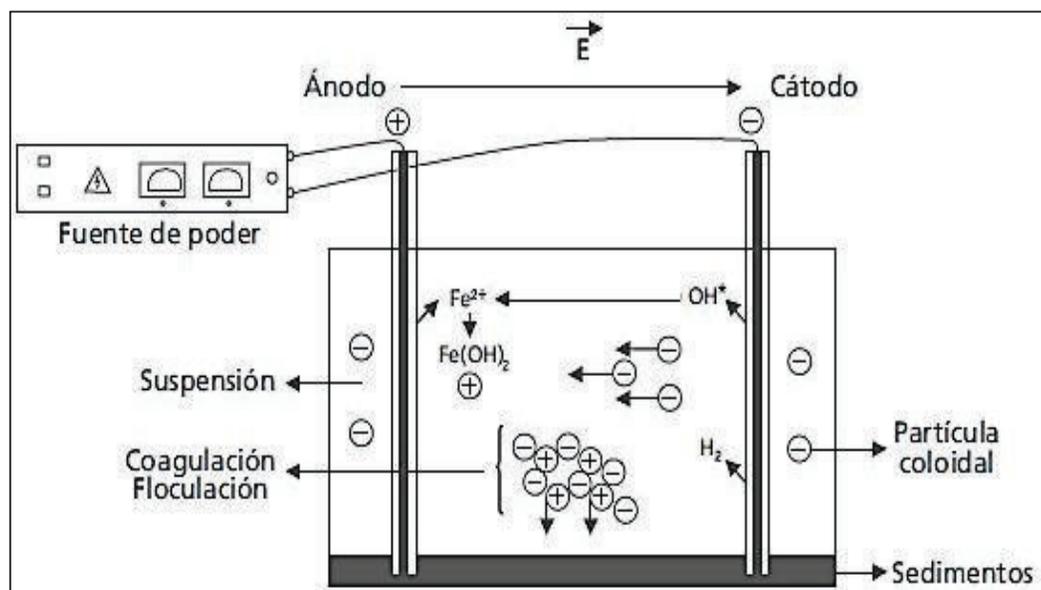
### **1.2.1. GENERALIDADES**

La electrocoagulación es considerada una tecnología emergente, altamente eficiente y fácil de aplicar en las aguas residuales. Este proceso usa las reacciones electroquímicas para generar agentes de coagulación "*in situ*", gracias a la oxidación del ánodo (Arango, 2005, p. 50; Mollah, Morkovsky, Gomes, Kesmez, Parga y Cocke, 2004, p. 199). La corriente eléctrica proporciona la fuerza electromotriz para generar estos agentes coagulantes, cuyo resultado es la desestabilización de partículas contaminadas en un medio acuoso, sin el uso de agentes químicos, como se muestra en la Figura 1.4 (Chávez, Cristancho y Ospina, 2009, p. 46; Restrepo, Arango y Garcés, 2006, p. 62). Los iones metálicos se dispersan en el medio acuoso, forman óxidos metálicos que atraen a los contaminantes, desestabilizándolos para generar partículas que precipitan y al final pueden ser removidas (Holt, Barton, Wark y Mitchel, 2002, p. 357).

Ciertas ventajas del proceso de electrocoagulación corresponden al hecho de que el área requerida para su operación es pequeña, el tiempo de residencia es corto si se relaciona con tratamientos biológicos, no se utilizan aditivos químicos y el costo operacional puede ser menor comparado con tratamientos tradicionales (Restrepo et al., 2006, p. 60).

En general, una celda de electrocoagulación presenta tres distintas zonas (Arango y Garcés, 2007, p. 61):

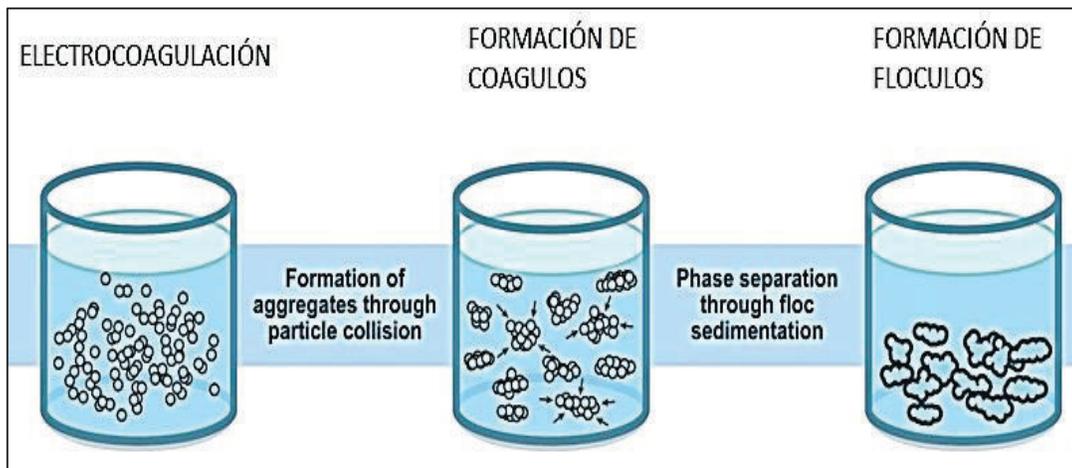
- Zona de flotación: en ella se ubican los lodos densos y las espumas flotantes.
- Zona media o de reacción: en la cual se producen las reacciones electroquímicas.
- Zona de sedimentación: en ella se depositan los lodos más densos.



**Figura 1.4.** Esquema de un proceso de electrocoagulación con electrodos de hierro como ánodo  
(Holt et al., 2002, p. 236)

El proceso de electrocoagulación involucra tres etapas sucesivas, las cuales se aprecian en la Figura 1.5 (Mollah et al., 2004, p. 200):

- Formación de coagulantes por la oxidación electrolítica del electrodo de sacrificio.
- Desestabilización de los contaminantes, suspensión de partículas y ruptura de emulsiones.
- Agregación de las fases desestabilizadas para formar flóculos.



**Figura 1.5.** Etapas que se dan en el proceso de electrocoagulación  
(Mollah et al., 2004, p. 200)

### 1.2.2. MECANISMOS Y REACCIONES INVOLUCRADAS EN LA ELECTROCOAGULACIÓN

En el proceso de electrocoagulación existen dos tipos de reacciones electroquímicas que ocurren simultáneamente en el ánodo y en el cátodo, que se basan en la transferencia de electrones, una de oxidación y otra de reducción (Lavado y Yenque, 2005, p. 1; Vepsäläinen, 2012, p. 26). Los mecanismos de reacción redox, que ocurren en el proceso de electrocoagulación, causan la desestabilización de los contaminantes y reacciones secundarias, tales como la formación de hidrógeno (Vepsäläinen, 2012, p. 27).

Los materiales usados comúnmente como electrodos son aluminio, hierro, acero inoxidable y grafito, ya que son económicos, fácilmente disponibles, no tóxicos y muy efectivos (Mollah et al., 2004, p. 201; Kuokkanen, Kuokkanen, Rämö y Lassi, 2013, p. 90).

Según Kobya, Can y Bayramoglu (2003), en la electrocoagulación, los electrodos más utilizados son el hierro y el aluminio, debido a que si se utilizan como ánodo, los iones metálicos son liberados y se forman muchas especies que facilitan la

remoción de materia contaminante (p. 166). A continuación, se presentan los mecanismos de reacción redox; el primer mecanismo ocurre para el caso en el cual el hierro actúa como ánodo y el aluminio como cátodo.

- **Mecanismo 1: Ánodo de Hierro**

En el ánodo ocurren las siguientes reacciones:



En el cátodo ocurre la siguiente reacción:



En la Ecuación 1.3 se puede apreciar que el agua es reducida a hidrógeno molecular y al ión hidroxilo; el hidrógeno favorece el proceso de flotación de partículas dentro de la celda de electrocoagulación. En cambio, los iones hidroxilo reaccionan con los iones metálicos que se generan en el ánodo y originan los hidróxidos ferrosos y férricos que se muestran en las Ecuaciones 1.4 y 1.5 (Mullah, Schennach, Parga y Cocke, 2001, p. 38; Morales y Acosta, 2001, p. 119).



Los hidróxidos de hierro formados hacen que los coloides se aglomeren, especialmente aquellos con carga negativa, interactúen con otras partículas de contaminantes y sean removidos por la formación de complejos o atracciones electrostáticas (Morales y Acosta, 2001, p. 119).

- **Mecanismo 2: Ánodo de Aluminio**

Este mecanismo ocurre en el caso en el que el hierro actúe como cátodo y el aluminio como ánodo.

En el ánodo ocurren las siguientes reacciones:



En el cátodo ocurre la siguiente reacción:



El electrodo de aluminio como ánodo produce especies catiónicas como  $Al^{3+}$ , estas, en combinación con los iones hidroxilo, forman  $Al(OH)_3$ , los cuales son ideales para los procesos de adsorción y atracción de las partículas contaminantes (Mullah et al., 2001, p. 36; Restrepo et al., 2006, p. 67).

### 1.2.3. FACTORES QUE AFECTAN EL PROCESO DE ELECTROCOAGULACIÓN

Para el diseño y ejecución de un proceso de electrocoagulación existe una serie de factores que se deben considerar. A continuación se indican los más relevantes:

- **pH:** El pH de la solución es un parámetro que influye directamente sobre la solubilidad del metal anódico, en la formación de hidróxidos metálicos. Si el cátodo es de aluminio, también afecta su disolución: aumenta en efluentes

ácidos y disminuye en efluentes alcalinos. Por tales motivos, el pH debe ser controlado. Las mejores remociones de DQO en efluentes textiles se dan a pH entre 7 y 9 (Arango, 2012, p. 62; Cañizares et al., 2009a, p. 160).

- **Densidad de corriente:** La densidad de corriente es considerada la variable manipulable con mayor influencia en el proceso de electrocoagulación; también está ligada a factores económicos para la implementación del tratamiento. Este parámetro determina la cantidad de metal ( $M^{n+}$ ) que se libera en el sistema. El empleo de densidades de corriente demasiado elevadas aumenta el empleo de energía eléctrica y produce un mayor desgaste en los electrodos durante el proceso, pero es directamente proporcional a la remoción de contaminantes (Cañizares et al., 2009a, p. 160; Chen, Chen y Yue, 2002, p. 2 453).
- **Conductividad:** La conductividad debe ser elevada para obtener una mayor eficiencia de remoción de contaminantes durante el proceso de electrocoagulación. Si la conductividad es menor que 2 000  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , debe ser ajustada mediante la adición de electrolitos como sulfato de sodio, consiguiéndose así una disminución en el potencial de la celda y por tanto, un ahorro energético (Arango y Garcés, 2009, p. 57; Cañizares et al., 2009a, p. 160).
- **Separación de los electrodos:** Esta variable influye directamente en la resistencia a la conducción eléctrica; es decir, mientras mayor sea la separación de los electrodos, mayor será la resistencia al paso de corriente, lo que provoca una baja eficiencia en la remoción de los contaminantes de los efluentes (Phalakornkule, Polgumhang y Tongdaung, 2009, p. 279).

### 1.3. PROCESOS FENTON

#### 1.3.1. PROCESOS DE OXIDACION AVANZADA (POA's)

La mayoría de industrias poseen efluentes difíciles de tratar; para este tipo de aguas, se deben aplicar alternativas que mejoren la degradabilidad, disminuyan la toxicidad y eliminen sustancias contaminantes (Babuponnusami y Muthukumar, 2014, p. 558). Un grupo de tratamientos que cumplen con estas condiciones son los llamados procesos de oxidación avanzada (POA's), que mejoran la velocidad de oxidación de ciertos compuestos (Forero, Ortiz y Ríos, 2005, p. 99; Neyens y Baeyens, 2003, p. 35). Los POA's son procesos que operan a temperatura y presión cercanas a las condiciones ambientales, generan radicales hidroxilo ( $\cdot\text{OH}$ ) capaces de degradar y remover componentes altamente estables (Barbusiński, 2009, p. 103).

En la Tabla 1.2 se identifican varias especies con sus respectivos potenciales oxidantes; el radical hidroxilo (2,80 V) presenta uno de los más altos potenciales, superando al ozono y al peróxido de hidrógeno, por tales razones; la formación de estos radicales da origen a una alta reactividad, que permite la oxidación de compuestos difíciles de tratar (Babuponnusami y Muthukumar, 2014, p. 558).

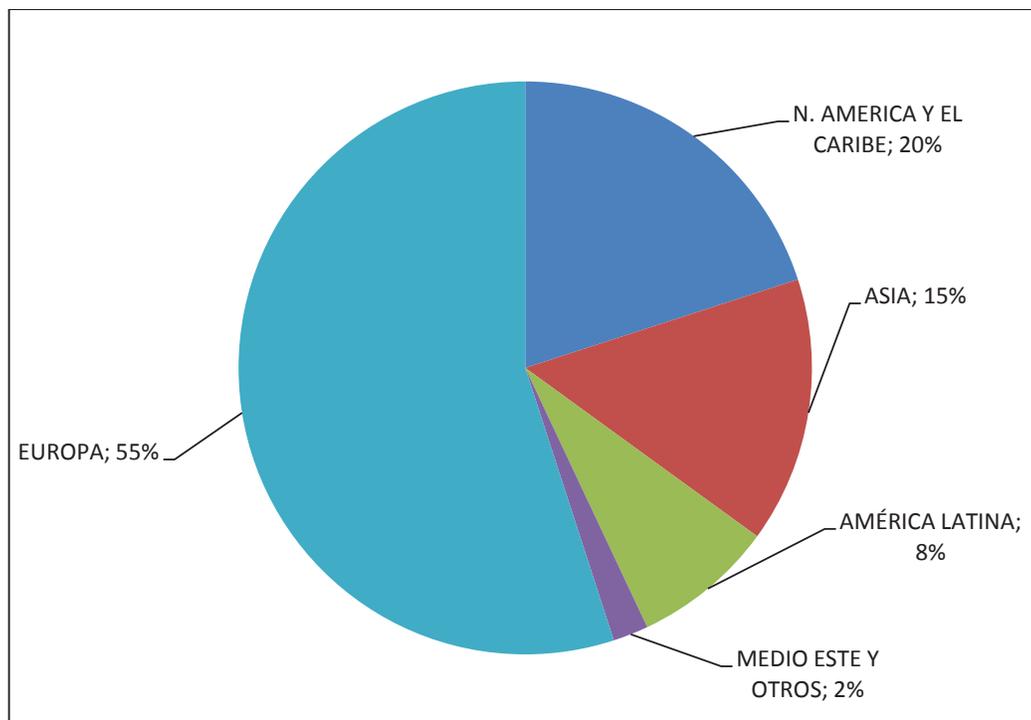
**Tabla 1.2.** Poder oxidante de algunos compuestos químicos a (25 °C)

Agente oxidante	E (V)
Flúor	3,03
Radical hidroxilo	2,80
Ozono	2,07
Peróxido de hidrógeno	1,78
Radical perhidroxilo	1,70
Permanganato de potasio	1,68
Dióxido de cloro	1,57
Ácido hipocloroso	1,49
Cloro	1,36

(Fuente: Babuponnusami y Muthukumar, 2014)

Otro compuesto químico con gran poder oxidante es el peróxido de hidrógeno ( $H_2O_2$ ), conocido también como agua oxigenada, es un líquido incoloro a temperatura ambiente, de fácil manejo, que presenta como inconveniente una baja estabilidad y en presencia de calor se descompone en productos inocuos para el medio ambiente, como oxígeno y agua. Se utiliza para blanquear pulpa, papel y textiles, también como desinfectante en aplicaciones industriales y en tratamientos de aguas contaminadas (Abdollahi y Hosseini, 2014, p. 968; Nayens y Baeyens, 2002, p. 34).

A nivel mundial, la demanda de  $H_2O_2$  se ha incrementado. Las exportaciones de  $H_2O_2$ , que en el 2005 tuvieron un valor total de US 383 067 USD, se incrementaron en un 37% hasta el 2011. Los principales fines de uso fueron la degradación de tintes y contaminantes orgánicos presentes en aguas residuales (Asghar et al., 2014, p. 828). En la Figura 1.6 se presentan los valores de las exportaciones de peróxido de hidrógeno a nivel mundial.



**Figura 1.6.** Exportaciones de peróxido de hidrógeno a nivel mundial (2005)  
(Asghar, et al., 2014, p. 830)

Dentro de los POA's se encuentran los procesos Fenton, considerados prometedores por ser eficaces en la eliminación de diversos contaminantes en el agua (Babuponnusami y Muthukumar, 2014, p. 558). Los tratamientos basados en procesos Fenton han sido aplicados exitosamente en varias industrias, como la degradación de fenoles e hidrocarburos en una industria petroquímica (Rubio-Clemente, Chica y Peñuela, 2014, p. 212), la degradación de color de un efluente textil (Salas, 2010, p. 37), en la industria papelera, y farmacéutica (Rodríguez et al., 2009, p. 11). Además, el uso de estos procesos permite la reducción de color, turbidez y biodegradabilidad de los efluentes (Bauer y Fallmann, 1997, p. 342; Nayens y Baeyens, 2003, p. 35).

Los radicales hidroxilos pueden formarse mediante procesos fotoquímicos y no fotoquímicos, a continuación se detallan los diferentes tipos de procesos Fenton (Quiroz, Bandala y Martínez, 2011, p. 686)

#### 1.3.3.1. Reactivo Fenton

El reactivo Fenton consiste en la descomposición catalítica del peróxido de hidrógeno, con compuestos ferrosos en un medio ácido, lo que genera una fuente de radicales oxidantes que actúan sobre la carga contaminante para proceder a oxidarla y obtener una mayor remoción de la misma (Babuponnusami y Muthukumar, 2014, p. 558).

- **Mecanismo de reacción**

La reacción Fenton se puede resumir en la Ecuación 1.10 (Barbusiński, 2009, p. 103).



El  $Fe^{3+}$  puede reducirse nuevamente al reaccionar con el peróxido o el radical superóxido, mientras exista suficiente concentración del otro. Estas reacciones se

dan en forma cíclica hasta que el peróxido se consume en su totalidad. En las Ecuaciones 1.11 y 1.12 se muestran las reacciones mencionadas (Barbusiński, 2009, p. 103).



### 1.3.3.2. Proceso Sono-Fenton

Este proceso es una variación del proceso Fenton, utiliza como fuente de energía el ultrasonido y genera reacciones químicas en presencia de una fase líquida, aumenta la concentración de radicales hidroxilo en una solución y permite mejorar la degradación de contaminantes orgánicos (Arroyo y Flores, 2001, p. 3; Babuponnusami y Muthukumar, 2014, p. 561).

Estos fenómenos se deben a la aplicación del ultrasonido, el cual genera una expansión y también ciclos de compresión, lo que da lugar a la cavitación acústica. El efecto de combinar la cavitación acústica con el peróxido de hidrógeno como oxidante es eficiente, porque el sistema produce la descomposición sonolítica en radicales hidroxilo, para el proceso de oxidación de contaminantes en el efluente (Babuponnusami y Muthukumar, 2014, p. 561; Dahlem, Demaiffe y Halloin, 1998, p. 2 724).

### 1.3.3.2. Proceso Electro-Fenton

El proceso electro-Fenton es un método electroquímico de oxidación avanzada, es utilizado para la depuración de las aguas residuales que contienen compuestos orgánicos difíciles de tratar, especialmente aromáticos (Brillas, Sirés y Oturan, 2009, p. 6 585).

Este proceso se basa en la electrogeneración continua del peróxido de hidrógeno, que actúa en un cátodo alimentado con oxígeno o aire, junto con un catalizador de hierro sobre la solución a tratar; los contaminantes son destruidos por la acción del reactivo de Fenton (Brillas et al., 2009, p. 6 585; Jiang y Zhang, 2007, p. 1 119).

#### **1.3.3.3. Proceso Foto-Fenton**

Foto-Fenton es un proceso que se da a partir de la descomposición del peróxido de hidrógeno, catalizada por una sal ferrosa, en presencia de luz ultravioleta. Así, se generan más radicales hidroxilo para incrementar la degradación de compuestos orgánicos en el agua. Las concentraciones de los iones ferrosos a emplearse son menores que en la reacción de Fenton convencional, debido a que con radiaciones menores que 360 nm se aprovecha la generación adicional de radicales hidroxilo por fotólisis del peróxido de hidrógeno (Hincapié, Ocampo, Restrepo y Marín, 2010, p. 34; Noya, De León, Sergio y Bussi, 2011, p. 36).

El proceso foto-Fenton puede utilizarse en un sistema porque utiliza un catalizador inmovilizado sobre distintos materiales sólidos como soporte, entre los cuales pueden estar arcillas sintéticas, materiales porosos como resinas o zeolitas y óxidos de hierro como la hematita, las cuales facilitan la recuperación y reutilización del catalizador (Feng, Hu y Yue, 2006, p. 642).

#### **1.3.3.4. Proceso Sono-Foto-Fenton**

El proceso Sono-Foto-Fenton es un método combinado con ultrasonido, luz ultravioleta y el reactivo de Fenton, que aumenta de manera significativa la producción de radicales hidroxilo en un medio acuoso (Demir, Gündüz y Dükkanci, 2014, p. 3 194).

Un punto importante de este proceso es la fotólisis directa (< 400 nm), donde el peróxido de hidrógeno genera radicales hidroxilo y el proceso es cíclico respecto a los iones de  $\text{Fe}^{2+}$  (Babuponnusami y Muthukumar, 2014, p. 564).

#### **1.3.3.5. Proceso Sono-Electro-Fenton**

El proceso Sono-Electro-Fenton es una técnica novedosa para la destrucción de contaminantes orgánicos en el agua. Su alto rendimiento surge del acoplamiento entre la irradiación con ultrasonido y la electrogeneración *in situ* del reactivo de Fenton; es decir, es el proceso de acoplamiento de Sono-Fenton y Electro-Fenton (Nidheesh, Gandhimathi y Ramesh, 2013, p. 1 371)

Este proceso es una técnica eficiente en la degradación de color y reducción de la demanda química de oxígeno en efluentes textiles (Sahinkaya, 2013, p. 602; Oturan, Sirés, Oturan, Pérocheau, Laborde y Trévin, 2008, p. 329).

#### **1.3.3.6. Proceso Foto-Electro-Fenton**

Es la combinación de un proceso electroquímico, un fotoquímico y la reacción Fenton, que genera una mayor cantidad de radicales libres (Babuponnusami y Muthukumar, 2014, p. 566).

La fotólisis directa de solución de ácido que contiene peróxido genera radicales hidroxilo a través de la ruptura de la molécula de peróxido. Esta reacción aumenta la capacidad oxidativa del proceso debido a la producción adicional de radicales hidroxilo (Babuponnusami y Muthukumar, 2014, p. 566).

Por lo tanto, la degradación del sustrato orgánico puede ser mejorada cuando la solución se irradia con luz UV, además de la aplicación del proceso electro-Fenton. La regeneración fotoquímica de  $\text{Fe}^{2+}$  por la foto reducción de iones  $\text{Fe}^{3+}$  y

foto-activación de complejos, hace que este proceso sea más eficiente en pH ácido (Babuponnusami y Muthukumar, 2014, p. 566).

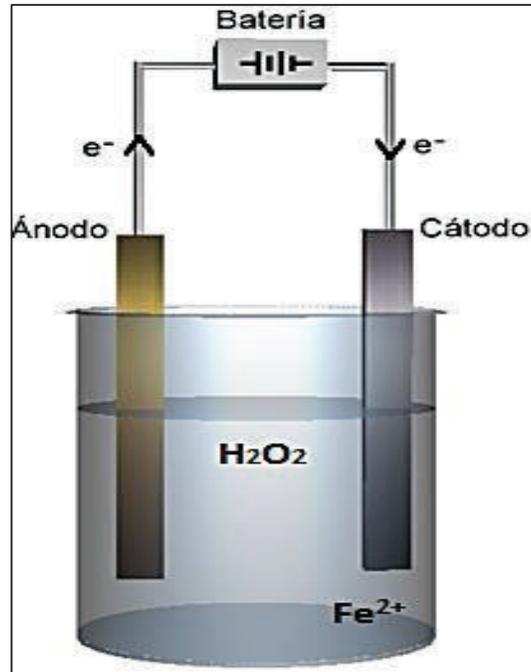
## **1.4. PROCESO COMBINADO DE ELECTROCOAGULACIÓN CON FENTON**

### **1.4.1. GENERALIDADES**

El proceso Fenton es un método eficaz para el tratamiento de aguas residuales textiles, sin embargo, tiene un limitado uso a nivel industrial, debido a sus relativamente elevados costos operacionales, por el uso de  $H_2O_2$  y catalizador  $Fe^{2+}$ . Una opción para reducir dichos costos consiste en juntar y aprovechar las ventajas de los dos procesos antes señalados como es la electrocoagulación y el proceso Fenton (Asghar et al., 2014, p. 828; Barrera-Díaz et al., 2008, p. 530).

El proceso combinado de electrocoagulación con Fenton es una alternativa prometedora, porque produce gran cantidad de radicales hidroxilo bajo el control de la corriente aplicada, es decir; en este proceso el peróxido de hidrógeno es añadido y juntamente con el ion ferroso, se forma un sistema Fenton; que produce radicales oxidantes, los cuales oxidan y permiten una disminución muy eficaz de todos los contaminantes orgánicos (Nidheesh y Gandhimathi, 2014, p. 8 585).

A continuación se presenta la Figura 1.7, la cual representa un esquema del proceso combinado antes mencionado (Barrera-Díaz, Bilyeu, Roa-Morales y Balderas-Hernández, 2008, p. 529;).



**Figura 1.7.** Representación de un sistema de electrocoagulación asistido con peróxido de hidrógeno  
(Barrera-Díaz et al., 2008, p. 529)

La combinación de estas tecnologías y el análisis de los resultados podrían permitir estudios de diseño de plantas de tratamiento de aguas residuales para las industrias con la misma problemática ambiental en el Ecuador. A su vez, es una respuesta a la creciente necesidad de buscar alternativas para el tratamiento de efluentes industriales, antes de disponerlos o desecharlos (Bayramoglu, Kobya, Can y Sozbir, 2003, p. 118; Khandegar y Saroha, 2013. p. 949).

#### 1.4.2. MECANISMO DE REACCIÓN

El mecanismo depende del material del ánodo; sin embargo, sea que se utilice hierro o aluminio, la reacción principal en el cátodo corresponde a la que se representa en la Ecuación 1.3 (Barrera-Díaz et al., 2008, p. 532).

- **Mecanismo 1. Ánodo de hierro**

En el caso de ánodos de hierro, el mecanismo del proceso es iniciado por la formación de radicales hidroxilo, de acuerdo con la reacción de Fenton clásica; el  $\text{Fe}^{2+}$  reacciona con  $\text{H}_2\text{O}_2$  para producir una solución de  $\text{Fe}^{3+}$ , mientras que el exceso de iones precipita como  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ . El mecanismo de reacción se muestra en las Ecuaciones 1.1, 1.10 (Singh, Szafran e Ibañez, 1998, p. 1 040).

Luego, existe una posibilidad de formar una reacción en cadena entre el radical hidroxilo y un compuesto orgánico R, como se muestra en las Ecuaciones 1.13, 1.14 y 1.15. Por lo tanto, la principal ventaja de la adición del peróxido de hidrógeno es producir este radical hidroxilo, que finalmente reaccionará con los contaminantes que se encuentran en los efluentes industriales (Roa-Morales et al., 2007, p. 127).



- **Mecanismo 2. Ánodo de aluminio**

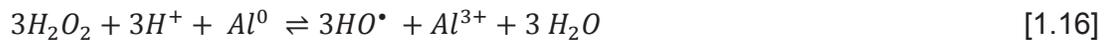
Cuando se añade el  $\text{H}_2\text{O}_2$  mientras ocurre la electrólisis, en medios ácidos, ocurre la reacción de reducción que se muestra en la Ecuación 1.14: (Roa-Morales, Campos-Medina, Aguilera-Cotero, Bilyeu y Barrera-Díaz, 2007, p. 127).



En el cátodo, el peróxido de hidrógeno formará el radical hidroxilo, como se observa en la Ecuación 1.15:



Algunos de los iones  $Al^{3+}$  producidos en el ánodo, se pueden reducir en el cátodo. A continuación, se indica la reacción del aluminio en la solución, según la Ecuación 1.16 (Roa-Morales et al., 2007, p. 127).



#### 1.4.3. FACTORES QUE AFECTAN AL PROCESO COMBINADO DE ELECTROCOAGULACIÓN CON FENTON

Los factores de mayor influencia en el proceso combinado de electrocoagulación con Fenton se explican a continuación.

- **pH:** El pH es un parámetro clave en el proceso, porque mediante este factor se controla la generación de radicales hidroxilo, así como la generación de iones ferrosos en el proceso Fenton. El rango ideal es de 3, donde el catión de hierro puede reaccionar con el peróxido de hidrógeno. A valores de pH más altos de 3 aparece  $Fe(OH)_3$ , lo que indica que el hierro está precipitando (Anotai, Sue, Tsai y Lu, 2011, p. 365; Nidheesh y Gandhimathi, 2014, p. 8 588).

Varios autores mencionan que los procesos relacionados con Fenton se llevan a cabo de manera efectiva a un pH cercano a 3 (Nidheesh y Gandhimathi 2012, p. 7; Jiang y Zhang, 2007, p. 1 121; Nidheesh et al., 2013, p. 1 373), en caso de valores de pH mayores a 3, la eficiencia de la oxidación disminuye, debido a que se forma un precipitado, en cambio, a pH muy ácido, a partir del  $Fe^{2+}$  se forma  $Fe(OOH)^{2+}$ , el cual reacciona muy lentamente con el peróxido de hidrógeno, obstaculizando la generación de radicales hidroxilo (Hassan y Hameed, 2011, p. 234; Zazo, Casas, Mohedano, Gilarranz y Rodriguez, 2004, p. 9 297).

- **Intensidad de corriente:** La intensidad de corriente se relaciona con el control de la eficiencia del sistema. Con un aumento en la intensidad de corriente, la eliminación de los contaminantes también aumenta durante el tiempo de electrólisis, debido al incremento en las tasas de producción de los radicales hidroxilos. (Nidheesh y Gandhimathi 2014, p. 8 889; Zhang, Zhang y Zhou, 2006, p. 107).

El exceso de iones férricos producido mediante el proceso Fenton reacciona con el  $H_2O_2$  para producir radicales hidropéroxilo ( $HO_2^*$ ). Estos radicales son una especie con poder oxidante mucho menor que el radical hidroxilo, debido a lo cual, la tasa de oxidación disminuye. Con una intensidad de corriente alta, el proceso acelera la descomposición de  $H_2O_2$ , ya sea en el ánodo o en el medio directamente y da lugar a un proceso poco eficiente (Brillas, Boye, Baños, Calpe y Garrido, 2003; p. 229; Lei et al., 2010, p. 433).

- **Peróxido de hidrógeno:** Junto con la intensidad de corriente, la cantidad de  $H_2O_2$  es considerada la variable manipulable con mayor influencia en el proceso. Con un manejo adecuado de ambas variables, la eliminación de contaminantes de un efluente se puede atribuir a la ocurrencia simultánea de las reacciones de electrocoagulación y del proceso Fenton (Yuksel, Sengil y Ozacar, 2009, p. 349).
- **Espaciamiento en los electrodos:** La distancia entre los electrodos es uno de los parámetros principales del control de la eficiencia del proceso combinado. Distancias muy grandes o muy pequeñas afectan negativamente a la eficiencia del sistema electrolítico. Cuando la distancia entre los electrodos es muy corta, las probabilidades de cortocircuito en el sistema son muy altas, por otro lado; si las distancias son muy grandes, no hay la suficiente transferencia de masa hacia la superficie del electrodo (Nidheesh y Gandhimathi, 2014, p. 8 590).
- **Efecto de la concentración inicial de  $Fe^{2+}$ :** El ion ferroso es importante en el proceso, para generar un sistema Fenton debido a que cuando no existe

$\text{Fe}^{2+}$  en la solución, el poder oxidante del peróxido de hidrógeno no es suficiente para destruir la carga contaminante de efluentes industriales (Wang, Hu, Chou y Kuo, 2008, p. 604).

#### **1.4.4. VENTAJAS Y APLICACIONES DEL PROCESO COMBINADO DE ELECTROCOAGULACIÓN CON FENTON**

Según Huang, Dong y Tang (1993), los métodos basados en peróxido de hidrógeno para promover la formación de radicales hidroxilo son los más prometedores, puesto que no implican el uso de productos químicos particularmente peligrosos y su operación es relativamente sencilla (p. 375).

La adición de peróxido de hidrógeno en el proceso de electrocoagulación supone la generación de radicales, por lo tanto; la principal ventaja de la adición de  $\text{H}_2\text{O}_2$  es la producción del radical hidroxilo, el cual reaccionará con los contaminantes orgánicos presentes en las aguas residuales (Barrera-Díaz et al., 2008, p. 534; Staehelin, Bihler y Hoign, 1984, p. 5 999).

Los resultados presentados por Roa-Morales et al, (2007) en el estudio con electrodos de aluminio como ánodo, indican que el peróxido de hidrógeno añadido durante la electrocoagulación da lugar a un proceso de oxidación química que puede ser utilizado para el tratamiento de las aguas residuales domésticas, para reducir la concentración de contaminantes orgánicos como la DQO (p. 129).

El proceso combinado también fue aplicado en la eliminación de un tensoactivo común, el dodecil sulfato de sodio en un efluente residual. Se consiguió una remoción de DQO de 81,6 % a pH de 3, una densidad de corriente de  $0,5 \text{ mA/cm}^2$  y un tiempo de 10 min (Yüksel et al., 2009, p. 352).

#### **1.4.5. PRODUCCIÓN DE LODOS DE UN PROCESO COMBINADO DE ELECTROCOAGULACIÓN CON FENTON**

Los lodos son un subproducto acuoso que resulta de los procesos de tratamiento de aguas residuales. Poseen una amplia variedad de coloides, entre los cuales pueden existir contaminantes peligrosos, como compuestos orgánicos y metales pesados (Song y Lee, 2010, p. 1 109; Wei y Liu, 2005, p. 1 257). El costo del tratamiento de lodos es de alrededor del 40 al 60 % del costo total del tratamiento de efluentes y más del 50 % del costo de operación (Yuan-Song, Yao-Bo y Min-Jian, 2001, p. 211).

Según Linares-Hernández, Barrera-Díaz, Roa-Morales y Ureña-Núñez (2008), los lodos generados durante el proceso de electrocoagulación están constituidos principalmente por oxígeno, carbono y hierro; con una alta concentración de este último elemento (p. 12). A su vez, son más compactos que en un sistema químico o biológico y están relacionados con el nivel de contaminación de los efluentes, los cuales constituyen un problema al momento de descargarlos. Por dichas razones, es conveniente aplicar algún método para reducir el volumen y, a su vez, el costo de almacenamiento, manipulación y transporte de los lodos (Colomer, Gallardo, Martínez, Bovea y Herrera, 2010, p. 178; Pajootan, Arami y Mohammad, 2012, p. 282).

Según Bolobajev et al., (2014), la reutilización de los lodos es una técnica útil para reducir el costo global del tratamiento de aguas residuales con un proceso Fenton, debido a que el proceso de coagulación puede ser indeseable. Los lodos residuales pueden ser reutilizados como fuente de hierro en el proceso (p. 9).

Según Yuan-Song et al., (2001), los tratamientos de lodos residuales y su respectiva descarga se ha convertido en preocupación para todas las industrias. La aplicación directa a la tierra es el modo principal de eliminación, mientras que su uso como compost es adecuado para las pequeñas y medianas industrias. Existen varios métodos de tratamiento que pueden generar beneficios económicos a las empresas, los cuales se detallan a continuación (p. 204).

- **Lecho de secado**

El secado en un lecho es el método más utilizado para deshidratar lodos. El lecho posee materiales porosos como arena y grava, los cuales son colocados sobre un sistema de drenaje. Los lodos son ubicados sobre el lecho, en capas de hasta 40 cm, para su secado a valores entre 40 y 60 % de humedad (Benedict, 1988, p. 201). Parte del agua contenida en los lodos se filtra a través del lecho, por efecto de la gravedad, y la otra parte se evapora naturalmente (Bennamoun, 2012, p. 1 061–1 062).

Los costos de implementación de un lecho de secado son bajos, requieren un mantenimiento mínimo y generan un material con elevado contenido de sólidos al final del proceso. Generalmente, se ubican cerca de plantas de tratamiento de los efluentes (Garcés, Díaz y Dellepiane, 2008, p. 4).

- **Aplicación al suelo**

El método más económico para la eliminación de los lodos es la aplicación al suelo. La incorporación de los lodos residuales a un suelo agrícola puede incrementar el contenido de materia orgánica, mejorar la textura, el pH y otras propiedades. Aunque su contenido de materia orgánica es muy elevado, la mayor parte de estos compuestos no es reciclada. Si se desea aplicar al suelo, se debe considerar la norma de calidad ambiental del recurso suelo y criterios de remediación para suelos contaminados (Bennamoun, 2012, p. 1 062 – 1 064).

En el Ecuador, existe una propuesta en cuanto a la norma de calidad ambiental del recurso suelo y criterios de remediación para suelos contaminados; esta norma incorpora observaciones pertinentes en cuanto a parámetros generales, los cuales recomiendan el uso al suelo según el tipo de desecho industrial (Bennamoun, 2012, p. 1 062 – 1 064; Ministerio de Ambiente, 2013, p. 16).

- **Proceso de compostaje**

El compostaje es un abono excelente para la agricultura, es considerado un proceso biológico aerobio, es decir; la materia orgánica se descompone de forma rápida mediante la acción de microorganismos. Los lodos generados en plantas de tratamiento de aguas residuales suelen usarse para realizar un proceso de compostaje, con el fin de descomponer el nitrógeno contenido en los residuos orgánicos en formas de mayor biodisponibilidad (Vásquez, Prada y Mondragón, 2010, p. 214).

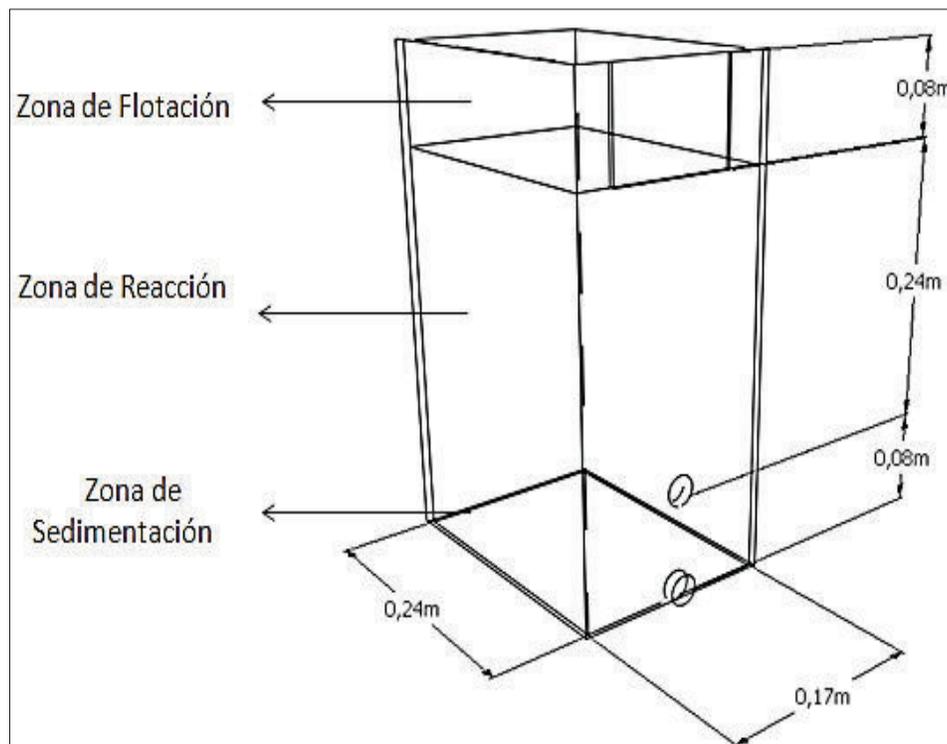
En consecuencia, los lodos residuales podrían cubrir los requerimientos mínimos de nutrientes de las plantas, ya sea mediante su aplicación directa al suelo o luego de un proceso de compostaje (Bennamoun, 2012, p. 1 062 – 1 064).

## 2. PARTE EXPERIMENTAL

Para la ejecución de los ensayos experimentales, se diseñó y construyó una celda de electrocoagulación, la cual es descrita a continuación.

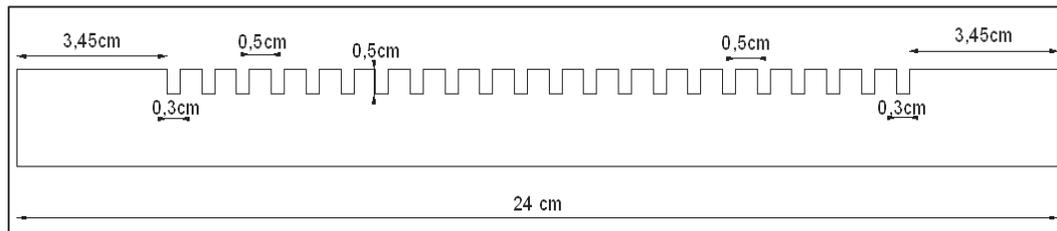
- **Diseño de la celda de electrocoagulación**

La celda de electrocoagulación fue diseñada para operar en tandas o tipo “batch”, con una capacidad para tratar 12 L de aguas residuales. La celda fue construida con vidrio y de dimensiones 24 x 17 x 40 cm<sup>3</sup>. Fue provista de una compuerta para evacuar la espuma producida en las reacciones electrolíticas, además de una salida en la zona media para la toma de las muestras a ser analizadas. En la Figura 2.1 se observa el esquema de las zonas de la celda con sus respectivas dimensiones (Arango y Garcés, 2007, pp. 62-63).



**Figura 2.1.** Esquema de la celda de electrocoagulación con sus respectivas medidas y zonas de diseño

Posteriormente, se diseñaron y construyeron divisiones de compartimientos para los electrodos a usarse en los ensayos. El material de construcción fue vidrio. Las divisiones fueron colocadas en las paredes laterales de la celda. La separación entre los compartimientos fue de 0,5 cm, como se puede apreciar en la Figura 2.2.



**Figura 2.2.** División de compartimientos para los electrodos

Se utilizaron electrodos rectangulares de hierro y aluminio, cuyas dimensiones fueron  $24 \times 17 \times 3 \text{ cm}^3$ , cada uno. Estos materiales fueron escogidos por su disponibilidad en el mercado, costos y porque se relacionan con una amplia información bibliográfica en cuestión de remoción de contaminantes en la industria textil (Barrera-Díaz et al., 2008, p. 530; Kobya, et al., 2003, p. 163). Los electrodos fueron conectados a una fuente generadora de corriente continua marca ARKSEN, de capacidad 30 V y 15 A, que suministró la energía requerida para el proceso.

El número de electrodos a usarse fue determinado con ayuda de la Ecuación 2.1, tomada de Arango y Garcés (2007). Se obtuvo un valor de 10 electrodos a colocarse dentro de la celda de electrocoagulación (p. 64)

$$\text{Número electrodos} = \frac{(\text{ancho de celda}) - 2 * (\text{distancia electrodos cara lateral})}{(\text{distancia máxima entre electrodos} + \text{espesor de placa})} \quad [2.1]$$

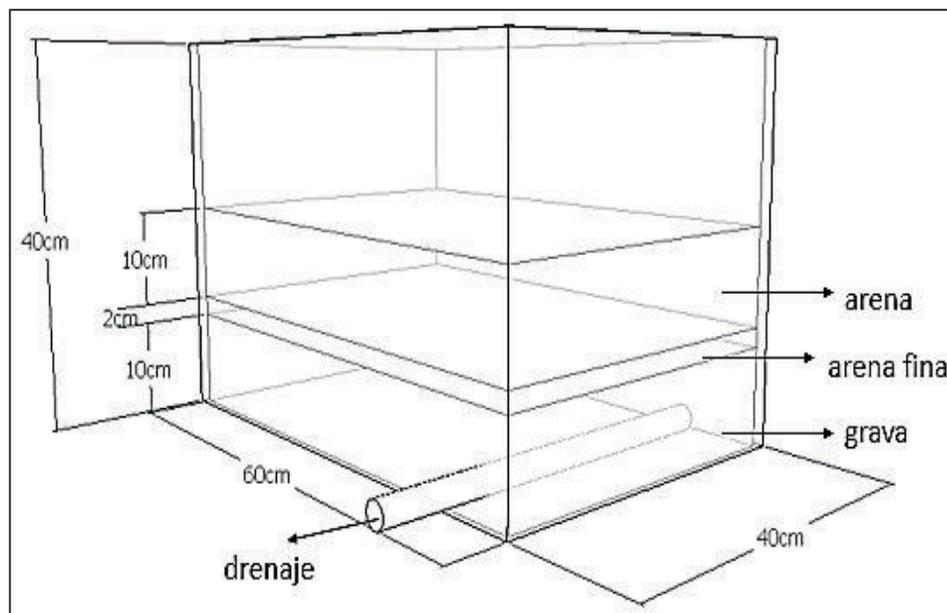
$$\text{Número electrodos} = \frac{(24 \text{ cm}) - 2 \times (3,45 \text{ cm})}{(1,4 \text{ cm} + 0,3 \text{ cm})}$$

$$\text{Número electrodos} = 10$$

De esta manera, se colocaron 5 placas de hierro como ánodo y 5 placas de aluminio como cátodo, en un arreglo intercalado y en paralelo. La altura de los electrodos fue igual a la altura de la zona de reacción de la celda, es decir, 24 cm.

- **Lecho de secado de lodos**

También se diseñó y construyó un lecho de secado para los lodos resultantes del tratamiento de los efluentes. El lecho constó de una capa de grava de 10 cm de espesor, seguida de una capa de arena fina de 2 cm de espesor y una capa de arena gruesa de 10 cm de espesor. En el fondo se colocó una tubería de 1,25 cm de diámetro, para el drenaje. Las dimensiones del lecho de secado fueron 40 x 40 x 60 cm<sup>3</sup> y pueden ser observadas en la Figura 2.3 (Holguín, 2003, p.50)



**Figura 2.3.** Lecho de secado usado para tratar lodos residuales

Los lodos fueron colocados en una capa de hasta 15 cm sobre la arena. El líquido resultante fue recogido en un balde y vertido en la cisterna de agua textil que era vertida directamente al río, mientras que los lodos secos fueron recogidos en un recipiente de plástico para su respectiva caracterización, los cuales se realizaron

por el Laboratorio de Agua Potable y Alcantarillado Otavalo, que incluyó la determinación de los parámetros de temperatura, humedad, pH, por los métodos CP-PEE-4041-4042; relación Carbono-Nitrógeno y coliformes totales, por los métodos NTE INEN 2639:2012 y del número más probable (NMP) respectivamente.

## **2.1. CARACTERIZACIÓN FÍSICA Y QUÍMICA DE LAS AGUAS RESIDUALES PROVENIENTES DE LA EMPRESA TEXTIL FABRINORTE CIA. LTDA.**

### **2.1.1. Materiales**

Para tomar las muestras y caracterizar al efluente proveniente de la empresa textil FABRINORTE CIA. LTDA., se utilizaron los siguientes materiales:

- Pipetas volumétricas de 1, 5, 10 y 25 mL
- Frascos tipo ámbar de 250 mL
- Contenedor de muestras
- Vasos de precipitación de 600 mL
- Buretas de 25 mL
- Embudos

### **2.1.2. Equipos y reactivos**

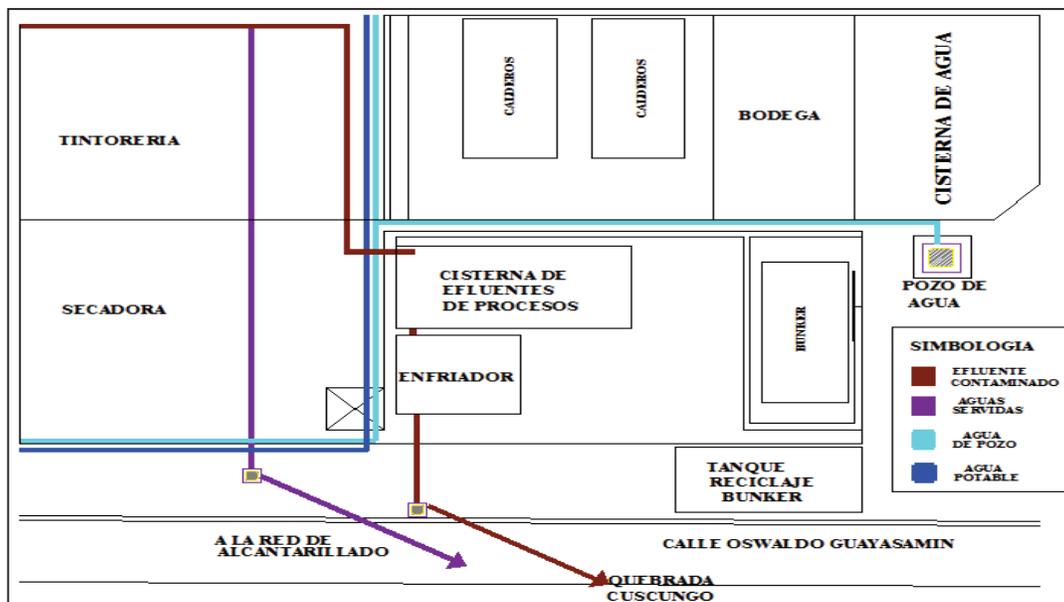
Los equipos utilizados fueron:

- pHmetro, marca HANNA Instruments, modelo HI 2 211
- Balanza analítica, marca BOECO, modelo BAS 31 plus, con una capacidad de 220 g y una precisión de 0,1 mg.
- Medidor de conductividad, marca SevenCompact TM, modelo S230

Los reactivos utilizados fueron:

- Ácido sulfúrico, 0,02 N, marca Syrerquim
- Ácido Etilendiaminotetraacético (EDTA), pureza 99 %, marca Syrerquim
- Hidróxido de amonio, pureza 98,5 %, marca J.T. Baker
- Hidróxido de sodio, pureza 97 %, marca J.T. Baker
- Fenolftaleína
- Indicador Net

El agua residual que se utilizó en el desarrollo del presente trabajo provino de la empresa textil FABRINORTE CIA. LTDA., cuyos efluentes corresponden a un caudal de 600 m<sup>3</sup>/día. El proceso de tinturado es el más relevante en la empresa, en el cual se utilizan colorantes permitidos por la normativa nacional. En estos procesos se genera una gran cantidad de efluentes líquidos contaminados, los cuales pasan a través de un canal hasta un enfriador, con el fin de reducir la temperatura del agua de descarga, para finalmente ser vertidos al río Cuscungo que cruza por el sector, en la provincia de Imbabura. El detalle de la descarga se muestra en la Figura 2.4.



**Figura 2.4.** Punto de descarga de los efluentes de la empresa textil FABRINORTE. CIA. LTDA.

### **2.1.3. MUESTREO COMPUESTO DEL EFLUENTE**

Se realizó un muestreo compuesto de las aguas residuales, el cual permitió obtener una muestra representativa del efluente de la empresa. Las muestras fueron tomadas en el punto de descarga de la empresa, que se puede ver en la Figura 2.4. Se siguieron las disposiciones de la norma NTE INEN 2 169:98 para el manejo y conservación de muestras de aguas, para la posterior determinación de parámetros físico-químicos (Instituto Ecuatoriano de Normalización, 2006, p. 4-6).

Para la realización del muestreo compuesto, se tomaron varias muestras en el mismo sitio, a cada hora durante un día completo de operación, en recipientes de vidrio tipo ámbar, con capacidad de 250 mL. Se llenaron los frascos completamente y se los tapó de tal forma que no existiera aire sobre la muestra (Instituto Ecuatoriano de Normalización, 2006, p. 5). Todas las muestras presentaron un color negruzco y fueron colocadas en un contenedor de muestras para conservarlas hasta llegar al laboratorio EMAPA de la ciudad de Ibarra. Una vez finalizado el día de operación, se tuvieron 100 mL en cada recipiente y se procedió a mezclarlos en uno de mayor tamaño para la respectiva caracterización fisicoquímica. Este procedimiento de muestreo se realizó durante tres ocasiones distintas, con el objetivo de tener una cantidad suficiente del efluente para la realización de los diferentes ensayos posteriores.

### **2.1.4. CARACTERIZACIÓN FISICOQUÍMICAS DE LAS MUESTRAS**

Una vez realizado el muestreo compuesto del efluente, se realizó la medición “*in situ*” del valor de pH, temperatura y conductividad. Adicionalmente, se midieron los parámetros de dureza y alcalinidad en el Laboratorio textil FABRINORTE CIA. LTDA.

Parte de la misma muestra fue transportada al laboratorio EMAPA para la medición de los parámetros DQO, DBO<sub>5</sub>, color y SST, con los métodos HACH 8000, Respirométrico Oxitop, HACH 8025 y SM 2540 respectivamente. Todos los

ensayos son explicados en el Anexo I (APHA, AWWA Y WEF, 2005, pp. 4 - 70 – 4 - 95, 5 - 17 – 5 - 50).

## **2.2. DETERMINACIÓN DE LA MEJOR CONDICIÓN DE INTENSIDAD DE CORRIENTE PARA EL PROCESO DE ELECTROCOAGULACIÓN SIMPLE QUE PERMITA DISMINUIR LA CARGA CONTAMINANTE DE DQO, DBO<sub>5</sub>, SST Y COLOR DEL EFLUENTE**

### **2.2.1. MATERIALES, EQUIPOS Y REACTIVOS**

Los materiales utilizados para el sistema de electrocoagulación simple fueron:

- Celda de electrocoagulación tipo “batch” de 12 L de capacidad, con dimensiones de 24 × 17 × 40 cm<sup>3</sup>
- Electrodo: placas de aluminio y hierro de 24 × 17 × 3 cm<sup>3</sup>
- Juego de cables conectores de electrodos
- Baldes plásticos de 20 L de capacidad
- Vasos de precipitación de 500 mL
- Pipetas volumétricas de 1, 5, 10 y 25 mL

Los equipos usados para el proceso de electrocoagulación simple fueron:

- Fuente reguladora de corriente continua marca ARKSEN, de capacidad de 30 V y 15 A
- pHmetro, marca HANNA Instruments, modelo HI 2 211
- Medidor de conductividad, marca SevenCompact TM, modelo S230

Al finalizar la electrocoagulación se adicionaron 50 mg/L de sales de polialuminio, polímero catiónico de alto peso molecular para el proceso de floculación.

### 2.2.2. APLICACIÓN DEL TRATAMIENTO DE ELECTROCOAGULACIÓN

Los ensayos para la aplicación del tratamiento de electrocoagulación simple fueron desarrollados en la celda mencionada anteriormente, cuyo esquema se muestra en la Figura 2.1.

Se trabajó con 10 electrodos que tuvieron hierro como ánodo y aluminio como cátodo. El pH inicial fue ajustado a un valor de 7,0 mediante la adición de ácido cítrico monohidratado ( $C_6H_8O_7 \cdot H_2O$ ). La conductividad inicial fue mayor a 2 000  $\mu S/cm$ , por lo cual no fue necesario adicionar sulfato de sodio. Se probaron cuatro valores de intensidad de corriente: 2, 5, 8 y 12 A, los cuales se encontraban dentro de las condiciones de trabajo del equipo disponible para la realización de los ensayos.

Una vez elegidas las condiciones de operación, se procedió a realizar los ensayos. En primer lugar, se llenó la celda de electrocoagulación con el efluente a tratar, se conectaron los cables de corriente desde la fuente generadora de corriente continua hasta las placas de hierro (ánodo) y aluminio (cátodo), colocadas en la celda. Posteriormente, se encendió la fuente, se estableció el valor de amperaje y se empezó el tratamiento. Durante el proceso, cada 15 min se abrió la llave de salida de la celda para recoger muestras. A cada muestra se le añadió la solución de polímero catiónico de baja densidad, para una mejor remoción de la carga contaminante. Por último, se apagó la fuente de poder, se procedió a limpiar tanto los electrodos como la celda de electrocoagulación y se separaron los lodos generados en un recipiente de plástico, con ayuda de una espátula, para enseguida colocarlos en el lecho de secado.

Se realizó un diseño completamente al azar para determinar la intensidad de corriente que permitiera la mayor disminución de la DQO en el efluente textil. Se realizaron 3 repeticiones de cada tratamiento experimental. Se eligió como variable de respuesta la disminución de la DQO del efluente tratado. Se realizó el análisis estadístico de los datos en el programa Statgraphics Centurion XV.II.

### **2.2.3. ANÁLISIS DE MUESTRAS**

En las muestras tratadas mediante el proceso de electrocoagulación simple se midieron los valores de pH, temperatura, conductividad, dureza, y alcalinidad en el Laboratorio de la Empresa Textil FABRINORTE CIA. LTDA. Las mismas muestras fueron llevadas al Laboratorio de Control de la Calidad de Agua de la Empresa Municipal de Agua Potable y Alcantarillado "EMAPA" de la ciudad de Ibarra, para la medición de los parámetros de DQO, DBO<sub>5</sub>, color y SST, con los métodos HACH 8000, Respirométrico Oxitop, HACH 8025, SM 2540 respectivamente, los cuales son explicados en el Anexo I (APHA, AWWA Y WEF, 2005, pp. 4 - 70 – 4 - 95, 5 - 17 – 5 - 50).

## **2.3. DETERMINACIÓN DE LAS MEJORES CONDICIONES DE CONCENTRACIÓN DE PERÓXIDO DE HIDRÓGENO E INTENSIDAD DE CORRIENTE DURANTE EL PROCESO COMBINADO DE ELECTROCOAGULACIÓN CON FENTON QUE PERMITAN DISMINUIR LA CARGA CONTAMINANTE DE DQO, DBO<sub>5</sub>, SST Y COLOR DEL EFLUENTE**

### **2.3.1. MATERIALES, EQUIPOS Y REACTIVOS**

Los equipos y materiales utilizados para el proceso combinado de electrocoagulación con Fenton fueron los mismos presentados en la sección 2.2.1.

Los reactivos utilizados en el proceso combinado de electrocoagulación con Fenton fueron:

- Peróxido de hidrógeno, 50% w/w, marca J&M
- Hidróxido de sodio, pureza 97 %, marca J.T. Baker
- Ácido cítrico monohidratado 98 %, marca Resiquim

Al finalizar el proceso combinado se adicionaron 80 mg de hidróxido de sodio, para el proceso de neutralización.

### **2.3.2. APLICACIÓN DEL TRATAMIENTO COMBINADO DE ELECTROCOAGULACIÓN CON FENTON**

Se realizó un cálculo para saber si durante el sistema se producía algún agente acomplejante como el citrato de hierro, el cual modificaría al proceso Fenton, los cálculos se pueden observar en el Anexo II.

Los ensayos para la aplicación del tratamiento combinado de electrocoagulación con Fenton fueron desarrollados en la celda mencionada anteriormente, cuyo esquema se muestra en la Figura 2.1.

Se trabajó con 10 electrodos, que tuvieron hierro como ánodo y aluminio como cátodo. El pH inicial fue ajustado a un valor de 3, mediante la adición de ácido cítrico monohidratado, para favorecer el proceso Fenton.

Se eligió un diseño factorial  $3^2$  para determinar los valores de intensidad de corriente y cantidad añadida de peróxido de hidrógeno que permitieran la mayor disminución de la DQO en el efluente. Se probaron tres valores de intensidad de corriente: 2, 5 y 8 A y tres concentraciones de peróxido de hidrógeno: 1,75, 5,25 y 8,75 mM. Se realizaron 3 repeticiones de cada tratamiento y la variable de respuesta seleccionada fue la variación de la DQO.

Una vez establecidas las condiciones de operación, se procedió a realizar los ensayos para el proceso combinado. En primer lugar, se llenó la celda de electrocoagulación con el efluente a tratar, se conectaron los cables de corriente desde la fuente generadora de corriente continua hasta las placas de hierro (ánodo) y aluminio (cátodo), colocadas en la celda. Se añadieron 1,75, 5,25 y 8,75 mM de peróxido de hidrógeno al inicio del tratamiento, cuyos cálculos se observan en el Anexo III.

Entonces, se encendió la fuente generadora de corriente continua, se estableció el valor de amperaje y se empezó el proceso. Cada 3 min se abrió la llave de salida de la celda para recoger muestras, durante los 15 min que duró el tratamiento. En cada ocasión se neutralizó con NaOH, para formar un precipitado de  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ , que se dejó en reposo, previa su caracterización. Finalmente, se apagó la fuente de poder, se procedió a limpiar tanto los electrodos como la celda de electrocoagulación y se separaron los lodos generados para, enseguida, colocarlos en el lecho de secado.

### **2.3.3. ANÁLISIS DE MUESTRAS**

El análisis de las muestras tomadas durante el tratamiento del efluente textil con el proceso combinado de electrocoagulación y Fenton fue realizado de la misma manera que con las muestras correspondientes al tratamiento con electrocoagulación simple, que se describió en el acápite 2.2.3.

### **2.3.4. SELECCIÓN DEL MEJOR MÉTODO ENTRE EL PROCESO DE ELECTROCOAGULACIÓN Y UN PROCESO COMBINADO DE ELECTROCOAGULACIÓN CON FENTON**

En ambos experimentos, la disminución de la DQO del efluente tratado fue determinada conforme avanzaba el proceso. La información recolectada se utilizó para establecer la cinética del proceso y, gracias a un estudio estadístico con la ayuda del software Statgraphics, se determinó en cuál de los dos procesos: electrocoagulación simple o electrocoagulación combinada con Fenton, se obtuvieron los mejores resultados.

## **2.4. DISEÑO DE UNA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS Y SECADO DE LODOS PARA LA EMPRESA TEXTIL FABRINORTE CIA. LTDA., PARA UN CAUDAL DE 600 M<sup>3</sup>/DÍA, POR EL MÉTODO QUE PRESENTE LOS MEJORES RESULTADOS DE DISMINUCIÓN DE CARGA CONTAMINANTE**

El diseño de la planta de tratamiento de las aguas residuales de la empresa textil FABRINORTE CIA. LTDA., fue realizado en función del método que presentó la mayor disminución de carga contaminante. Como parte de la planta propuesta, se diseñó un sistema que posee un tanque de homogeneización, celdas de electrocoagulación, piscinas de neutralización, filtros de arena y un lecho de secado para los lodos generados. El caudal de trabajo para el tratamiento fue de 600 m<sup>3</sup>/día, que corresponde a un flujo de 25 m<sup>3</sup>/h. Para el dimensionamiento de los equipos, se consideró un factor de seguridad de 35 % (Crites y Tchobanoglous, 2002, pp. 229 - 230).

### **2.4.1. CÁLCULO DE LOS PARÁMETROS DE DISEÑO DE UN TANQUE DE HOMOGENEIZACIÓN**

Los efluentes a tratar deben llegar a un tanque de homogeneización, con el fin de obtener un caudal de salida constante. Se decidió incluir este tanque debido a que los caudales de las aguas residuales provenientes de distintos procesos de la empresa textil no son constantes. Los parámetros de diseño que se consideraron fueron: caudal diario y un sistema de agitación mediante el aditamento de ventiladores industriales.

#### **2.4.2. CÁLCULO DE LOS PARÁMETROS DE DISEÑO DE LAS CELDAS DE ELECTROCOAGULACIÓN**

Para el diseño de la celda de electrocoagulación se consideraron las mejores condiciones de operación, con base en los resultados obtenidos en la sección 2.6. Se encontró la constante cinética del proceso experimental, que correspondió a un reactor tipo “batch”, y se calculó el tiempo de residencia necesario para un reactor continuo. Los parámetros que se consideraron fueron las dimensiones del reactor, el volumen del efluente a tratar y la intensidad de corriente inducida a los electrodos.

#### **2.4.3. CÁLCULO DE LOS PARÁMETROS DE DISEÑO DE LA PISCINA DE NEUTRALIZACIÓN**

Una vez que los efluentes son tratados, es necesario neutralizarlos. Para ello, se decidió colocar una piscina de neutralización de forma cónica, la cual fue dimensionada en función del flujo de trabajo.

#### **2.4.4. CÁLCULO DE LOS PARÁMETROS DE DISEÑO DEL FILTRO DE ARENA**

Con el fin de retener la mayor cantidad de sólidos suspendidos en el efluente, se diseñaron filtros de arena a la salida de la piscina de neutralización. El tamaño de las partículas que se colocaron en el medio filtrante de arena fue determinado con base en el tamaño de los flóculos presentes en el agua, según el índice de Willcomb (Arboleda, 2000, p. 46).

#### **2.4.5. CÁLCULO DE LOS PARÁMETROS DE DISEÑO DEL LECHO DE SECADO**

Para reducir el volumen de los lodos producidos en el tratamiento, se diseñó un lecho de secado consistente en capas de materiales porosos como arena y grava, colocadas sobre un sistema de drenaje. Según los criterios de diseño de Romero (2009), los lodos fueron ubicados sobre el lecho en capas de máximo 40 cm para su secado, hasta valores entre 40 y 60 % de humedad. Parte del agua contenida en los lodos se filtra a través del lecho, por efecto de la gravedad y la otra parte se evapora naturalmente (p. 31)

#### **2.5. ANÁLISIS DE LOS COSTOS DE LA IMPLEMENTACIÓN DE LA ALTERNATIVA PROPUESTA**

Se realizó un análisis económico de la alternativa de tratamiento propuesta, en el que se consideraron los costos de los materiales, insumos, equipos, instalaciones, y personal necesarios para la operación. Con respecto a los componentes básicos de todo el proceso que consta del tanque de homogeneización, celda de electrocoagulación, piscina de neutralización, filtro de arena y lecho de secado. Además, se determinó el monto de la inversión y el costo por m<sup>3</sup>/día de efluente tratado.

### 3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

#### 3.1. MUESTREO Y CARACTERIZACIÓN FÍSICA Y QUÍMICA DE LAS AGUAS RESIDUALES PROVENIENTES DE LA EMPRESA TEXTIL FABRINORTE CIA. LTDA.

Lo valores de los parámetros físicos y químicos determinados en las muestras compuestas de los efluentes de la empresa, se muestran en la Tabla 3.1 y se comparan con la normativa nacional vigente correspondiente a los límites de descarga a un cuerpo de agua dulce (Ministerio de Ambiente, 2013, p. 330 – 333).

**Tabla 3.1.** Parámetros físicos y químicos de los muestreos compuestos frente a la normativa nacional vigente

Parámetro	Unidad	Muestreo 1	Muestreo 2	Muestreo 3	Promedio	C.V.	*Límite máximo permisible
pH	-	10,16	10,38	10,40	10,31±0,14	1,32 %	5 – 9
Conductividad	uS/cm	8 865	8 949	9 020	8 944±77,59	0,87 %	--
DQO	mg O <sub>2</sub> /L	3 110,00	2 865,00	2 730,00	2 901,67±192,63	6,64 %	250
DBO <sub>5</sub>	mg O <sub>2</sub> /L	840,00	813,00	898,00	850,33±43,43	5,11 %	100
SST	mg/L	76,00	80,14	78,60	78,25±2,10	2,67 %	100
Temperatura	°C	39,00	38,00	37,00	38,00±1,00	2,63 %	< 35
Color real	Co-Pt	725	714	750	729±18,45	2,53 %	--
Dureza	mg CaCO <sub>3</sub> /L	500	400	450	450±50	8,64 %	300
Alcalinidad	-	236	275	220	243±28,29	3,61 %	--

\*Fuente: Ministerio de Ambiente. (2013). *Norma de calidad ambiental y descarga de efluentes: Recurso agua*

Como se puede observar en la Tabla 3.1, los parámetros determinados en las muestras del efluente no se encuentran dentro del rango del límite máximo permisible de la normativa nacional vigente. El primer muestreo fue un análisis preliminar para conocer las condiciones del efluente a tratar; el cálculo de la relación DBO<sub>5</sub>/DQO dio como resultado un valor de 0,27, el cual indica que el efluente no es fácilmente biodegradable. Además, se observan valores altos en

color debido a los tintes usados, que son sustancias que poseen estructuras complejas difíciles de remover.

La segunda muestra compuesta fue utilizada para llevar a cabo los ensayos experimentales correspondientes a la electrocoagulación simple. Por último, la tercera muestra fue empleada para realizar los ensayos del proceso combinado. Los respaldos de los análisis de los parámetros fisicoquímicos que se realizaron en los respectivos laboratorios acreditados se presentan en el Anexo VI.

### **3.2. DETERMINACIÓN DE LA MEJOR CONDICIÓN DE INTENSIDAD DE CORRIENTE PARA EL PROCESO DE ELECTROCOAGULACIÓN SIMPLE QUE PERMITA DISMINUIR LA CARGA CONTAMINANTE DE DQO, DBO<sub>5</sub>, SST Y COLOR DEL EFLUENTE**

En el proceso de electrocoagulación simple, se estudió el efecto de la intensidad de corriente, a través de pruebas con valores de 2,0; 5,0; 8,0 y 12,0 A. El pH inicial del efluente se ajustó a 7,0, con la adición de ácido cítrico monohidratado. Los ensayos fueron realizados en un reactor tipo “batch”, con 10 electrodos (hierro como ánodo y aluminio como cátodo) y con un tiempo de residencia de una hora.

#### **3.2.1. ESTUDIO DE LA INFLUENCIA DE LA DENSIDAD DE CORRIENTE EN EL PROCESO DE ELECTROCOAGULACIÓN**

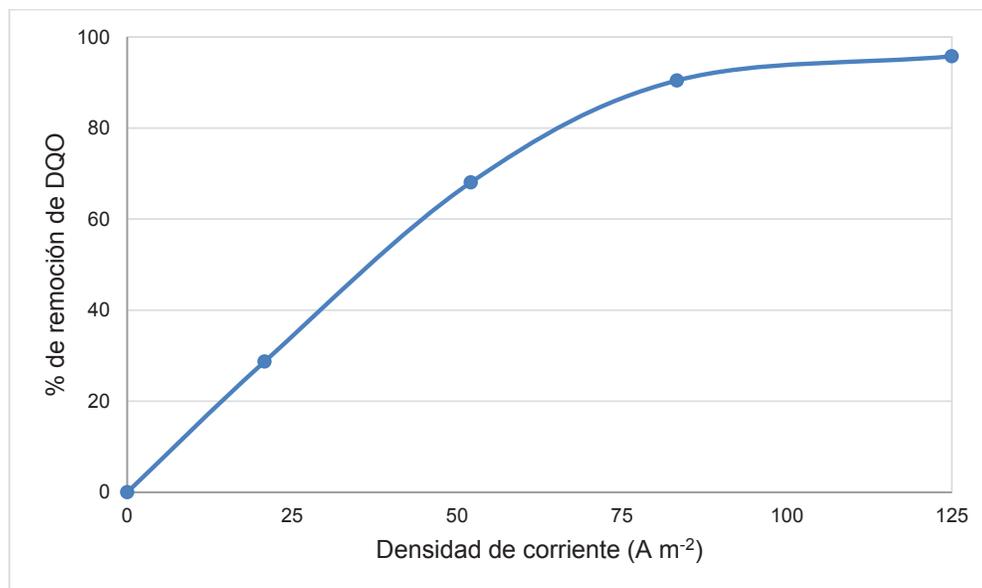
En varios estudios sobre la electrocoagulación de efluentes residuales de industrias textiles, se ocupa el término *densidad de corriente*, el cual relaciona la intensidad de corriente aplicada con el área de los electrodos ocupados en el proceso (Mollah et al., 2004, p. 201; Kobya et al., 2003, p. 175). La relación mencionada que se obtuvo en este estudio se muestra en la Tabla 3.2.

**Tabla 3.2.** Relación entre la intensidad de corriente y la densidad de corriente en el proceso de electrocoagulación

Intensidad de corriente (A)	Densidad de corriente ( $A/m^2$ )
2	20,83
5	52,08
8	83,33
12	125,00

La densidad de corriente aplicada en este estudio fue similar a la de otros trabajos de tratamiento de aguas provenientes del sector textil, en los cuales se obtuvieron buenos resultados en cuestión a remoción de contaminantes (Cañizares et al., 2009b, p. 146; Kuokkanen et al., 2013, p. 94).

El parámetro seleccionado para el análisis de los resultados fue la DQO; su valor inicial superó el límite máximo permisible. Luego de la electrocoagulación simple, se obtuvieron los mejores resultados cuando se trabajó con densidades de corriente de 83,33 y 125  $A/m^2$ . Se alcanzaron valores de remoción de 90,44 % y 95,70 %, respectivamente, como se muestra en la Figura 3.1.



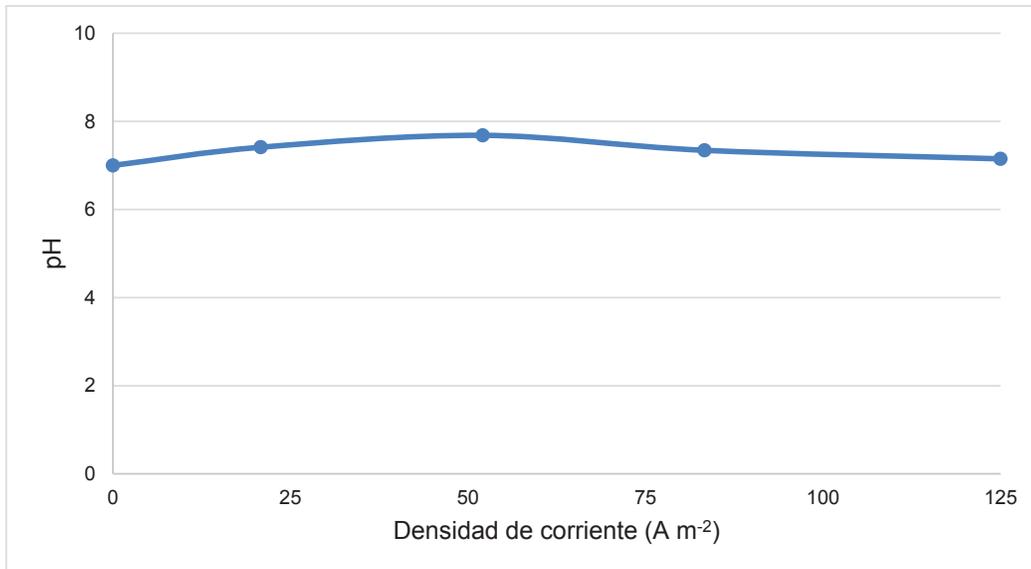
**Figura 3.1.** Porcentaje de remoción de DQO en función de la densidad de corriente en el proceso de electrocoagulación simple

La adición de polialuminio después del proceso de electrocoagulación, facilitó la remoción de los contaminantes, previa la caracterización de los efluentes tratados. Los valores conseguidos se muestran en la Tabla 3.3.

**Tabla 3.3.** Valores de DQO luego de cada tratamiento en el proceso de electrocoagulación a diferentes densidades de corriente

Densidad de corriente [ $A\ m^{-2}$ ]	Muestra inicial	DQO (mg/L)			Promedio
20,83	2 865	2 156,00	2 100,00	1 950,00	2 068,66 $\pm$ 106,51
52,08	2 865	941,00	910,00	930,00	927,00 $\pm$ 15,71
83,33	2 865	270,00	248,00	314,00	277,33 $\pm$ 33,61
125,00	2 865	122,00	115,00	132,50	123,17 $\pm$ 8,81

Otro parámetro importante en la ejecución de los ensayos fue el pH, por lo cual en la Figura 3.2 se presenta el comportamiento de este parámetro respecto a la densidad de corriente utilizada en el proceso de electrocoagulación simple.

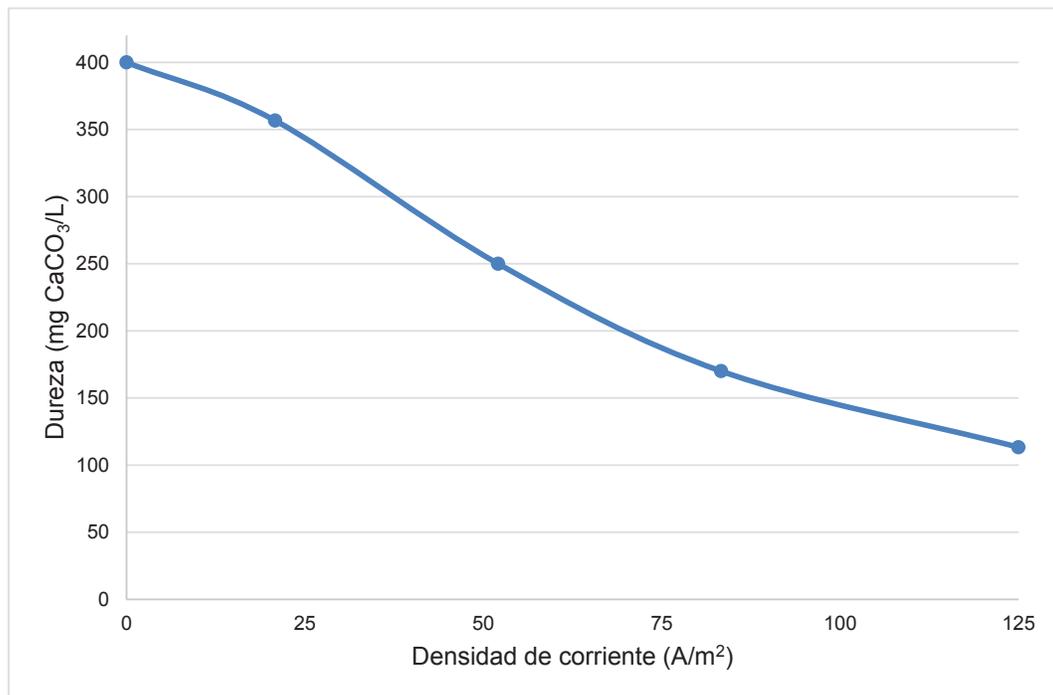


**Figura 3.2.** Comportamiento del pH en función de la densidad de corriente en el proceso de electrocoagulación simple

Se observa que el pH tiende a permanecer constante durante el proceso. Cabe mencionar que el polímero catiónico de alta densidad aplicado remueve con

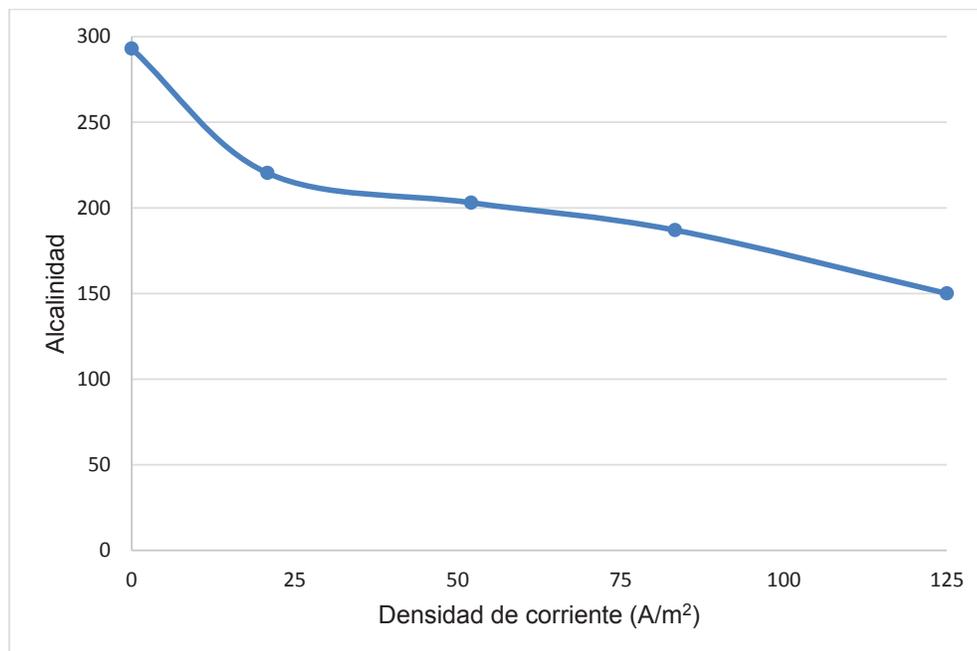
facilidad a los hidróxidos formados en el efluente, sin alterar significativamente el valor de pH.

Otros parámetros que se evaluaron fueron la dureza y la alcalinidad, debido a que en la empresa textil, estos son factores que se analizan a diario con respecto al agua de pozo que ingresa a sus procesos de tintura y acabados. Se muestran los resultados en las Figuras 3.3 y 3.4.



**Figura 3.3.** Comportamiento de la dureza respecto a la densidad de corriente en un proceso de electrocoagulación simple

Se puede apreciar que tanto la dureza como la alcalinidad disminuyeron cuando los efluentes fueron tratados con mayores densidades de corriente, pero no se llegó a valores considerados de producción en la empresa textil FABRINORTE CIA. LTDA., para poder recircular el efluente tratado. Por lo tanto, los efluentes tratados fueron vertidos directamente a los cuerpos de agua dulce que se encuentran cerca de la empresa textil



**Figura 3.4.** Comportamiento de la alcalinidad respecto a la densidad de corriente en un proceso de electrocoagulación simple

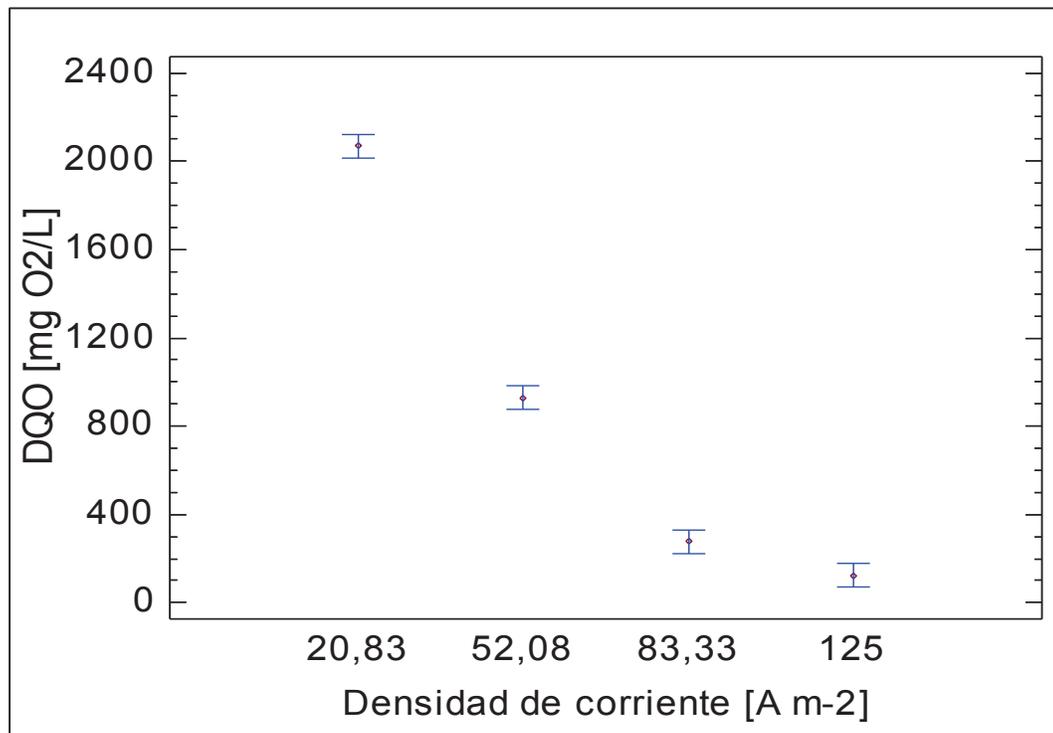
Luego del análisis estadístico de los resultados, mediante un análisis de varianza (ANOVA) y una prueba de rangos múltiples con el método de Fischer o LSD en el programa Statgraphics Centurion XV.II, se encontró que existió una influencia significativa de la densidad de corriente sobre la remoción de DQO, en el proceso de electrocoagulación simple. Como se observa en la Tabla 3.4, el valor p fue menor a 0,05; por tanto, se puede afirmar que existieron diferencias significativas entre los distintos amperajes, con un nivel de confianza mayor al 95 %.

**Tabla 3.4.** ANOVA para el proceso de electrocoagulación simple

Fuente	Suma de Cuadrados	GL	Cuadrados Medios	Razón F	Valor p
Entre grupos	7,04192 E6	3	2,34731 E6	733,58	0,00001
Dentro de grupos	25598,5	8	3199,81	-	-
Total (Corr)	7,06752E6	11	-	-	-

La Figura 3.5 muestra entre cuáles valores de densidad de corriente existieran diferencias significativas, con respecto a la remoción de DQO. Se puede observar que se alcanzaron los mejores resultados con las densidades de 83,33 A/m<sup>2</sup>,

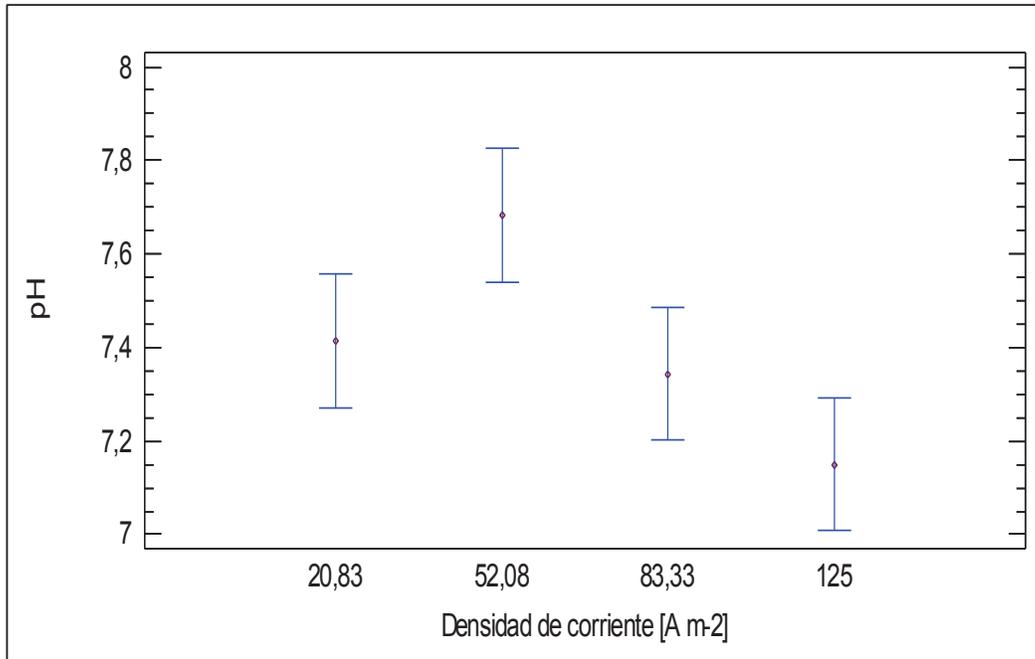
correspondiente a 8 A, y de 125 A/m<sup>2</sup>, correspondiente a 12 A; ambos tratamientos son estadísticamente iguales. Sin embargo, debido a que cuando se trabajó con 8 A, en las repeticiones el valor final de DQO no se ajustó a la normativa ambiental (250 mg/L), mientras que con 12 A se alcanzaron valores de DQO dentro de la norma en todas las repeticiones, se eligió como mejor tratamiento a la densidad de corriente de 125 A/m<sup>2</sup>.



**Figura 3.5.** Gráfico de medias para la DQO luego del tratamiento a diferentes densidades de corriente (LSD,  $\alpha=0,05$ )

La Figura 3.6 muestra el comportamiento del pH al variar la densidad de corriente durante la electrocoagulación simple. Se puede apreciar que el pH promedio correspondiente a la densidad de 125 A/m<sup>2</sup> alcanzó un valor final de 7,2.

Esto significa que no existiría un incremento considerable de este parámetro al tratar los efluentes con la densidad de corriente seleccionada, puesto que el pH inicial fue ajustado a 7,0.



**Figura 3.6.** Gráfico de medias para la DQO luego del tratamiento a diferentes densidades de corriente (LSD,  $\alpha=0,05$ )

Con base en el análisis estadístico de los resultados, se escogieron las condiciones de operación del proceso de electrocoagulación simple que permitieron obtener los mayores porcentajes de remoción de DQO. Los valores respectivos se muestran en la Tabla 3.5.

**Tabla 3.5.** Condiciones de operación para el proceso de electrocoagulación simple

Parámetro	Valor
Densidad de corriente (A/m <sup>2</sup> )	125
Voltaje (V)	31
Amperaje (A)	12
pH inicial	7
Conductividad inicial	8 865
Número de electrodos	10
Ánodo	Hierro
Cátodo	Aluminio

### 3.2.2. CARACTERIZACIÓN DEL EFLUENTE TRATADO EN EL PROCESO DE ELECTROCOAGULACIÓN SIMPLE

En la Tabla 3.6 se presenta la caracterización del efluente obtenido luego del proceso de electrocoagulación simple bajo las condiciones especificadas en la Tabla 3.5. Los valores presentados corresponden a los promedios de tres repeticiones. Se pueden observar los datos completos en el Anexo III.

**Tabla 3.6.** Caracterización del efluente tratado con electrocoagulación simple a 125 A/m<sup>2</sup>

Parámetro	Unidad	Valor inicial *	Valor final	% remoción
pH	-	10,38	7,15	—
Conductividad	uS/cm	8 949	7 566	—
DQO	mg O <sub>2</sub> /L	2 865,00	123,17	95,70
DBO <sub>5</sub>	mg O <sub>2</sub> /L	813,00	40,00	95,08
SST	mg/L	80,90	21,00	73,80
Temperatura	°C	38,00	30,67	—
Color real	Co-Pt	714	50	93,02
Dureza	mg CaCO <sub>3</sub> /L	400	113	71,75
Alcalinidad	-	275	150	45,45

\*Valor correspondiente al segundo muestreo compuesto

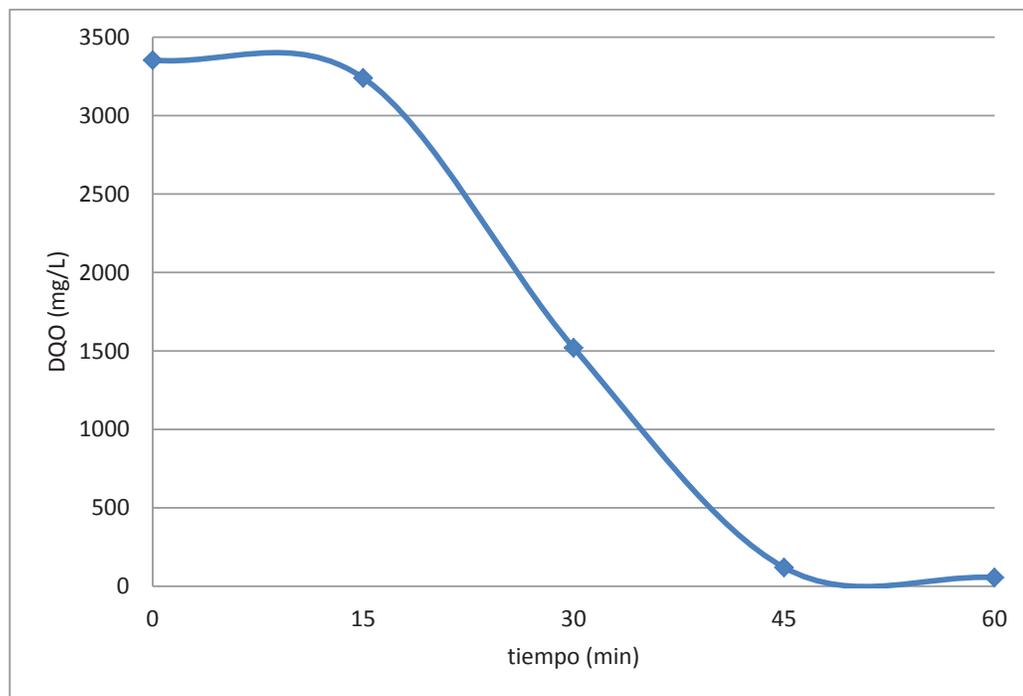
Los porcentajes de remoción en el proceso de electrocoagulación simple tuvieron valores dentro de lo esperado, por lo que se puede señalar que esta técnica es eficiente para el tratamiento de efluentes textiles.

Al reducir la DQO en un 95,70 %, la DBO<sub>5</sub> en un 95,08 % y el color en un 93,00 %, se alcanzaron valores finales que cumplieran la normativa nacional vigente, respecto a la descarga de aguas residuales (Ministerio de Ambiente, 2013, p. 6).

Se estudió el comportamiento del parámetro DQO respecto al tiempo, para lo cual se tomaron muestras cada 15 min durante una hora de proceso como se puede

apreciar en la Figura 3.7; los valores más bajos de DQO fueron obtenidos con los mayores tiempos de tratamiento.

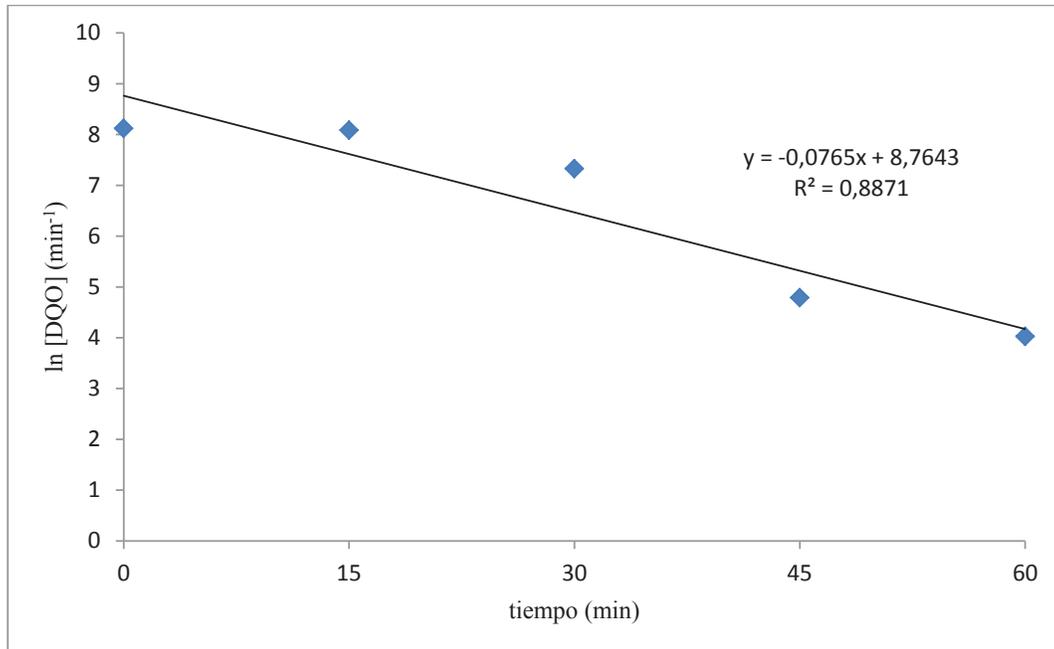
Se consiguieron valores bajo la normativa vigente nacional en un tiempo de 45 a 60 min, en el tratamiento con una densidad de corriente de  $125 \text{ A/m}^2$  que fue la condición seleccionada.



**Figura 3.7.** Comportamiento de la DQO con respecto al tiempo en el proceso de electrocoagulación simple a  $125 \text{ A/m}^2$

Se encontró una ecuación que se ajusta a la tendencia mediante la cinética del proceso, cuyo coeficiente de correlación fue de 0,8871 y se aprecia en la Figura 3.8. Esta tendencia se da porque durante el tratamiento de electrocoagulación ocurren diversas reacciones, debido a que los efluentes contiene diversos contaminantes.

Estos análisis fueron realizados en el laboratorio acreditado EMAPA; los valores detallados se muestran en el Anexo VII.



**Figura 3.8.** Tendencia de la DQO con respecto al tiempo en el proceso de electrocoagulación simple a  $125 \text{ A/m}^2$

### **3.3. DETERMINACIÓN DE LAS MEJORES CONDICIONES DE CONCENTRACIÓN DE PERÓXIDO DE HIDRÓGENO E INTENSIDAD DE CORRIENTE DURANTE EL PROCESO COMBINADO DE ELECTROCOAGULACIÓN CON FENTON QUE PERMITAN DISMINUIR LA CARGA CONTAMINANTE DE DQO, DBO<sub>5</sub>, SST Y COLOR DEL EFLUENTE**

Para el proceso combinado de electrocoagulación con Fenton, se estudió el efecto de la intensidad de corriente a través de pruebas con valores de 2,0; 5,0 y 8,0 A en el efluente, y con valores de concentración de peróxido de hidrógeno de 1,75, 5,25 y 8,75 mM. El pH inicial fue ajustado a 3 con la adición de ácido cítrico monohidratado, con el fin de promover el proceso Fenton. Se utilizó el mismo reactor tipo batch de 10 electrodos, con hierro como ánodo y aluminio como cátodo. El tiempo de residencia fue de 15 min.

### 3.3.1. ESTUDIO DE LA INFLUENCIA DE LA DENSIDAD DE CORRIENTE Y LA CONCENTRACIÓN DE PERÓXIDO DE HIDRÓGENO EN EL PROCESO COMBINADO DE ELECTROCOAGULACIÓN CON FENTON

Las densidades de corriente que se probaron en el presente estudio referente al proceso de electrocoagulación con Fenton se indican en la Tabla 3.7.

**Tabla 3.7.** Relación entre intensidad de corriente y densidad de corriente en el proceso combinado de electrocoagulación con Fenton

Intensidad de corriente (A)	Densidad de corriente (A/m <sup>2</sup> )
2	20,83
5	52,08
8	83,33

Las densidades de corriente aplicadas fueron similares a la que emplearon otros autores que estudiaron el tratamiento de aguas mediante el proceso combinado de electrocoagulación con Fenton (Barrera-Díaz et al., 2008, p. 530; Guerra, Struck y Villalobos, 2008, p. 4).

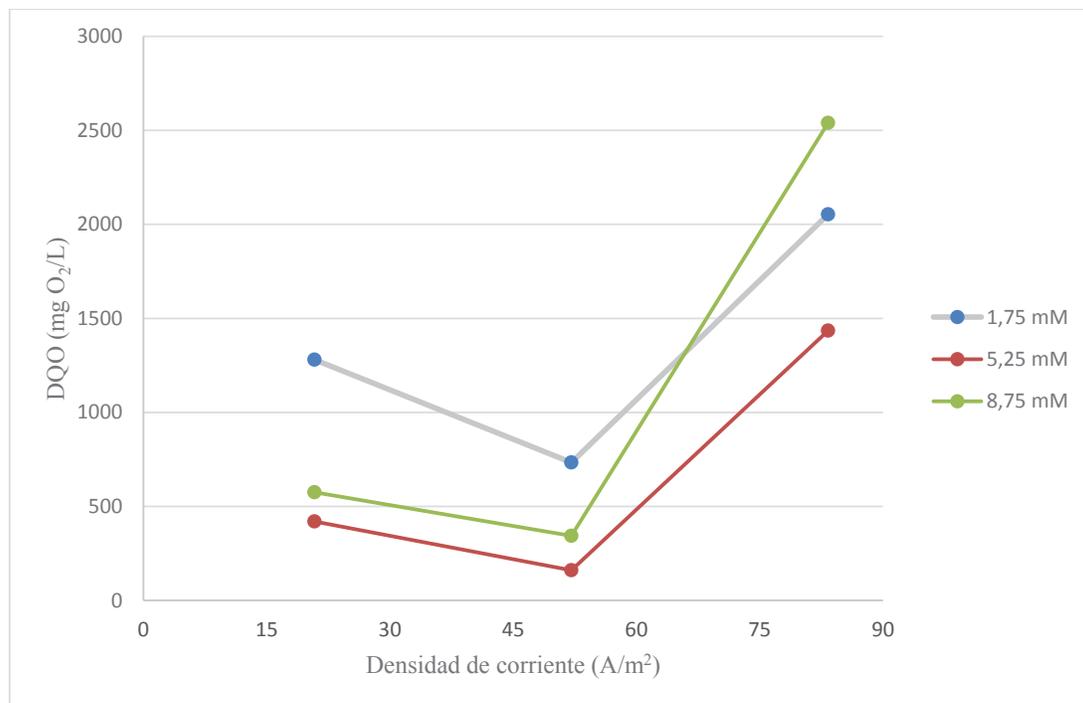
Se ha encontrado que mientras aumenta la intensidad de corriente, en un rango como el de este estudio, se incrementa la producción de iones ferrosos (Nidheesh y Gandhimathi, 2014, p. 8 590; Zhang et al., 2006, p. 107). En el caso del agua oxigenada, mientras aumenta la cantidad añadida, en un intervalo de 2 a 11 mM, se obtienen mejores resultados de remoción de contaminantes.

El parámetro seleccionado para la evaluación de los distintos tratamientos fue la DQO. Una vez realizados los ensayos experimentales, se encontró que las mejores condiciones de operación correspondieron a una densidad de corriente de 52,08 (A/m<sup>2</sup>) y una concentración de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> de 5,25 mM. Se alcanzó un 94,14 % de remoción de DQO. Los valores logrados se presentan en la Tabla 3.8.

**Tabla 3.8.** Valores finales de DQO en el proceso combinado de electrocoagulación con Fenton

Concentración de H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> [Mm]	Densidad de corriente [A m <sup>-2</sup> ]	Muestra Inicial	Promedio	% Remoción
1,75	20,83	2 730	1 280,00 ± 350,43	53,11
1,75	52,08	2 730	420,00 ± 121,24	84,62
1,75	83,33	2 730	575,00 ± 66,14	78,94
5,25	20,83	2 730	733,33 ± 179,26	73,14
5,25	52,08	2 730	160,00 ± 52,92	94,14
5,25	83,33	2 730	343,33 ± 149,78	87,42
8,75	20,83	2 730	565,00 ± 120,21	79,30
8,75	52,08	2 730	592,50 ± 272,24	78,30
8,75	83,33	2 730	680,00 ± 240,42	75,09

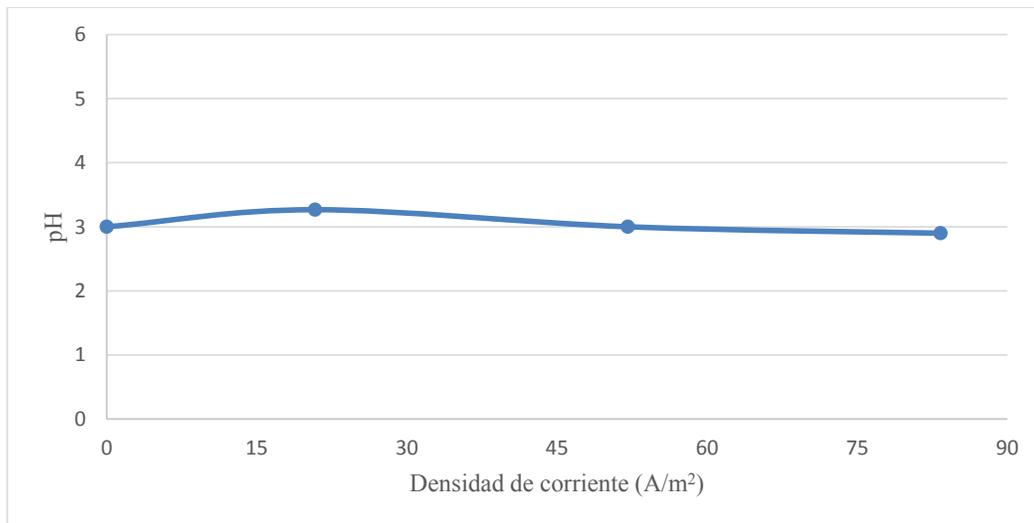
Con los datos presentados en la Tabla 3.8 se realizó un análisis para determinar las mejores condiciones de operación para este proceso combinado, los cuales se pueden observar en la Figura 3.9.



**Figura 3.9.** Comportamiento de la DQO respecto a las variables de densidad de corriente y concentración de peróxido de hidrógeno

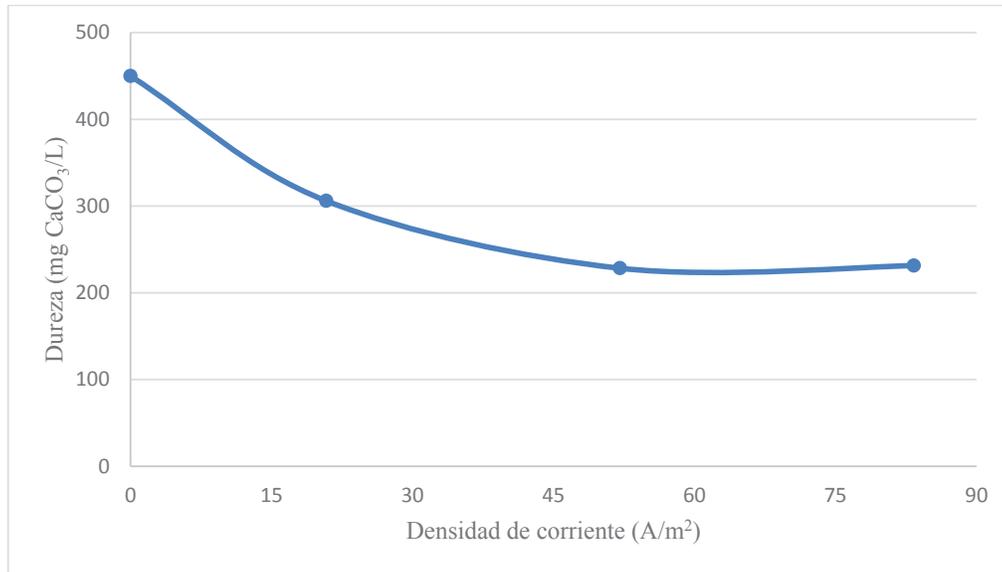
En la Figura 3.9 se puede observar el comportamiento del parámetro DQO en el proceso combinado de electrocoagulación con Fenton. A valores altos tanto de densidad de corriente ( $83,33 \text{ A/m}^2$ ) como de cantidad de peróxido de hidrógeno ( $8,75 \text{ mM}$ ), no existió una buena remoción de la DQO, con un porcentaje de remoción del  $75,09 \%$ , por otro lado a valores bajos tanto de densidad de corriente ( $20,83 \text{ A/m}^2$ ) como de cantidad de peróxido de hidrógeno ( $1,75 \text{ mM}$ ), la remoción de la DQO fue la más baja, con un porcentaje de remoción del  $53,11 \%$ ; en cambio a valores de densidad de corriente ( $52,08 \text{ A/m}^2$ ) y de cantidad de peróxido de hidrógeno ( $5,25 \text{ mM}$ ), se alcanzó un  $94,14 \%$  de remoción de DQO que cumplieron con la normativa ambiental.

El comportamiento del pH durante el proceso es presentado en la Figura 3.10. Cabe indicar que su valor inicial fue ajustado a 3, para que se produzca la reacción Fenton. Se observa que su variación es mínima con respecto a la densidad de corriente utilizada.

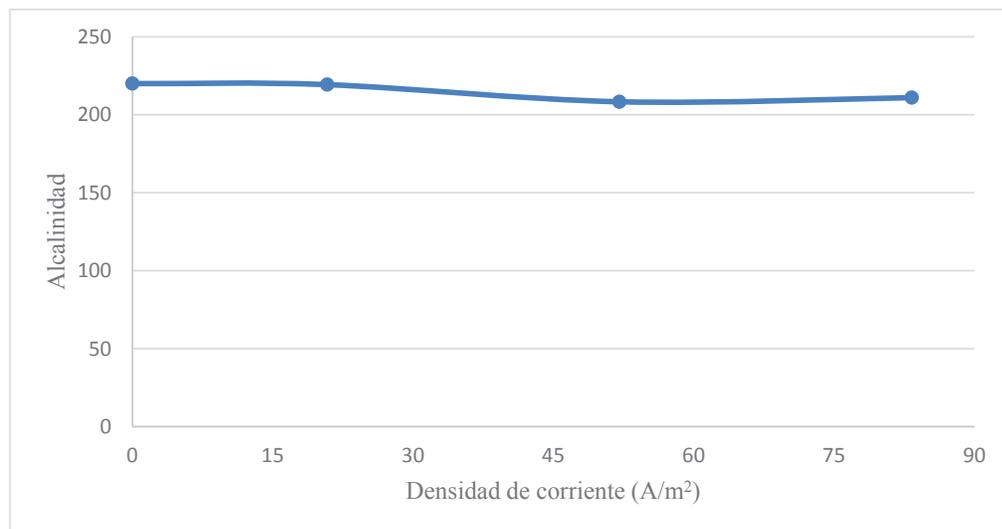


**Figura 3.10.** Comportamiento del pH con respecto a la densidad de corriente en un proceso combinado de electrocoagulación con Fenton

De manera similar a lo realizado en el proceso de electrocoagulación simple, para este método también se estudió la variación de los parámetros de alcalinidad y dureza con respecto a la densidad de corriente. Los resultados son presentados en las Figuras 3.11 y 3.12.



**Figura 3.11.** Comportamiento de la dureza con respecto a la densidad de corriente en un proceso combinado de electrocoagulación con Fenton



**Figura 3.12.** Comportamiento de la alcalinidad con respecto a la densidad de corriente en un proceso combinado de electrocoagulación con Fenton

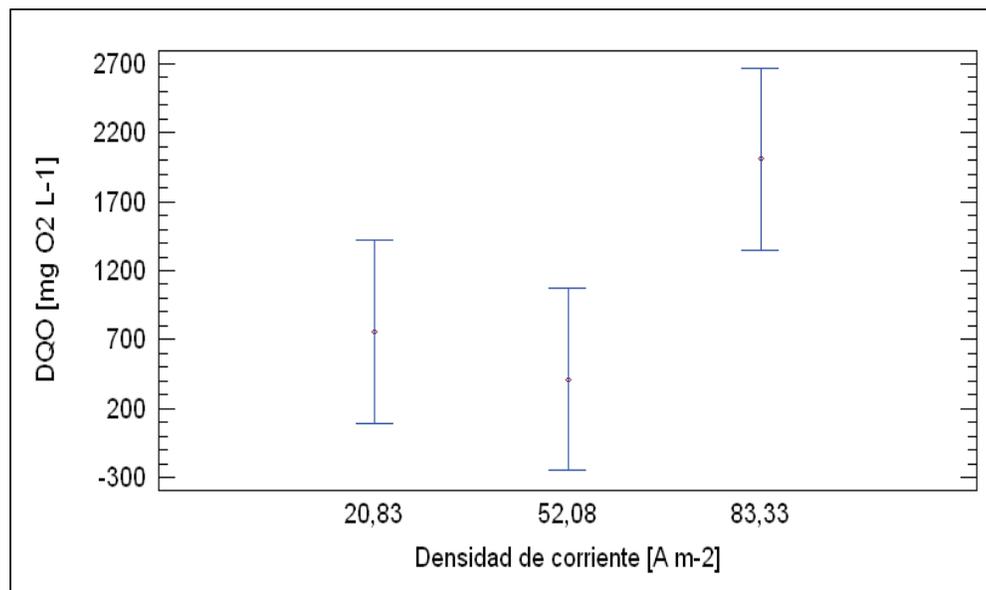
De igual manera que en el caso de la electrocoagulación simple, los valores de dureza y alcalinidad presentaron una tendencia a disminuir conforme se incrementó la densidad de corriente, pero no llegaron a valores que permitieran recircular las aguas en el proceso productivo de la empresa. Por lo tanto, la recomendación será verter los efluentes luego de su tratamiento, según lo estipula la normativa.

El análisis de varianza realizado en el programa Statgraphics se presenta en la Tabla 3.9. Dado que los valores de p son mayores a 0,05, ninguno de los factores tuvo un efecto estadísticamente significativo sobre la DQO, con un 95% de confiabilidad para el método combinado de electrocoagulación con Fenton.

**Tabla 3.9.** ANOVA para el proceso combinado de electrocoagulación con Fenton

Fuente	Suma de Cuadrados	GL	Cuadrados Medios	Razón F	Valor p
A:Amperaje	1,27086E7	2	6,35429E6	2,94	0,0783
B:H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	2,22087E6	2	1,11044E6	0,51	0,6064
AB	1,39441E6	4	348601,	0,16	0,9551
RESIDUAL	3,88521E7	18	2,15845E6	-	-
Total (Corr)	5,5176E7	26	-	-	-

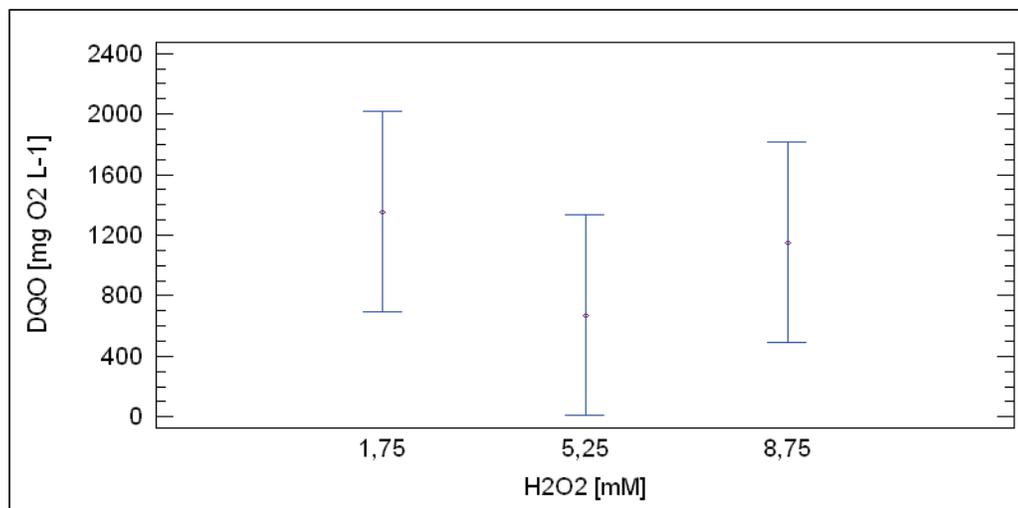
También con ayuda del programa Statgraphics se realizaron las Figuras 3.13 y 3.14, que corresponden a los gráficos de medias de la variable dependiente DQO, en función de las variables de diseño densidad de corriente y concentración de peróxido de hidrógeno, respectivamente.



**Figura 3.13.** Gráfico de medias para la DQO a diferentes densidades de corriente (LSD,  $\alpha=0,05$ )

En la Figura 3.13 se puede apreciar que a la densidad de corriente de  $83,33 \text{ A/m}^2$  la DQO presentó los valores más elevados, los cuales no cumplen con lo que estipula la normativa ambiental. No existe diferencia significativa entre las densidades de corriente  $52,08$  y  $20,83 \text{ A/m}^2$ , pero con estas densidades se alcanzaron valores menores de DQO.

Con respecto al efecto de la variación de la concentración de peróxido de hidrógeno en el sistema sobre la DQO, en la Figura 3.14 se observa que no existieron diferencias significativas.

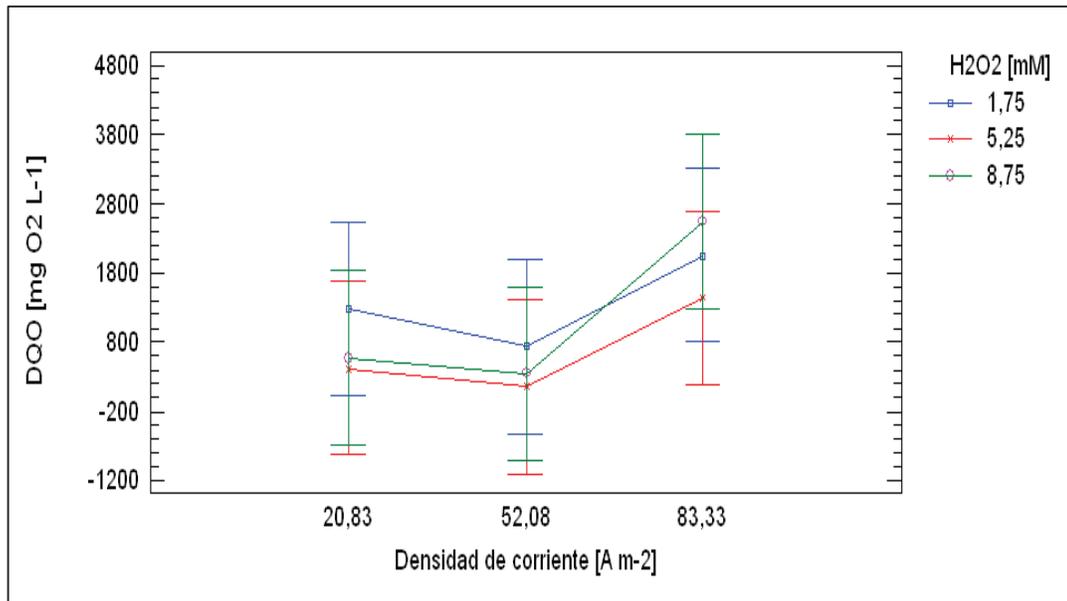


**Figura 3.14.** Gráfico de medias para la DQO a diferentes concentraciones de peróxido de hidrógeno (LSD,  $\alpha=0,05$ )

Adicionalmente, se realizó un análisis de la interacción entre las dos variables (densidad de corriente y concentración de peróxido de hidrógeno) con respecto al parámetro DQO, con el fin de determinar las mejores condiciones de operación para el proceso combinado. Los resultados se pueden observar en la Figura 3.15.

La interacción entre la densidad de corriente y la cantidad de peróxido de hidrógeno añadida no tuvo efectos significativos. Sin embargo, se puede observar que la combinación del mayor nivel de densidad de corriente ( $83,33 \text{ A/m}^2$ ) y la mayor cantidad de peróxido de hidrógeno ( $8,75 \text{ mM}$ ) generó el valor promedio más alto de DQO al final del tratamiento.

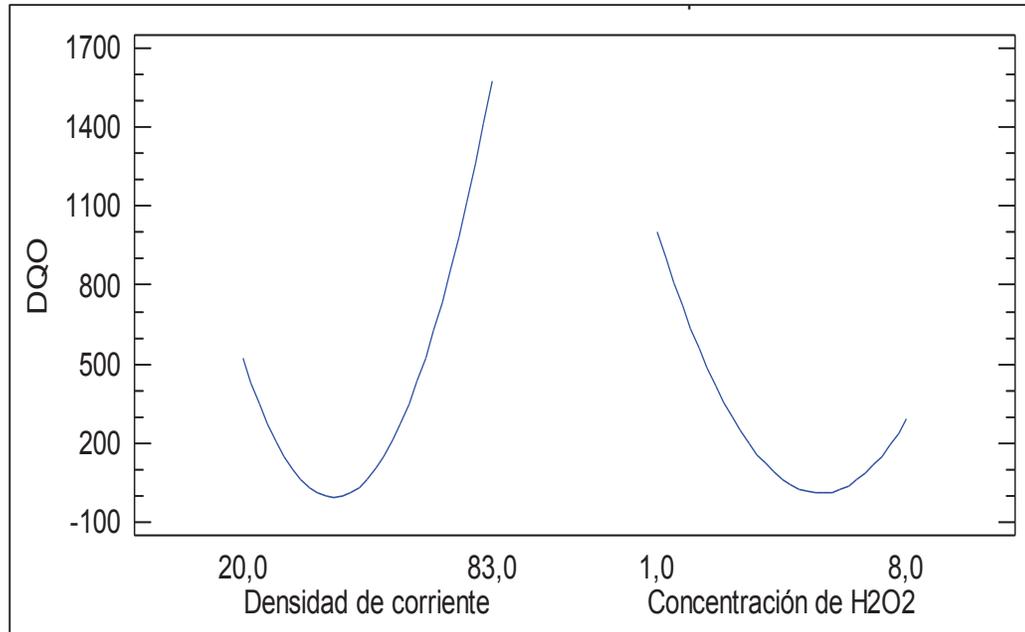
En consecuencia, se descartó elegir la densidad de corriente de 83,33 A/m<sup>2</sup> como la mejor, porque involucraba un mayor consumo energético y, posiblemente, un mayor calentamiento del efluente (Lei et al., 2010, 435).



**Figura 3.15.** Gráfico de interacciones del proceso combinado (LSD,  $\alpha=0,05$ )

Por otro lado, al trabajar con la densidad de corriente de 52,08 A/m<sup>2</sup> y la cantidad de peróxido de 5,25 mM, en todas las repeticiones, se alcanzaron valores de DQO que cumplieron la normativa ambiental, a diferencia de las otras combinaciones de estos parámetros. Por este motivo, se eligieron estas condiciones como las mejores. Adicionalmente, se observó que tanto el color como la turbiedad fueron desapareciendo con el tiempo, al ser añadida sosa caustica para la neutralización del efluente.

Como elemento adicional de decisión, se presenta la Figura 3.16, que es una gráfica de los efectos cuadráticos de las variables de diseño. Se puede observar un punto de inflexión en el valor intermedio, tanto para la densidad de corriente como para la cantidad de peróxido de hidrógeno. Esto quiere decir que, al trabajar con valores de 52,08 A/m<sup>2</sup> y 5,25 mM, se alcanzó la mayor remoción de DQO.



**Figura 3.16.** Gráfico de los efectos cuadráticos de las variables de diseño en el proceso combinado (LSD,  $\alpha=0,05$ )

Con base en los resultados obtenidos, se escogieron las condiciones de operación del proceso combinado de electrocoagulación con Fenton, en una celda tipo “batch”, que permitieron obtener los mayores porcentajes de remoción de DQO, y se muestran en la Tabla 3.10.

**Tabla 3.10.** Condiciones de operación del proceso combinado de electrocoagulación con Fenton

Parámetro	Valor
Densidad de corriente (A/m <sup>2</sup> )	52,08
Voltaje (V)	16
Amperaje (A)	5
Concentración de H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> (mM)	5,25
pH inicial	3
Conductividad inicial (uS/cm)	8 930
Numero de electrodos	10
Ánodo	Hierro
Cátodo	Aluminio

### 3.3.2. CARACTERIZACIÓN DEL EFLUENTE TRATADO EN EL PROCESO COMBINADO DE ELECTROCOAGULACIÓN CON FENTON

En la Tabla 3.11 se presenta la caracterización del efluente obtenido luego del proceso combinado de electrocoagulación con Fenton a las mejores condiciones de intensidad de corriente y concentración de peróxido de hidrógeno, bajo las condiciones especificadas en la Tabla 3.10.

**Tabla 3.11.** Porcentaje de remoción en el proceso combinado a 52,08 A/m<sup>2</sup> y 5,25 mM

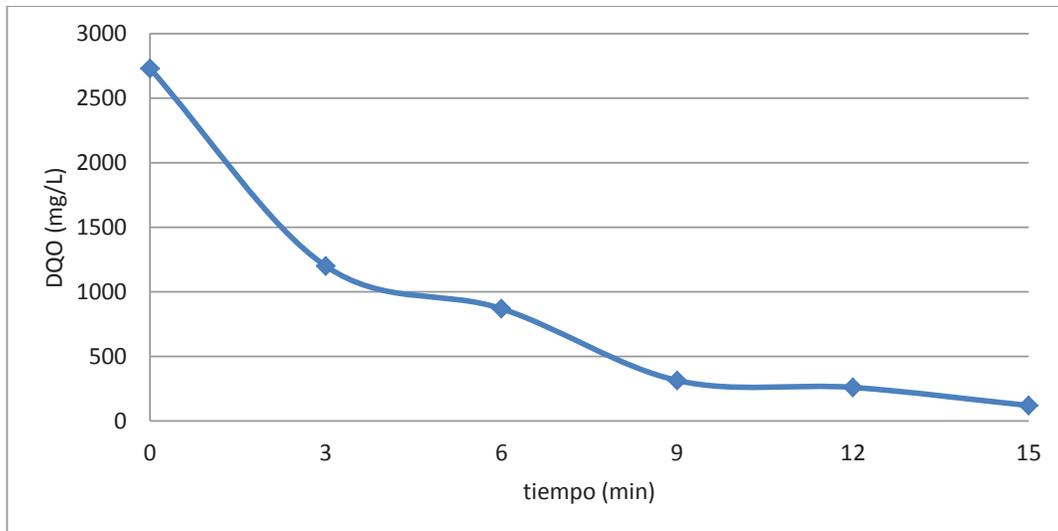
Parámetro	Unidad	Valor inicial *	Valor final	% remoción
pH	-	10,40	4,73	-
Conductividad	uS/cm	9 020	5 266	-
DQO	mg O <sub>2</sub> /L	2 730,00	160,00	94,14
DBO <sub>5</sub>	mg O <sub>2</sub> /L	898,00	65,00	92,76
SST	mg/L	78,60	33,00	58,02
Temperatura	C	37,00	32,33	-
Color real	Co-Pt	750	30	96
Dureza	mg CaCO <sub>3</sub> /L	450	228	49,26
Alcalinidad	-	220	201	8,33

\*Valor tomado como referencia del tercer muestreo compuesto

Los valores de remoción de DQO, DBO<sub>5</sub> y color real superaron el 90 %, por lo que se puede afirmar que el proceso combinado de electrocoagulación con Fenton es adecuado para el tratamiento de los efluentes de la empresa textil FABRINORTE CIA. LTDA. Sin embargo, es necesario estudiar la cinética del proceso y comparar los resultados obtenidos mediante este método con los resultados del proceso de electrocoagulación simple, para determinar la alternativa más conveniente.

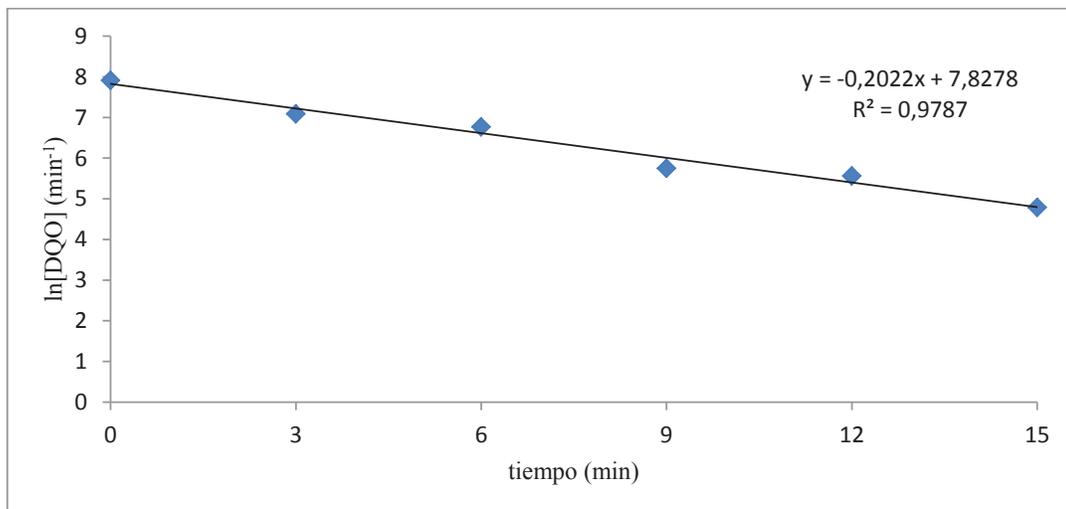
Además la relación DBO<sub>5</sub>/DQO dio como resultado un valor de 0,41, el cual indica que el efluente después del proceso combinado es biodegradable y se puede asociar a otros métodos biológicos, los cuales podrían ayudar a ahorrar costos operacionales. De manera similar a lo realizado para el proceso de electrocoagulación simple, se analizó el comportamiento de la DQO con respecto

al tiempo, se tomaron muestras cada 3 min durante los 15 min que duró el tratamiento como se aprecia en la Figura 3.17.



**Figura 3.17.** Comportamiento de la DQO con respecto al tiempo en el proceso combinado de electrocoagulación con Fenton a las mejores condiciones ( $52,08 \text{ A/m}^2$  y  $5,25 \text{ mM}$ )

Se encontró una ecuación con la cinética del proceso, la cual se ajusta a una ecuación exponencial cuyo coeficiente de correlación fue de 0,9787 como se aprecia en la Figura 3.18.



**Figura 3.18.** Tendencia de la DQO con respecto al tiempo en el proceso combinado de electrocoagulación con Fenton a las mejores condiciones ( $52,08 \text{ A/m}^2$  y  $5,25 \text{ mM}$ )

### 3.3.3. SELECCIÓN DEL MEJOR MÉTODO ENTRE EL PROCESO DE ELECTROCOAGULACIÓN SIMPLE Y EL PROCESO COMBINADO DE ELECTROCOAGULACIÓN Y FENTON

En la Tabla 3.12 se pueden apreciar los valores finales de los análisis de los efluentes tratados por electrocoagulación simple y electrocoagulación combinada con Fenton. Se observa que cada parámetro cumple con la normativa nacional vigente para descarga de efluentes en agua dulce, con ambos métodos.

Por este motivo, se consideraron criterios adicionales como el tiempo y el consumo energético para seleccionar el mejor método, a ser utilizado para el diseño de la planta de tratamiento de aguas residuales de la empresa textil.

**Tabla 3.12.** Comparación de los dos procesos aplicados a los efluentes textiles de la empresa FABRINORTE. CIA. LTDA.

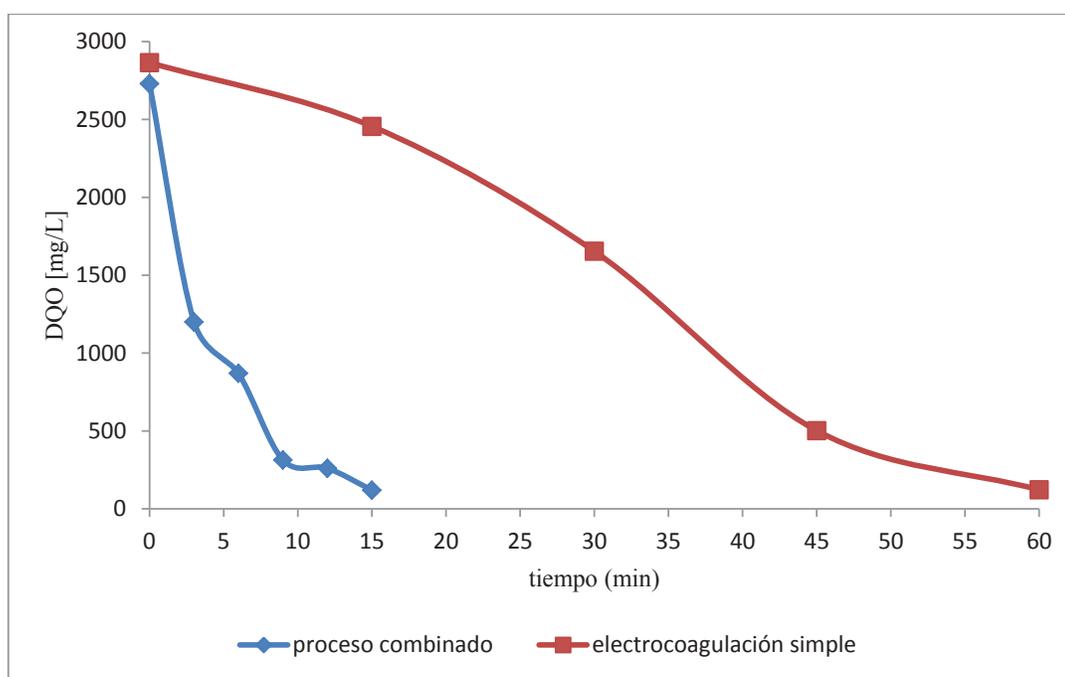
Parámetro establecido	Unidad	Electrocoagulación simple	Electrocoagulación con Fenton	Normativa Vigente
pH	-	7,15	4,73	5 - 9
Conductividad	uS/cm	7 566	5 266	-
DQO	mg O <sub>2</sub> /L	123,17	160,00	250
DBO <sub>5</sub>	mg O <sub>2</sub> /L	40,00	65,00	100
SST	mg/L	21,00	33,00	100
Temperatura	C	30,67	32,33	< 35
Color real	Co-Pt	50	30	-
Dureza	mg CaCO <sub>3</sub> /L	113	228	300
Alcalinidad	-	150	201	-
Amperaje	A	12	5	-
[H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> ]	mM	-	5,85	-
tiempo	(min)	60	15	-
Compuesto	-	Polialuminio	Hidróxido de sodio	-

Se seleccionó al proceso combinado de electrocoagulación y Fenton como el mejor, debido a que requirió un tiempo 75 % menor y un amperaje 42 % inferior

en comparación con el proceso de electrocoagulación simple para alcanzar valores de DQO, DBO<sub>5</sub>, SST y color real que cumplan la normativa ambiental.

Además, con referencia a los aditivos utilizados al final de ambos procesos para la separación de los lodos, el precio del hidróxido de sodio (proceso combinado) es menor al correspondiente del polímero catiónico de alto peso molecular (electrocoagulación simple).

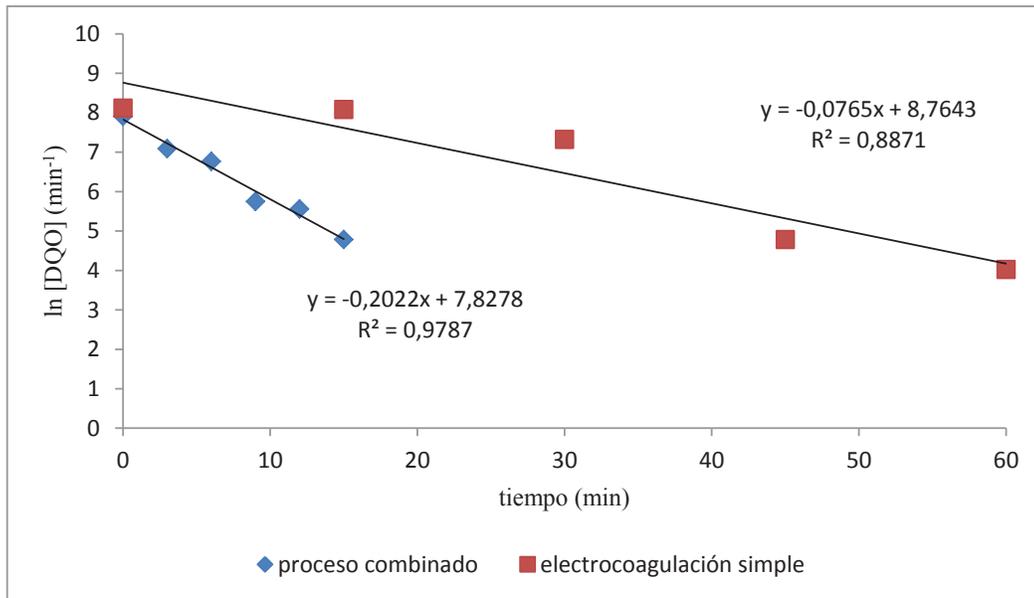
En la Figura 3.19 se comparan los dos procesos, en cuanto a la cantidad de DQO removida con respecto al tiempo. El proceso combinado cumple con valores de la normativa nacional en tan solo 15 min de proceso, a diferencia de la electrocoagulación simple, que tarda 45 min. El tiempo es un factor relevante para la realización del diseño de la planta, porque el caudal diario es de 600 m<sup>3</sup>.



**Figura 3.19.** Disminución de la DQO respecto al tiempo, en la electrocoagulación simple frente al proceso combinado

De igual manera en la Figura 3.20 se compara la tendencia, en cuanto al parámetro DQO con respecto al tiempo para determinar la alternativa más conveniente. Ambos procesos muestran ecuaciones diferentes con la cinética de

proceso, siendo el más adecuado el del proceso combinado de electrocoagulación con Fenton, esta ecuación es un factor relevante para la realización de los cálculos para el diseño de las celdas de electrocoagulación propuestas.



**Figura 3.20.** Tendencia de la DQO respecto al tiempo, en la electrocoagulación simple frente al proceso combinado

Una vez que se seleccionó el proceso combinado, se procedió a caracterizar los lodos resultantes. Los lodos fueron colocados en el lecho descrito en la sección 2.4.5, para su secado. Luego se realizaron análisis de pH, temperatura, humedad, coliformes totales y relación carbono-nitrógeno, para determinar si se podrían utilizar como compost (EPA, 2003, p. 13) o si se recomendaría el método de aplicación al suelo, según la propuesta de norma de calidad ambiental del recurso suelo y criterios de remediación para suelos contaminados en el Ecuador, que incorpora las observaciones pertinentes, en el anexo 3 del TULSMA (Ministerio de Ambiente, 2013, p. 16).

A continuación, en la Tabla 3.13, se presentan los resultados de la caracterización de los lodos residuales después del tratamiento del efluente textil por el proceso combinado. La caracterización detallada se presenta en el Anexo IX.

**Tabla 3.13.** Caracterización de los lodos residuales después del proceso combinado

Parámetro	Unidades	Valor encontrado	Valor permisible en suelo	Valor permisible para compost
ANÁLISIS FÍSICO				
Temperatura	°C	30,00	-	< 70
pH	-	6,20	6 – 8	6,5 - 8
Humedad	%	55,47	40 - 60	40 – 60
ANÁLISIS QUÍMICO				
Carbono	%	38	40,8	-
Nitrógeno	%	0,9		
ANÁLISIS MICROBIOLÓGICO				
Coliformes T.	N.M.P/100 mL	> 24 196 000	-	-
E. coli	N.M.P/100 mL	< 4	-	-

\* N.M.P. = Número más probable

Como se puede observar en los análisis físico-químicos los lodos cumplen con los valores permisibles para las dos opciones de uso. La relación C/N es mayor a lo que la norma menciona para el uso como compost; eso quiere decir que su descomposición hasta formas biodisponibles para las plantas sería más lenta. Por lo tanto, sería necesario añadir nitrógeno, en forma de urea, para disminuir la relación C/N y acelerar la descomposición (Cariello, Castañeda, Riobo y González, 2007, p. 30).

Con respecto a los parámetros microbiológicos, no existen valores referenciales en la norma, pero cabe recalcar que el contenido de *E. coli* es menor que 4 N.M.P/100 mL, lo cual sería un indicativo de una baja presencia de microorganismos patógenos (Gómez, González y Rubalcaba, 2004, p. 5).

En consecuencia, estos lodos residuales podrían usarse como materia prima para compostaje, luego de un estudio más detallado al respecto. De este modo, se obtendría un producto con valor agregado de la planta de tratamiento de aguas residuales.

### 3.4. DISEÑO DE UNA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS Y SECADO DE LODOS PARA LA EMPRESA TEXTIL FABRINORTE CIA. LTDA., PARA UN CAUDAL DE 600 M<sup>3</sup>/DÍA, POR EL MÉTODO QUE PRESENTE LOS MEJORES RESULTADOS DE DISMINUCIÓN DE CARGA CONTAMINANTE

El diseño de la planta de tratamiento de aguas residuales fue realizado en función del proceso seleccionado de electrocoagulación y Fenton, el cual logró una remoción de los contaminantes tal que los efluentes alcanzaron los valores permisibles por la normativa ambiental previo a su descarga. A continuación se define el diseño general para la planta.

- **Capacidad y localización de la planta**

La empresa textil FABRINORTE CIA. LTDA., está ubicada en el sector sur de la ciudad de Otavalo, provincia de Imbabura. En la Figura 3.18 se muestra la localización de la empresa, en la parte izquierda se aprecia el espacio suficiente para la implementación de la planta de tratamiento de aguas residuales, cuyas coordenadas geográficas son: 78° 16' 47" longitud oeste y 0° 12' 43" latitud sur.



**Figura 3.18.** Localización de la planta textil FABRINORTE CIA. LTDA.

La planta de tratamiento de los efluentes fue diseñada para una capacidad de 600 m<sup>3</sup>/día. La planta se ubicaría en la empresa textil, de modo que disponga de insumos, vías de acceso y servicios generales que permitan una operatividad constante.

Se seleccionaron y distribuyeron los equipos adecuados, bajo la consideración del espacio físico en el que se realizaría la implementación. También se consideró incluir una instalación sanitaria y una bodega para insumos y herramientas de mantenimiento.

- **Disponibilidad de materia prima e insumos**

El agua residual a tratar provendría de la empresa textil FABRINORTE CIA. LTDA. Los insumos principales serían las placas de hierro y aluminio como electrodos, el peróxido de hidrógeno y la sosa cáustica.

- **Alternativa tecnológica**

La alternativa tecnológica usada es la electrocoagulación combinada con un proceso Fenton. La línea del proceso constaría de un tanque de homogeneización, un sistema de electrocoagulación asistido con peróxido de hidrógeno, piscinas de neutralización, filtros de arena y un lecho de secado.

- **Identificación de los servicios**

El principal servicio requerido para la planta de tratamiento de aguas residuales es la energía eléctrica; este servicio no presentaría problemas, debido a que la zona cuenta con un suministro regular.

- **Descripción detallada del proceso**

La planta de tratamiento de aguas trabajaría en forma continua. El sistema propuesto comienza con una cisterna de recepción de agua residual, en la que se encuentra una bomba sumergible; esta bomba traslada el agua residual hacia el tanque metálico de homogeneización. Dentro de este tanque estarán colocados dos ventiladores industriales, cuya función será inyectar aire para lograr la homogeneización y, en parte, un enfriamiento gradual de los efluentes. En este tanque se dosificará ácido cítrico monohidratado para regular el pH a un valor de 3.

Luego, mediante una bomba centrífuga, el agua será impulsada a las celdas de electrocoagulación, las cuales trabajarían en paralelo. En estas celdas se dosificará peróxido de hidrógeno para tener el proceso combinado de electrocoagulación con Fenton, el cual eliminará la mayor parte de la carga contaminante del agua residual.

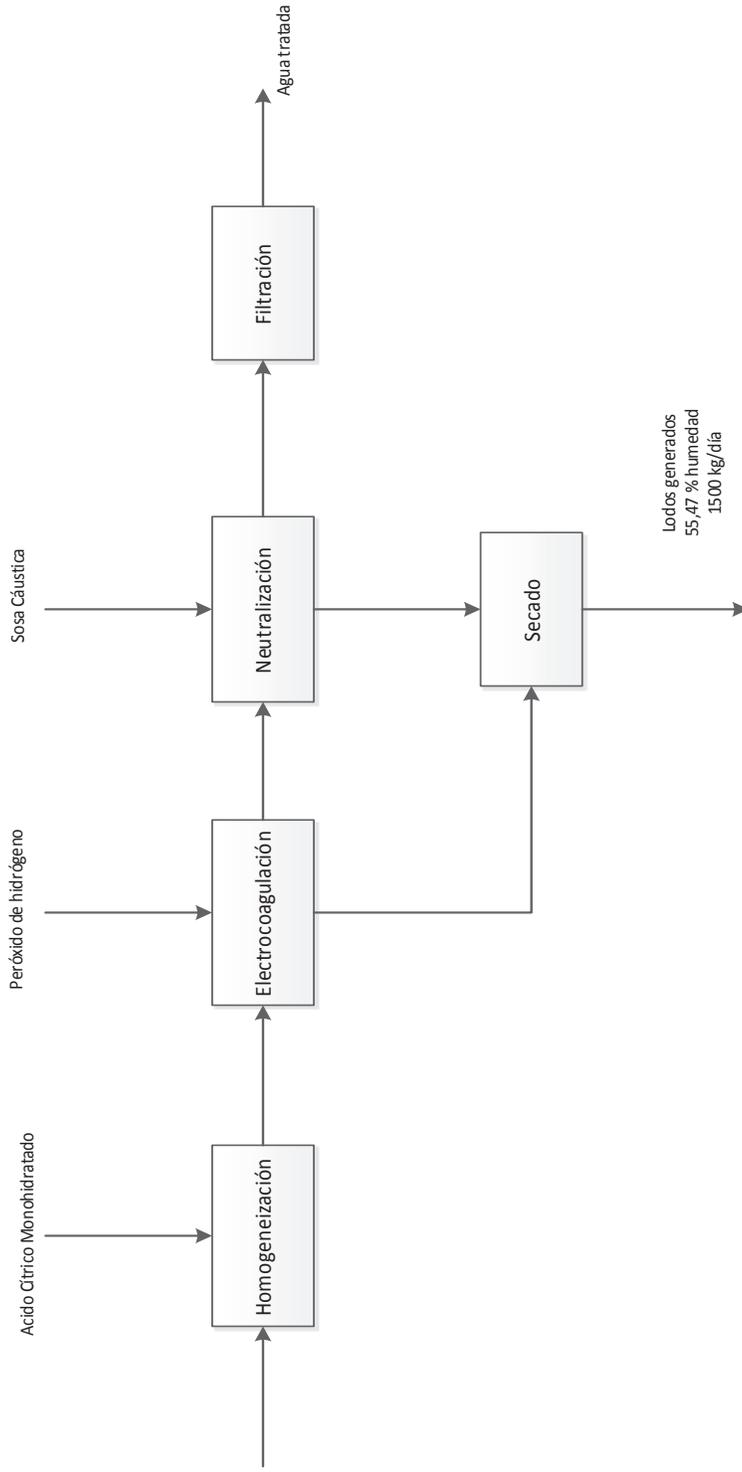
El agua que sale de las celdas de electrocoagulación ingresará a las piscinas cónicas de neutralización. En ellas se dosificará hidróxido de sodio con el fin de que se precipiten todos los hidróxidos férricos generados en la reacción. Entonces, mediante la succión de una bomba centrífuga el agua pasará al sistema de filtración formado por dos filtros con lechos compuestos por arena y grava.

Finalmente, el agua tratada será bombeada hacia un vertedero o caja de revisión, donde se conectará con el cauce de agua respectivo. Los lodos residuales formados en las celdas y en las piscinas de neutralización, que se acumulan en la parte inferior de ellas, serán llevados mediante una purga a un lecho de secado. Una vez secos, un operario procederá a retirarlos de forma manual. El proceso descrito puede ser apreciado en el BFD de la Figura 3.21 y el PFD de la Figura 3.22.

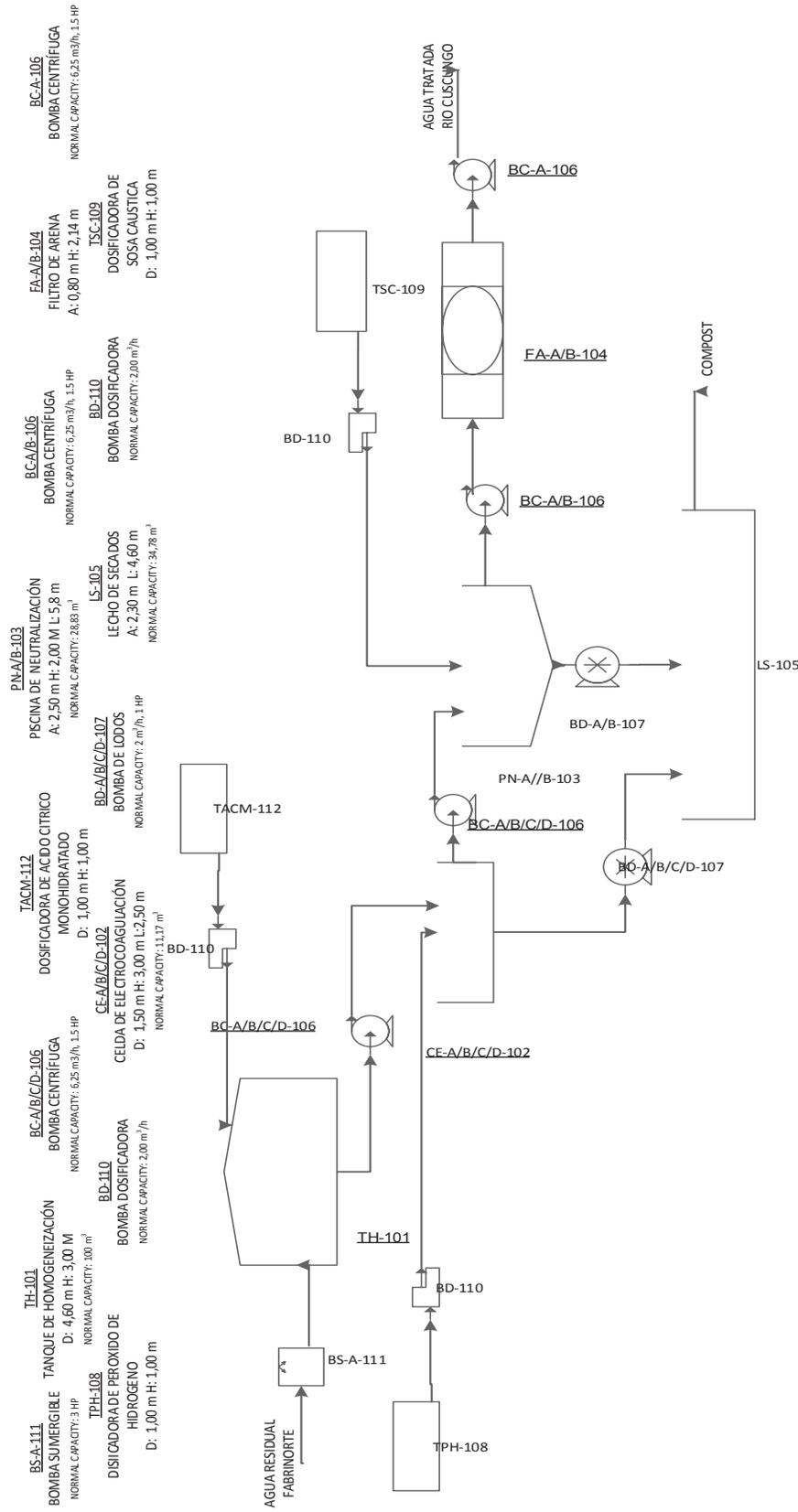
En la Tabla 3.14 se presenta la lista de equipos utilizados para el tratamiento de aguas residuales y de lodos generados mediante el proceso combinado de electrocoagulación con Fenton. A continuación se detallan los procesos y respectivos dimensionamientos de los equipos

**Tabla 3.14.** Listado de equipos usados para el tratamiento de aguas residuales

<b>Equipo</b>	<b>Nomenclatura</b>
Tanque de homogeneización	TH-101
Celda proceso combinado	CE-A/B/C/D-102
Piscina de neutralización	PN-A/B-103
Filtro de arena	FA-A/B-104
Lecho de secado	LS-105
Bombas Centrifugas	BC-A/B/C/D/EF/G/H/I/J/K-106
Bombas de desplazamiento positivo para lodos	BL-A/B/C/D/E/F-107
Dosificadora de Peróxido de Hidrógeno	TPH-108
Dosificadora de Sosa Cáustica	TSC-109
Bombas dosificadoras	BD-A/B-110
Bomba sumergible	BS-111
Dosificadora de Ácido Cítrico Monohidratado	TACM-112
Generador de Corriente Continua	DC-113
Blowers	BW-114



**Figura 3.21.** Diagrama de bloques propuesto para el tratamiento de las aguas residuales de la empresa textil FABRINORTE CIA. LTDA., por el proceso combinado de electrocoagulación con Fenton



**Figura 3.22.** Diagrama de flujo para el tratamiento de las aguas residuales de la empresa textil FABRINORTE CIA. LTDA., por el proceso combinado de electrocoagulación con Fenton

### 3.4.1. DISEÑO DEL TANQUE DE HOMOGENEIZACION

En el tanque metálico de homogeneización se dosificará 1,3 g/L de ácido cítrico monohidratado para llevar el pH del efluente a un valor de 3. El dimensionamiento del tanque está descrito en el Anexo V y dichas dimensiones se aprecian en la Tabla 3.15.

**Tabla 3.15.** Dimensiones del tanque de homogeneización

Parámetro	Unidad	Valor
Volumen	m <sup>3</sup>	100,00
Diámetro	m	4,60
Altura	m	3,00

### 3.4.2. DISEÑO DE UN PROCESO COMBINADO DE ELECTROCOAGULACIÓN CON FENTON

El proceso combinado constará de una celda de electrocoagulación con 28 electrodos de hierro (ánodo) y aluminio (cátodo), conectada a una fuente de energía eléctrica que induce corriente continua. El diseño de la celda permitirá la adición de peróxido de hidrógeno al proceso.

Las dimensiones de la celda se calcularon en función del tiempo de residencia para el funcionamiento de la celda en modo continuo, el cual fue determinado con base a la ecuación encontrada en la cinética del proceso, correspondiente a las condiciones que permitieron los mayores porcentajes de remoción de DQO, mostradas en la sección 3.6.2.

En la Tabla 3.16 se presentan las dimensiones de la celda para el proceso combinado de electrocoagulación con Fenton. En la Tabla 3.17 se muestra el dimensionamiento de los electrodos a usar en la celda.

**Tabla 3.16.** Dimensiones de la celda de electrocoagulación

Parámetro	Unidad	Valor
Volumen	m <sup>3</sup>	11,17
Altura	m	3,00
Ancho	m	1,50
Largo	m	2,50

**Tabla 3.17.** Dimensiones de los electrodos

Parámetro	Unidad	Valor
Material	--	Hierro-aluminio
Altura	m	2,40
Ancho	m	1,20
Espesor	m	0,003
Numero	--	28,00

### 3.4.3. DISEÑO DE UNA PISCINA DE NEUTRALIZACIÓN

Se calcularon las dimensiones de la piscina de neutralización, según el diseño de un sedimentador cónico para lodos residuales. El dimensionamiento se detalla en el Anexo V y los resultados se presentan en la Tabla 3.18.

**Tabla 3.18.** Dimensiones de la piscina de neutralización

Parámetro	Unidad	Valor
Volumen	m <sup>3</sup>	28,83
Ancho	m	2,50
Profundidad	m	2,00
Largo	m	5,80

### 3.4.4. DISEÑO DE UN FILTRO DE ARENA

Se calculó el área de filtrado y el número de filtros con una tasa de filtrado de  $6 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{h}$  y un factor de seguridad del 20 % (Weber, 2003, p.57). Los resultados del diseño del filtro de arena se aprecian en la tabla 3.19 y el dimensionamiento se detalla en el anexo V.

**Tabla 3.19.** Características del filtro de arena

Parámetro	Unidad	Valor
Ancho	m	0,80
Altura arena	m	0,40
Altura grava	m	0,20
Altura sobrenadante	m	0,09
Altura filtro	m	2,14

### 3.4.5. DISEÑO DE UN LECHO DE SECADO

Todos los lodos generados, tanto en la celda de electrocoagulación como en la piscina de neutralización, serán dirigidos a un lecho de secado, con el fin de obtener un material que puede servir para un proceso de compostaje. Las dimensiones del lecho de secado se muestran en la Tabla 3.20 y el dimensionamiento se detalla en el Anexo V.

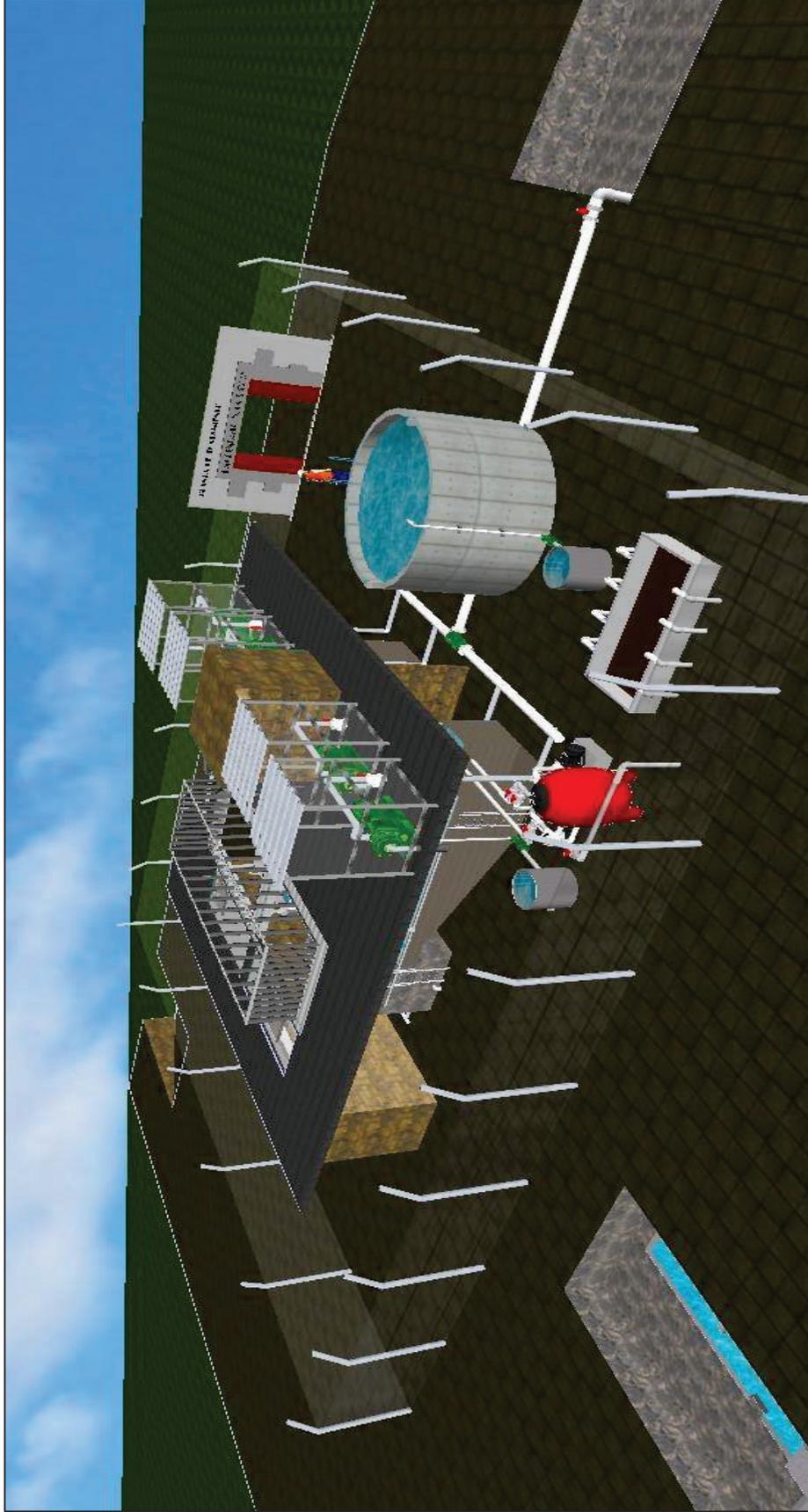
**Tabla 3.20.** Dimensiones del lecho de secado

Parámetro	Unidad	Valor
Volumen	$\text{m}^3$	34,78
Largo	m	4,60
ancho	m	2,30

### **3.4.6. DISTRIBUCIÓN DE LOS EQUIPOS EN LA PLANTA**

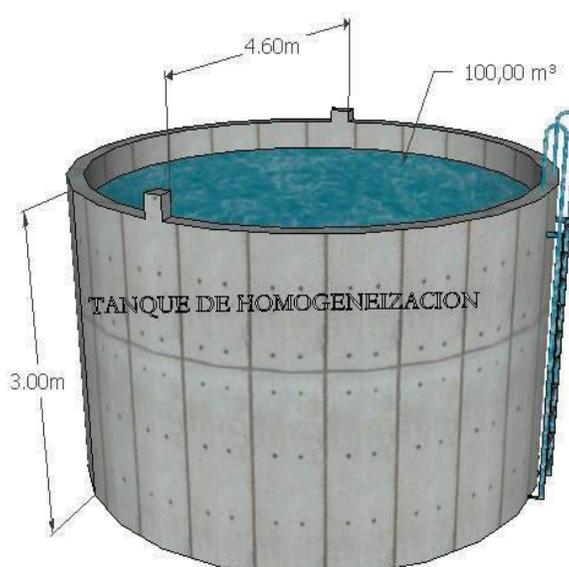
La distribución de los equipos mencionados para la implementación de la planta de tratamiento de aguas residuales propuesta se presenta en la Figura 3.23. En la Figura 3.24 se muestra el “layout” de la planta.

**Figura 3.23.** Planta de tratamiento de las aguas residuales de la empresa textil  
FABINORTE CIA. LTDA. propuesto

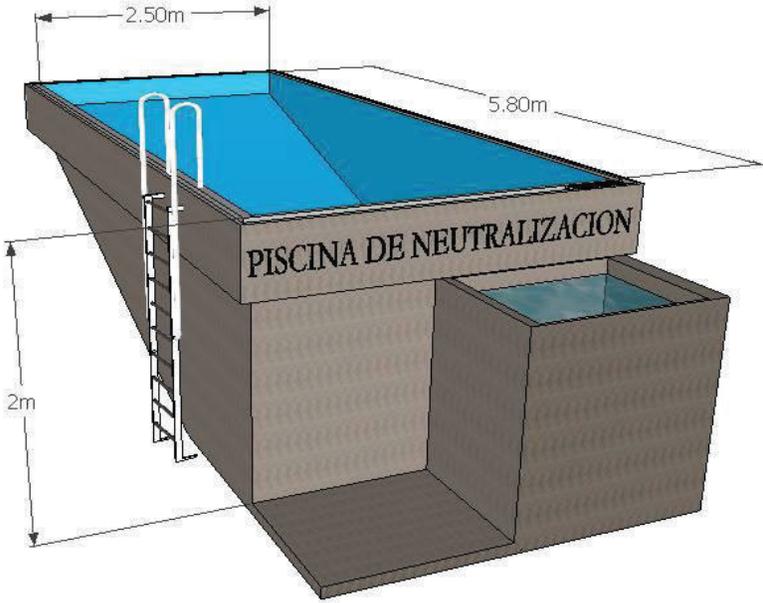


**Figura 3.24.** Layout de la planta de tratamiento de las aguas residuales de la empresa textil FABINORTE CIA. LTDA.

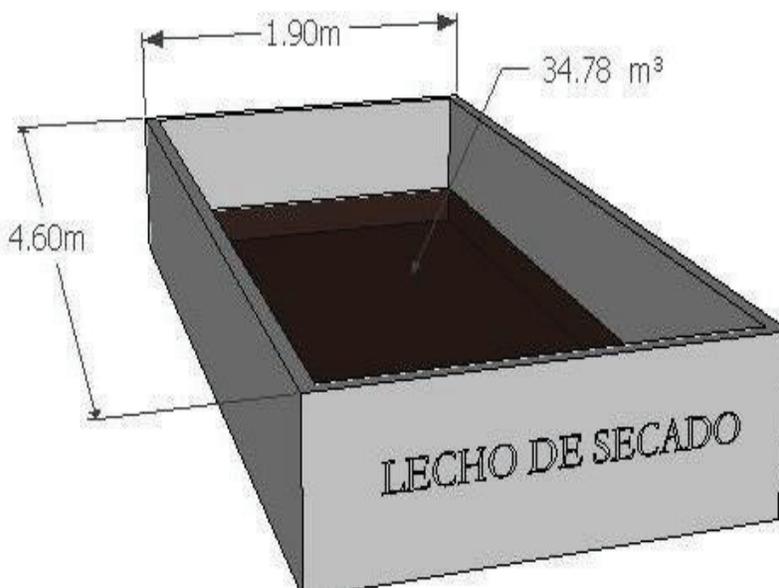
### 3.4.7. HOJAS DE ESPECIFICACIONES

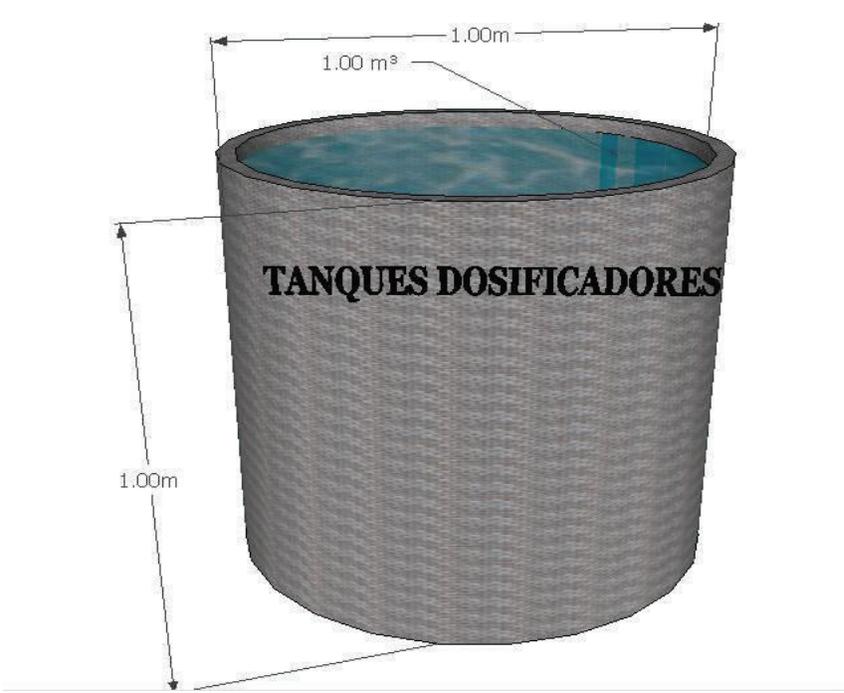
<b>HOJA DE ESPECIFICACIÓN N°1</b>		
<b>Nombre del equipo:</b> TANQUE DE HOMOGENEIZACION		
<b>Fabricante:</b> Catálogo QUIMSERTEC	<b>Código:</b> TH-101	<b>Material de construcción:</b> Cisterna metálica
		<b>Número en planta:</b> 1
<b>Dimensiones:</b>  Volumen : 100,00 m <sup>3</sup> Diámetro : 4,60 m Altura : 3,00 m		
<b>Principio de funcionamiento:</b> Regular o disminuir los efectos de la variación del flujo o de la concentración de las aguas residuales en el tiempo		
<b>Modalidad de operación:</b> Manual		
<b>Esquema del equipo:</b> <div style="text-align: center;">  <p>El diagrama muestra un tanque cilíndrico de homogeneización. Las dimensiones indicadas son: diámetro de 4.60m, altura de 3.00m y un volumen de 100,00 m³. El tanque está etiquetado como 'TANQUE DE HOMOGENEIZACION'. Se observan detalles como un orificio en la parte superior y una estructura de escalera o pasarela en el lado derecho.</p> </div>		

<b>HOJA DE ESPECIFICACIÓN N°2</b>		
<b>Nombre del equipo:</b> CELDAS DE ELECTROCOAGULACIÓN		
<b>Fabricante:</b> Catálogo ALVARTIS	<b>Código:</b> CE-A/B/C/D-102	<b>Material de construcción:</b> Acero inoxidable
		<b>Número en planta:</b> 4
<b>Dimensiones:</b>  Volumen : 11,17 m <sup>3</sup> Ancho : 1,50 m Altura : 3,00 m Largo : 2,50 m		
<b>Principio de funcionamiento:</b> Genera agentes coagulantes y floculantes “ <i>in situ</i> ”, a través de reacciones electroquímicas gracias a la oxidación del ánodo, sin el uso de agentes químicos		
<b>Modalidad de operación:</b> Manual		
<b>Esquema del equipo:</b>		
		

<b>HOJA DE ESPECIFICACIÓN N°3</b>		
<b>Nombre del equipo:</b> PISCINA DE NEUTRALIZACIÓN		
<b>Fabricante:</b> Catálogo QUIMSERTEC	<b>Código:</b> PN-A/B-103	<b>Material de construcción:</b> Acero inoxidable
		<b>Número en planta:</b> 2
<b>Dimensiones:</b>  Volumen : 28,83 m <sup>3</sup> Ancho : 2,50 m Profundidad : 2,00 m Largo : 5,80 m		
<b>Principio de funcionamiento:</b> Desprenden energía en forma de calor, neutralizando mutuamente las propiedades al reaccionar un ácido con una base.		
<b>Modalidad de operación:</b> Manual		
<b>Esquema del equipo:</b> 		

<b>HOJA DE ESPECIFICACIÓN N°4</b>		
<b>Nombre del equipo:</b> FILTRO DE ARENA		
<b>Fabricante:</b> Catálogo QUIMSERTEC	<b>Código:</b> FA-A/B-104	<b>Material de construcción:</b> Acero inoxidable
		<b>Número en planta:</b> 2
<b>Dimensiones:</b>  Altura : 2,14 m Ancho : 0,80 m Altura arena : 0,40 m Altura grava : 0,20 m Altura sobrenadante : 0,09 m		
<b>Principio de funcionamiento:</b> Percolan el agua residual a través de un lecho compuesto de arena, el agua ingresa por la parte superior del filtro y desciende a través del lecho, las partículas sólidas son absorbidas a lo largo del filtro.		
<b>Modalidad de operación:</b> Manual		
<b>Esquema del equipo:</b>		
 <p>El diagrama muestra un filtro de arena cilíndrico de color rojo. Las dimensiones indicadas son: un ancho de 0.80m en la parte superior y una altura total de 2.40m. El filtro tiene un tapón superior negro con un manómetro, un conjunto de conexiones laterales con válvulas y un tubo de salida inferior. El texto 'FILTRO DE ARENA' está impreso en el cuerpo del cilindro.</p>		

<b>HOJA DE ESPECIFICACIÓN N°5</b>		
<b>Nombre del equipo:</b> LECHO DE SECADO		
<b>Fabricante:</b> Catálogo QUIMSERTEC	<b>Código:</b> LS-105	<b>Material de construcción:</b>
		<b>Número en planta:</b> 1
<b>Dimensiones:</b>  Volumen : 34,78 m <sup>3</sup> Ancho : 2,30 m Largo : 4,60 m		
<b>Principio de funcionamiento:</b> Recolectan lixiviados generados en los procesos primarios y secundarios de un tratamiento de aguas residuales, para que el lodo se seque por evaporación.		
<b>Modalidad de operación:</b> Manual		
<b>Esquema del equipo:</b>  		

<b>HOJA DE ESPECIFICACIÓN N°6</b>		
<b>Nombre del equipo:</b> TANQUES DOSIFICADORES		
<b>Fabricante:</b> Catálogo QUIMSERTEC	<b>Código:</b> TPH-108, TSC-109, TACM-112	<b>Material de construcción:</b> Acero inoxidable
		<b>Número en planta:</b> 3
<b>Dimensiones:</b>  Volumen: 1 m <sup>3</sup> Altura : 1 m Diámetro : 1 m		
<b>Principio de funcionamiento:</b> Regulan la concentración y consiguen una mezcla homogénea de productos que van a ingresar a los diferentes procesos		
<b>Modalidad de operación:</b> Manual		
<b>Esquema del equipo:</b> <div style="text-align: center;">  <p>El diagrama muestra un tanque cilíndrico gris con un líquido azul dentro. Se indican tres dimensiones: el diámetro superior es de 1.00m, la altura del tanque es de 1.00m, y el volumen interno es de 1.00 m³. El tanque está etiquetado con el texto 'TANQUES DOSIFICADORES'.</p> </div>		

<b>HOJA DE ESPECIFICACIÓN N°6</b>		
<b>Nombre del equipo:</b> BOMBA CENTRIFUGA		
<b>Fabricante:</b> Catálogo QUIMSERTEC	<b>Código:</b> BC-A/B/C/D/E/F/G/H/I/J/K-106	<b>Material de construcción:</b> Polipropileno
		<b>Número en planta:</b> 11
<b>Dimensiones:</b>  Capacidad : 6,25 m <sup>3</sup> /h HP : 1,50 Capacitancia : 40 uf 250vL Peso : 21,20 g Largo : 387,00 cm Altura : 286,00 cm Ancho : 234,00 cm		
<b>Principio de funcionamiento:</b> Transforman la energía mecánica de un impulsor en energía cinética. El fluido entra por el centro del rodete, que dispone de unos álabes para conducir el fluido, y por efecto de la fuerza centrífuga es impulsado hacia el exterior, donde es recogido por la carcasa o cuerpo de la bomba.		
<b>Modalidad de operación:</b> Manual		
<b>Esquema del equipo:</b>		
		

<b>HOJA DE ESPECIFICACIÓN N°7</b>		
<b>Nombre del equipo:</b> BOMBAS DE DESPLAZAMIENTO POSITIVO PARA LODOS		
<b>Fabricante:</b> Catálogo QUIMSERTEC	<b>Código:</b> BL-A/B/C/D/E/F-107	<b>Material de construcción:</b> Polipropileno
		<b>Número en planta:</b> 6
<p><b>Características</b></p> <p>Capacidad: 2,00 m<sup>3</sup>/h            HP : 1,00            Voltaje de Alimentación : 115,00 V            Paso de sólidos : 32,00 cm            Temperatura líquido : 0 - 40 °C</p>		
<p><b>Principio de funcionamiento:</b> Transforman la energía del fluido a hidrostática. El desplazamiento ejerce una presión sobre el fluido al aumentar el espacio de trabajo. Estas bombas son adecuadas para productos viscosos altos.</p>		
<b>Modalidad de operación:</b> Manual		
<p><b>Esquema del equipo:</b></p> <div style="text-align: center;">  </div>		

<b>HOJA DE ESPECIFICACIÓN N°8</b>		
<b>Nombre del equipo:</b> BOMBA SUMERGIBLE		
<b>Fabricante:</b> Catálogo MYERS	<b>Código:</b> BS-111	<b>Material de construcción:</b> Polipropileno
		<b>Número en planta:</b> 1
<b>Características</b>		
<p>Capacidad : 12,50 m<sup>3</sup>/h  RPM: 3000,00  HP : 3,00  Peso : 30,00 g  Tensión: 380 V  Arranque : Directo</p>		
<b>Principio de funcionamiento:</b> Transforman la energía mecánica a hidráulica, impulsan y desplazan líquidos incompresibles, como el agua hacia otras instalaciones.		
<b>Modalidad de operación:</b> Manual		
<b>Esquema del equipo:</b>		
		

<b>HOJA DE ESPECIFICACIÓN N°9</b>		
<b>Nombre del equipo:</b> GENERADOR DE CORRIENTE CONTINUA		
<b>Fabricante:</b> Catálogo QUIMSERTEC	<b>Código:</b> DC-113	<b>Material de construcción:</b> Poliestireno
		<b>Número en planta:</b> 1
<b>Características:</b>  Voltaje de salida: 3 fases 220 V Tensión de salida: 0 - 12 V ajustables Corriente de salida: 0 - 3000 A ajustables Factor de potencia: > 0.95 Eficiencia: > 90 % (carga completa)		
<b>Principio de funcionamiento:</b> Convierten la energía mecánica en eléctrica. Proveen energía directa o continua hacia los electrodos que son requeridos para el proceso		
<b>Modalidad de operación:</b> Automática		
<b>Esquema del equipo:</b>		
		

<b>HOJA DE ESPECIFICACIÓN N°10</b>		
<b>Nombre del equipo:</b> VENTILADORES INDUSTRIALES		
<b>Fabricante:</b> Catálogo QUIMSERTEC	<b>Código:</b> BL-A/B-114	<b>Material de construcción:</b> Polipropileno
		<b>Número en planta:</b> 2
<b>Características</b>		
<p>Presión: 1,50 psi  RPM: 2800,00  Dimensión: 33,00 pul  Potencia: 7,50 kW  Peso: 580,00 g</p>		
<b>Principio de funcionamiento:</b> Inyectan aire para lograr una adecuada homogeneización y, en parte, un enfriamiento gradual de los efluentes.		
<b>Modalidad de operación:</b> Manual		
<b>Esquema del equipo:</b>		
		

### 3.5. ANÁLISIS LOS COSTOS DE LA IMPLEMENTACIÓN DE LA ALTERNATIVA PROPUESTA

Se considera que la empresa textil FABRINORTE CIA. LTDA. cuenta con la superficie de terreno suficiente para la implementación de la planta de tratamiento de aguas residuales propuesta; dicha superficie, 300 m<sup>2</sup>, fue estimada a partir de la distribución en planta presentada en la Figura 3.16 y de las dimensiones de los equipos expuestos en la sección 3.4. La planta operará los primeros 11 meses del año, durante las 24 horas del día, debido a que en el mes de diciembre se detiene toda la producción con fines de mantenimiento general y vacaciones de sus trabajadores.

#### 3.5.1. ANÁLISIS ECONÓMICO DEL PROCESO DE HOMOGENEIZACIÓN

Los costos de los equipos y características técnicas para el tanque de homogeneización se presentan en la Tabla 3.21. El monto de instalación comprende la inversión de activos como un lote de tuberías, repuestos, herramientas, materiales y otros servicios necesarios para todo el proceso.

**Tabla 3.21.** Costos de los equipos para el proceso de homogeneización

Equipo	Cantidad	Características técnicas		Costo unitario (USD)	Costo total (USD)
		Capacidad	Potencia		
Tanque	1	100 m <sup>3</sup>	-	2 500	2 500
Bomba sumergible	1	2 m <sup>3</sup> /h	3 HP	1 800	1 800
Dosificadora de ácido	1	-	-	600	600
Blowers	2	1 m <sup>3</sup> /h	-	2 500	5 000
<b>Instalación</b>				1 500	1 500
<b>Costo total del proceso</b>					11 400

El ácido cítrico monohidratado necesario para ajustar el pH del efluente a 3, corresponde a 1,3 g/L, por lo cual se considera como capital de operación en este

proceso; el costo de 1 kg de este reactivo es 1,10 USD, por lo tanto el costo mensual es de 858 USD.

Por otro lado, el consumo de energía eléctrica fue calculado con la potencia de la bomba requerida y el costo industrial del kW-h, como se indica en el Anexo V. El costo diario de la energía eléctrica es de 3,63 USD, por lo que el costo mensual sería de 108,90 USD.

El capital de trabajo mensual del tanque de homogeneización resulta en un costo total de 966,90 USD/mes, equivalente a un costo de 0,081 USD/m<sup>3</sup> de efluente tratado.

### 3.5.2. ANÁLISIS ECONÓMICO DEL PROCESO DE ELECTROCOAGULACIÓN CON FENTON

Los costos y características técnicas del proceso combinado de electrocoagulación con Fenton se presentan en la Tabla 3.22. Los costos relacionados a los electrodos se muestran en la Tabla 3.23.

**Tabla 3.22.** Costos de los equipos para el proceso combinado de electrocoagulación con Fenton

Equipo	Cantidad	Características técnicas		Costo unitario (USD)	Costo total (USD)
		Capacidad	Potencia		
Celda de electrocoagulación	4	22,30 m <sup>3</sup>	-	1 500	6 000
Fuente de corriente continua	1	-	0-150	8 000	8 000
Bomba centrífuga	4	6,25 m <sup>3</sup> /h	0,75	1 500	6 000
Bomba de lodos	4	2,0 m <sup>3</sup> /h	0,75	1 600	6 400
Dosificadora de peróxido de hidrógeno	1	-	-	600	600
<b>Instalación</b>				2 500	2 500
<b>Costo total del proceso</b>					29 500

**Tabla 3.23.** Costos de los materiales usados en el proceso combinado de electrocoagulación con Fenton

Material	Cantidad	Unidad	Valor unitario (USD)	Costo total (USD)
Hierro	14	Plancha (1,2x2,4 m)	180	2 520
Aluminio	14	Plancha (1,2x2,4 m)	220	3 080
<b>Costo total</b>				<b>5 600</b>

En la celda de electrocoagulación se añade peróxido de hidrógeno, por lo cual se considera como capital de operación en este proceso; el costo por kg del H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> es de 0,84 USD; por lo tanto, el costo mensual es de 26,46 USD.

El costo total del sistema de electrocoagulación se calculó con la Ecuación 3.1.

$$C_{\text{instalación}} = C_{\text{proceso}} + C_{\text{electrodos}} \quad [3.1]$$

$$C_{\text{instalación}} = 23\,700 + 5\,600 = 29\,300 \text{ USD}$$

El costo para cambiar las placas de hierro usadas como ánodo en el proceso se obtuvo mediante la Ley de Faraday, como se aprecia en la Ecuación 3.2 (Kuokkanen et al., 2003, p. 90)

$$m_{\text{metal}} = \frac{I * t_s * M}{V_{\text{metal}} * Z * F} \quad [3.2]$$

Donde,

- $m_{\text{metal}}$ : masa del metal
- $I$ : corriente aplicada (A)
- $t_s$ : tiempo de tratamiento (s)
- $M$ : masa molar del material del electrodo (g/mol)
- $Z$ : valencia de iones del material de electrodo
- $F$ : constante de Faraday (C/mol)
- $V_{\text{metal}}$ : volumen del metal (m<sup>3</sup>)

La intensidad de corriente para el proceso fue calculada con la Ecuación 3.3. El área del electrodo es igual al producto del ancho por la altura, de tal forma que:

$$I = j * a * H \quad [3.3]$$

Donde

- I*: corriente aplicada (A)  
*a*: ancho del electrodo (m)  
*H*: altura del electrodo (m)

$$I = 52,08 \frac{A}{m^2} * 1,2 \text{ m} * 2,4 \text{ m}$$

$$I = 150 \text{ A}$$

$$m_{\text{metal}} = \frac{150 \text{ A} * 15 \text{ min} * 55,845 \text{ g/mol}}{0,86 \text{ m}^3 * 2 * 96500 \text{ C/mol}}$$

$$m_{\text{metal}} = 0,76 \text{ g/m}^3$$

El costo de 1 kg de hierro está alrededor de 3 USD; con este valor se obtiene el costo de hierro desprendido en el tratamiento de los efluentes.

$$C_{\text{AI}} = 0,76 \frac{\text{g}}{\text{m}^3} * 3 \frac{\text{USD}}{\text{kg}}$$

$$C_{\text{AI}} = 0,0023 \frac{\text{USD}}{\text{m}^3}$$

El consumo de energía eléctrica en el proceso combinado de electrocoagulación con Fenton fue calculado con la Ecuación 3.4.

$$C_{\text{consumo de energía}} = \frac{V * I * t}{V_{\text{metal}}} \quad [3.4]$$

$$C_{\text{consumo de energía}} = \frac{16 \text{ V} * 150 \text{ A} * 15 \text{ min}}{0,86 \text{ m}^3}$$

$$C_{\text{consumo de energía}} = 0,70 \text{ kWh/m}^3$$

Para las empresas ubicadas en la provincia de Imbabura, el costo del kW-h industrial es de 0,095 USD. Con este valor se calculó el costo total de energía eléctrica necesaria para el proceso combinado.

$$C_{\text{energía eléctrica}} = 0,70 \frac{kWh}{m^3} * 0,095 \frac{USD}{kWh}$$

$$C_{\text{energía eléctrica}} = 0,067 \frac{USD}{m^3}$$

El costo total del proceso combinado de electrocoagulación con Fenton fue calculado mediante la Ecuación 3.5.

$$C_{\text{operación}} = C_{Fe} + C_{\text{energía eléctrica}} \quad [3.5]$$

$$C_{\text{operación}} = 0,0023 \frac{USD}{m^3} + 0,067 \frac{USD}{m^3}$$

$$C_{\text{operación}} = 0,069 \frac{USD}{m^3}$$

### 3.5.3. ANÁLISIS ECONÓMICO DEL PROCESO DE NEUTRALIZACIÓN

Los costos de los equipos y las características técnicas de las dos piscinas de neutralización se presentan en la Tabla 3.24.

**Tabla 3.24.** Costos de los equipos del proceso de neutralización

Equipo	Cantidad	Características técnicas		Costo unitario (USD)	Costo total (USD)
		Capacidad	Potencia		
Piscinas neutralizadoras	2	28,83 m <sup>3</sup>	-	1 000	2 000
Bomba centrífuga	2	12,5 m <sup>3</sup> /día	2 HP	1 500	3 000
Bomba de lodos	2		1 HP	1 000	2 000
Dosificadora de sosa cáustica	1	-	-	600	600
<b>Instalación</b>				1 200	1 200
<b>Costo total del proceso</b>					8 800

En las piscinas de neutralización ingresa sosa cáustica, por lo cual este reactivo se considera como capital de operación. La dosis necesaria es de 0,8 g/L y el costo de 1 kg es de 0,72 USD; por lo tanto el costo mensual es de 607,2 USD.

El consumo de energía eléctrica fue calculado en función de la potencia de la bomba requerida y el costo industrial del kW-h, como se indica en el Anexo V. Puesto que el costo diario de energía eléctrica es 4,53 USD, el costo mensual ascendería a 135,90 USD.

El capital de trabajo mensual del tanque de homogeneización es la suma del capital de operación y el costo de energía eléctrica. De modo que el costo total es 743,10 USD/mes, lo que implica un costo de 0,062 USD/m<sup>3</sup> de efluente tratado

### 3.5.4. ANÁLISIS ECONÓMICO DE LOS FILTROS DE ARENA

Los costos de los equipos y las características técnicas del filtro de arena se muestran en la Tabla 3.25.

**Tabla 3.25.** Costos del proceso de filtración

Equipo	Cantidad	Características técnicas		Costo unitario (USD)	Costo total (USD)
		Capacidad	Potencia		
Filtro de arena y materiales necesarios	2	25,32 m <sup>3</sup>	-	1 800	3 600
Bomba centrífuga	2	12,5 m <sup>3</sup> /día	2 HP	1 500	3 000
<b>Instalación</b>				1 500	1 500
<b>Costo total del proceso</b>					8 100

El consumo de energía eléctrica fue calculado en función de la potencia de la bomba requerida y el costo industrial del kW-h, como se indica en el Anexo V. El costo diario de energía eléctrica es de 3,83 USD, por lo que el costo mensual asciende a 115,00 USD.

El capital de trabajo mensual del tanque de homogeneización es la suma del capital de operación y el costo de energía eléctrica. El costo total sería de 6 715,00 USD/mes, lo que implica un costo de 0,060 USD/m<sup>3</sup> de efluente tratado

### 3.5.5. ANÁLISIS ECONÓMICO DEL LECHO DE SECADO

Los costos de los equipos y las características técnicas del lecho de secado se muestran en la Tabla 3.26.

**Tabla 3.26.** Costos del proceso de secado

Equipo	Cantidad	Características técnicas		Costo unitario (USD)	Costo total (USD)
		Capacidad	Potencia		
Lecho de secado y materiales necesarios	1	34,78 m <sup>3</sup>	-	1 200	1 200
Bomba de lodo	6			1 600	9 600
<b>Instalación</b>				1 200	1 200
<b>Costo total del proceso</b>					12 000

El consumo de energía eléctrica fue calculado en función de la potencia de la bomba requerida y el costo industrial del kW-h, como se indica en el Anexo V. El costo diario de energía eléctrica es 4,15 USD, por lo que el costo mensual asciende a 124,60 USD.

El capital de trabajo mensual del tanque de homogeneización sería igual a 4 815,00 USD/mes, lo que implica un costo de 0,068 USD/m<sup>3</sup> de efluente tratado

De acuerdo con la caracterización fisicoquímica que se realizó a los lodos residuales, estos serían aptos para ser aprovechados en un proceso de compostaje; de ese modo, se tendría un producto con valor agregado en la planta de tratamiento de aguas residuales. A los lodos se debe agregar una cierta cantidad de urea como fuente de nitrógeno, para acelerar la descomposición de la

misma, por lo cual se la considera como capital de operación en este proceso. El costo de 1 kg de urea es de 0,50 USD y el valor de 1 kg de compost es de 6,00 USD, lo que implica una ganancia de 0,029 USD/mes.

Todo el proceso estará debidamente controlado por un tablero matriz, el mismo que estará automatizado con la finalidad de controlar todos los procesos de acuerdo con el caudal de ingreso del agua a tratar, además de la dosificación de los productos mencionados anteriormente y de la salida del agua tratada.

Todo el sistema de tratamiento deberá tener un mantenimiento general cada tres meses, que consiste en la limpieza de todos los equipos, verificación y control de las bombas dosificadoras, bombas centrífugas, sumergibles, limpieza, de ser necesaria, de naturaleza química de los lechos filtrantes y revisión técnica del tablero de control general del sistema, para lo cual es necesaria la contratación de 3 operarios que trabajen en toda la planta, en turnos rotativos de 8 h, durante las 24 h del día, con el salario mínimo vital de 354 USD.

$$C_{\text{mano de obra}} = \frac{354 \frac{\text{USD}}{\text{mes}} * 3 * \frac{\text{mes}}{30 \text{ días}}}{600 \frac{\text{m}^3}{\text{día}}}$$

$$C_{\text{mano de obra}} = 0,059 \frac{\text{USD}}{\text{m}^3}$$

El sistema de control mencionado implica un costo de 0,088 USD/m<sup>3</sup> de efluente tratado.

### 3.5.6. ANÁLISIS ECONÓMICO DEL TRATAMIENTO GLOBAL

El costo total de la planta de tratamiento propuesta corresponde a la suma de los costos de cada proceso y las instalaciones necesarias para un adecuado funcionamiento diario, los cuales se presentan en la Tabla 3.27.

**Tabla 3.27.** Costos totales de la planta de tratamiento de la empresa textil FABRINORTE CIA. LTDA.

<b>Proceso</b>	<b>Costo (USD)</b>
Homogeneización	11 400,00
Electrocoagulación con Fenton	35 100,00
Neutralización	8 800,00
Filtración	8 200,00
Secado	8 100,00
Instalación sanitaria	800,00
Bodega de insumos y herramientas	1 000,00
Costo total de la planta	73 400,00

El valor de 73 400,00 USD es el costo neto de implementación de la planta de tratamiento de aguas residuales propuesta por el proceso combinado de electrocoagulación con Fenton. A su vez se determinó un costo mensual de 0,43 USD/m<sup>3</sup> de efluente tratado y en el caso de vender el compost resultante de los lodos secos, se tendría un costo neto mensual de 0,40 USD/m<sup>3</sup>.

## 4. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

### 4.1. CONCLUSIONES

1. La caracterización de una muestra compuesta en los efluentes de la empresa textil FABRINORTE CIA. LTDA. permitió establecer que los valores de los parámetros de DQO, DBO<sub>5</sub>, SST, pH y dureza se encontraron sobre los límites permisibles establecidos por la normativa ambiental ecuatoriana.
2. Las mejores condiciones de operación en el proceso de electrocoagulación simple fueron: intensidad de corriente de 12 A, ánodo de hierro, cátodo de aluminio y tiempo de residencia de 60 min. Estas condiciones permitieron alcanzar valores de DQO, DBO<sub>5</sub>, SST, pH, dureza, alcalinidad y color dentro de la normativa ambiental.
3. Las mejores condiciones de operación en el proceso combinado de electrocoagulación con Fenton fueron: intensidad de corriente de 5 A, concentración de peróxido de hidrógeno de 5,25 mM, ánodo de hierro, cátodo de aluminio y tiempo de residencia de 15 min. De manera similar, se alcanzaron valores de DQO, DBO<sub>5</sub>, SST, pH, dureza, alcalinidad y color que cumplen la normativa ambiental.
4. Se seleccionó el proceso combinado de electrocoagulación con Fenton para el diseño de la planta de tratamiento de aguas residuales de la empresa textil FABRINORTE CIA. LTDA., con una capacidad de 600 m<sup>3</sup>/día, debido a que mostró una duración de solo 15 min, frente a la electrocoagulación simple, que tarda 60 min en tratar un volumen de 12 L.
5. El proceso seleccionado aplicado a los efluentes textiles de la empresa FABRINORTE CIA. LTDA., permitió obtener porcentajes de remoción de

94,14 % en DQO, 92,76 % en DBO<sub>5</sub>, 58,02 % en SST, 96,00 % en color y 49,26 % en dureza.

6. La caracterización de los lodos generados permitió establecer que los valores de los parámetros de temperatura, pH, humedad y relación carbono-nitrógeno se encontraron dentro los límites permisibles para su uso como compost.
7. El diseño de la planta de tratamiento de aguas residuales propuesta consta de un tanque de homogeneización, celdas de electrocoagulación, piscinas de neutralización cónicas, filtros de arena, lecho de secado para lodos y accesorios necesarios para todo el sistema. Ocuparía un área total de 300 m<sup>2</sup>.
8. El costo total aproximado de implementación de la planta de tratamiento de efluentes de la empresa FABRINORTE CIA. LTDA. sería de 73 400 USD, equivalente a un costo mensual de 0,43 USD/m<sup>3</sup> de efluente tratado.

## 4.2. RECOMENDACIONES

1. Implementar la alternativa propuesta para el tratamiento de las aguas residuales en la empresa textil FABRINORTE CIA. LTDA., debido a los altos porcentajes de remoción de los contaminantes obtenidos con el proceso combinado de electrocoagulación con Fenton y al costo estimado.
2. Realizar ensayos experimentales en un reactor de flujo continuo y comparar los resultados con los estimados en este estudio, a partir de los resultados de las celdas tipo “batch”, para el proceso combinado de electrocoagulación con Fenton.
3. Estudiar el efecto en el uso de electrodos de hierro como ánodo y cátodo sobre la remoción de los contaminantes de los mismos efluentes utilizados en esta investigación.

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Abdollahi, M. y Hosseini, A. (2014). Hydrogen Peroxide. *Encyclopedia of Toxicology*, 1(1), 967 - 970. doi:10.1016/B978-0-12-386454-3.00736-3.
2. Alaton, I. y Erdinc, E. (2006). Effect of photochemical treatment on the biocompatibility of a commercial nonionic surfactant used in the textile industry. *Water Research*, 40(1), 340 - 342. doi:10.1016/j.watres.2006.07.014.
3. Anotai, J., Su, C., Tsai, Y. y Lu, M. (2011). Comparison of Aniline Oxidation by Electro-Fenton and Fluidized-Bed Fenton Processes. *Journal of Environmental Engineering*, 137(5), 363 - 370. doi:10.1061/(asce)ee.1943-7870.0000325.
4. Aoudj, S., Khelifa, A., Drouiche, N., Hecini, M. y Hamitouche, H. (2010). Electrocoagulation process applied to wastewater containing dyes from textile industry. *Chemical Engineering and Processing*, 49(11), 1176 - 1182. doi:10.1016/j.cep.2010.08.019.
5. APHA, AWWA y WEF. (2005). Métodos estándares para el análisis de aguas y aguas residuales. Washington, D, C. Estados Unidos de América: Asociación Americana de Salud Pública.
6. Arango, A. (2005). *La electrocoagulación: una alternativa para el tratamiento de aguas residuales*. Recuperado de [www.redalyc.org/articulo.oa?id=69520109](http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=69520109) (Agosto, 2014).
7. Arango, A. (2012). Efecto del pH y la conductividad en la electrocoagulación de aguas residuales de la industria láctea. *Producción más limpia*, 7(1), 59 - 67. Recuperado de [www.lasallista.edu.co/images/pdfs/Revistas/revista\\_limpia/Vol7N1/59-67.pdf](http://www.lasallista.edu.co/images/pdfs/Revistas/revista_limpia/Vol7N1/59-67.pdf) (Octubre, 2014).

8. Arango, A. y Garcés, L. (2007). *Diseño de una celda de electrocoagulación para el tratamiento de aguas residuales de la industria láctea*. Recuperado de [www.redalyc.org/pdf/215/21514706.pdf](http://www.redalyc.org/pdf/215/21514706.pdf) (Enero, 2014).
9. Arango, A. y Garcés, L. (2009). Influencia de la conductividad eléctrica en la electrocoagulación de aguas residuales de la industria láctea. *Producción más limpia*, 4(2), 53 - 64. Recuperado de [www.lasallista.edu.co/fxcul/media/pdf/RevistaLimpia/Vol4n2/53-64.pdf](http://www.lasallista.edu.co/fxcul/media/pdf/RevistaLimpia/Vol4n2/53-64.pdf) (Julio, 2014).
10. Arboleda, J. (2000). *Teoría y práctica de la purificación del agua*. Recuperado de [cidta.usal.es/cursos/ETAP/modulos/libros/teoria.pdf](http://cidta.usal.es/cursos/ETAP/modulos/libros/teoria.pdf) (Enero, 2015).
11. Arroyo, J. y Flores, J. (2001). *Degradación ultrasónica de contaminantes orgánicos*. Recuperado de [sisbib.unmsm.edu.pe/bibvirtualdata/publicaciones/ing\\_quimica/Vol4\\_N2/degradacion\\_ultrasonica.pdf](http://sisbib.unmsm.edu.pe/bibvirtualdata/publicaciones/ing_quimica/Vol4_N2/degradacion_ultrasonica.pdf) (Septiembre, 2014).
12. Asghar, A., Abdul, A. y Ashri, W. (2014). Advanced Oxidation Processes for In-situ production of Hydrogen peroxide/Hydroxyl radical for Textile Wastewater Treatment: A Review. *Journal of Cleaner Production*, 87(1), 826 - 838. doi:10.1016/j.jclepro.2014.09.010.
13. Ayala, M., Peñuela, G. y Montoya, J. (2006). *Procesos de membranas para el tratamiento de agua residual industrial con altas cargas del colorante amarillo ácido* 23. Recuperado de [www.redalyc.org/pdf/430/43003805.pdf](http://www.redalyc.org/pdf/430/43003805.pdf) (Agosto, 2014).
14. Babuponnusami, A. y Muthukumar, K. (2014). A review on Fenton and improvements to the Fenton process for wastewater treatment. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2(1), 558 - 566. doi:10.1016/j.jece.2013.10.011.

15. Barbusiński, K. (2009). *Henry John Horstman Fenton-Short biography and brief history of Fenton reagent discovery*. Recuperado de [tchie.uni.opole.pl/freeECE/S\\_16\\_4/Barbusinski\\_16\(S4\).pdf](http://tchie.uni.opole.pl/freeECE/S_16_4/Barbusinski_16(S4).pdf) (Septiembre, 2015).
16. Barrera-Díaz, C., Bilyeu, B., Roa-Morales, G. y Balderas-Hernández, P. (2008). A Comparison of Iron and Aluminium Electrodes in Hydrogen Peroxide-Assisted Electrocoagulation of Organic Pollutants. *Environmental Engineering Science*, 25(4), 529 – 534. doi:10.1089/ees.2007.0106.
17. Bauer, R. y Fallmann, H. (1997). The Photo-Fenton Oxidation - A cheap and efficient wastewater treatment method. *Research on Chemical Intermediates*, 23(4), 341 - 354, doi:10.1163/156856797X00565.
18. Bayramoglu, M., Kobya, M., Can, O. y Sozbir, M. (2003). Operating cost analysis of electrocoagulation of textile dye wastewater. *Separation and Purification Technology*, 37(2), 117 - 125. doi:10.1016/j.seppur.2003.09.002.
19. Benedict, A. (1988). Composting Municipal Sludge: A Technology Evaluation (Pollution Technology Review). Recuperado de [catdir.loc.gov/catdir/enhancements/fy0906/87034746-d.html](http://catdir.loc.gov/catdir/enhancements/fy0906/87034746-d.html) (Marzo, 2015).
20. Bennamoun, L. (2012). Solar drying of wastewater sludge: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 1(16), 1 061 – 1 064. doi:10.1016/j.rser.2011.10.005.
21. Bolobajev, J., Kattel, E., Viisimaa, M., Goi, A., Trapido, A., Tenno, T. y Dulova, N. (2014). Reuse of ferric sludge as an iron source for the Fenton-based process in wastewater treatment. *Chemical Engineering Journal*, 255(1), 8 - 13. doi:10.1016/j.cej.2014.06.018.

22. Brillas, E., Boye, B., Baños, M., Calpe, J. y Garrido, J. (2003). Electrochemical degradation of chlorophenoxy and chlorobenzoic herbicides in acidic aqueous medium by the peroxicoagulation method. *Chemosphere*, 51(4), 227 - 235. doi:10.1016/S0045-6535(02)00836-6.
23. Brillas, E., Sires, I. y Oturan, M. (2009). Electro-Fenton Process and Related Electrochemical Technologies Based on Fenton's Reaction Chemistry. *Chemical Revision*, 109(1), 6 570 – 6 631. doi:10.1021/cr900136g.
24. Cañizares, P., Jiménez, C., Martínez, F, Rodrigo, M. y Sáez, C. (2009a). The pH as a key parameter in the choice between coagulation and electrocoagulation for the treatment of wastewaters. *Journal of Hazardous Materials*, 163(1), 151 - 164. doi:10.1016/j.jhazmat.2008.06.073.
25. Cañizares, P., Sáez, M., Lacasa, E., Lucas, A., Pérez, A., Villaseñor, J., Ortiz, I., Ibáñez, R. y Urtiaga, A. (2009b). *Procesos electroquímicos: Electrocoagulación y Electrooxidación*. Recuperado de [www.consolidertragua.com/documentos/tecnologias\\_tratamiento\\_agua.pdf](http://www.consolidertragua.com/documentos/tecnologias_tratamiento_agua.pdf) (Julio, 2014).
26. Cariello, M., Castañeda, L., Riobo, I. y González J. (2007). *Inoculante de microorganismos endógenos para acelerar el proceso compostaje de residuos sólidos urbanos*. Recuperado de [dx.doi.org/10.4067/S0718-27912007000300003](https://doi.org/10.4067/S0718-27912007000300003) (Septiembre, 2015).
27. Chávez, A., Cristancho, D. y Ospina, E. (2009). *Una alternativa limpia para el tratamiento de las aguas residuales galvánicas: revisión bibliográfica*. Recuperado de [www.redalyc.org/articulo.oa?id=75012454004](http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=75012454004) (Julio, 2014).

28. Chen, X., Chen, G. y Yue, Po. (2002). Investigation on the electrolysis voltage of electrocoagulation. *Chemical Engineering Science*, 57(13), 2 449 2 455. doi:10.1016/S0009-2509(02)00147-1.
29. Colomer, F., Gallardo, A., Robles, F., Bovea, M. y Herrera L. (2010). *Opciones de valorización de lodos de distintas estaciones depuradoras de aguas residuales*. Recuperado de [www.redalyc.org/pdf/467/46715742006.pdf](http://www.redalyc.org/pdf/467/46715742006.pdf) (Septiembre, 2014).
30. Correia, V., Stephenson, T. y Judd, S. (1994). Characterization of textile wastewaters - a review. *Environmental Technology*, 16(1), 919 - 925, doi:10.1080 / 09593339409385500.
31. Cortazar-Martínez, González-Ramírez, Coronel-Olivares, Escalante-Lozada, Castro-Rosas y Villagómez-Ibarra. (2012). *Bioteología aplicada a la degradación de colorantes de la industria textil*. Recuperado de [www.scielo.org.mx/pdf/uc/v28n2/v28n2a9.pdf](http://www.scielo.org.mx/pdf/uc/v28n2/v28n2a9.pdf) (Noviembre, 2014).
32. Crespi, M. (1996). *Depuración de las aguas residuales en la industria de los tensioactivos*. Recuperado de [upcommons.upc.edu/revistes/bitstream/2099/6419/1/Article05.pdf](http://upcommons.upc.edu/revistes/bitstream/2099/6419/1/Article05.pdf) (Agosto, 2014).
33. Crites, R. y Tchobanoglous, G. (2002). *Sistema de Manejo de Aguas Residuales par núcleos pequeños y descentralizados Tomo 2*. (1ra. edición). Santa Fé de Bogotá, Colombia: Editorial McGraw –Hill.
34. Dahlem, O., Demaiiffe, V. y Halloin, V. (1998). Direct Sonication System Suitable for Medium-Scale Sonochemical Reactors. *AIChE Journal*, 44(12), 2 724 - 2730. doi:10.1002 / aic.690441213.
35. Dar Lin, S. (2007). *Water and Wastewater Calculations Manual*. (2da. edición). New York, EEUU: Editorial McGraw –Hill.

36. Demir, N., Gündüz, G. y Dükkanc, M. (2014). Degradation of a textile dye, Rhodamine 6G (Rh6G), by heterogeneous sonophotoFenton process in the presence of Fe-containing TiO<sub>2</sub> catalysts. *Environmental Science and Pollution Research*. 12(1), 3 193 – 3 201. doi:10.1007/s11356-014-2868-x.
37. Do Santos, A., Cervantes, F. y Van Lier, J. (2007). Review paper on current technologies for decolourisation of textile wastewaters: Perspectives for anaerobic biotechnology. *Bioresource Technology*, 98(12), 2 370 – 2 375. doi:10.1016/j.biortech.2006.11.013.
38. Drumond, F., Rodrigues, G., Anastácio, E., Carvalho, J., Boldrin, M. y Palma, D. (2013). *Textile Dyes: Dyeing Process and Environmental Impact*. Recuperado de [cdn.intechopen.com/pdfs-wm/41411.pdf](http://cdn.intechopen.com/pdfs-wm/41411.pdf) (Agosto, 2014).
39. EPA. (2003). Folleto informativo de tecnología de biosólidos: Aplicación de biosólidos al terreno. Washington, D, C. Estados Unidos de América: EPA. p. 13 – 14.
40. Feng, J., Hu, X. y Yue P. (2006). Effect of initial solution pH on the degradation of Orange II using clay-based Fe nanocomposites as heterogeneous photo-Fenton catalyst. *Water research*, 40(4), 641 – 646. doi:10.1016/j.watres.2005.12.021.
41. Forero, J., Ortiz, O. y Ríos, F. (2005). Aplicación de procesos de oxidación avanzada como tratamiento de fenol en aguas residuales industriales de refinería. *Ciencia, Tecnología y Futuro*, 3(1), 97 – 108. Recuperado de [www.scielo.org.co/pdf/ctyf/v3n1/v3n1a08](http://www.scielo.org.co/pdf/ctyf/v3n1/v3n1a08) (Agosto, 2014).
42. Garcés, A., Díaz, J., y Dellepiane, O. (2008). *Acondicionamiento de lodos producidos en el tratamiento de agua potable*. Recuperado de [www.bvsde.paho.org/bvsaidis/caliagua/mexico/02263e09.pdf](http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/caliagua/mexico/02263e09.pdf) (Julio, 2014).

43. Gedar. (2014). *Filtro de Arena Industrial*. Recuperado de [www.gedar.com/industriales/filtracion-industrial/filtro-arena-industrial.htm](http://www.gedar.com/industriales/filtracion-industrial/filtro-arena-industrial.htm) (Enero, 2015).
44. Gómez, Y., González, M. y Chiroles, S. (2004). *Microorganismos presentes en el compost. Importancia de su control sanitario*. Recuperado de [ama.redciencia.cu/articulos/7.01.pdf](http://ama.redciencia.cu/articulos/7.01.pdf) (Septiembre, 2015).
45. Guerra, F., Struck, A. y Villalobos, A. (2008). *Electrocoagulación Asistida con  $H_2O_2$  de Aguas Residuales*. Recuperado de [fjartnmusic.com/Personal/8o\\_Semestre\\_files/Proyecto%20Final.pdf](http://fjartnmusic.com/Personal/8o_Semestre_files/Proyecto%20Final.pdf) (Enero, 2015).
46. Hassan, H. y Hammed, B. (2011). *Decolorization of Acid Red 1 by heterogeneous Fenton-like reaction using Fe-ball clay catalyst*. Recuperado de [www.ipcbee.com/vol8/52-S20010.pdf](http://www.ipcbee.com/vol8/52-S20010.pdf) (Septiembre, 2014).
47. Hincapié, G., Ocampo, D., Restrepo, G. y Marín, J. (2010). Fotocatálisis Heterogénea y Foto-Fenton Aplicadas al Tratamiento de Aguas de Lavado de la Producción de Biodiesel. *Información Tecnológica*, 22(2), 33 - 42. doi:10.4067/S0718-07642011000200005.
48. Holguín, C. (2003). *Diseño de un espesador por gravedad y eras de secado para los lodos producidos en la planta de tratamiento de agua potable*. Recuperado de [www.bdigital.unal.edu.co/1020/1/394024.2003.pdf](http://www.bdigital.unal.edu.co/1020/1/394024.2003.pdf) (Febrero, 2015).
49. Hollen, N., Saddler, J. y Langford, A. (1997). *Introducción a los Textiles*. (5ta. ed.). Mishawaka, Estados Unidos: Alpha Books.
50. Holt, P., Barton, G., Wark, M. y Mitchell, C. (2002). A quantitative comparison between chemical dosing and electrocoagulation. *Colloids and Surfaces*

A: *Physicochemical Engineer Aspects*, 211(2), 236 - 357. doi:10.1016/S0927-7757(02)00285-6.

51. Huang, C., Dong, C. y Tang, Z. (1993). Advanced chemical oxidation: its present role and potential future in hazardous waste treatment. *Waste Management*, 13(5), 361 - 377. doi:10.1016/0956-053X(93)90070-D.
52. Hunger, K. (2003). *Industrial Dyes: Chemistry, Properties, Application*. *Industrial Dyes*. Recuperado de [uqu.edu.sa/files2/tiny\\_mce/plugins/filemanager/files/4300270/al./industrial%20dyes.pdf](http://uqu.edu.sa/files2/tiny_mce/plugins/filemanager/files/4300270/al./industrial%20dyes.pdf) (Enero, 2015).
53. Indutexma. (2015). *Indutexma Textiles*. Recuperado de [www.indutexma.com/empresa.html](http://www.indutexma.com/empresa.html) (Agosto, 2015).
54. Instituto Ecuatoriano de Normalización. (2006). *Agua. Calidad del agua. Muestreo. Manejo y Conservación de muestras*. Recuperado de [www.grupoquimicomarcos.com/downloads/medios\\_de\\_preservacion\\_de\\_muestras.pdf](http://www.grupoquimicomarcos.com/downloads/medios_de_preservacion_de_muestras.pdf) (Marzo, 2014).
55. Jiang, C. y Zhang, J. (2007). Progress and prospect in electro-Fenton process for wastewater treatment. *Journal of Zhejiang University Science A*, 8(7), 1 118 - 1 125, doi:10.1631/jzus.2007.A1118.
56. Khandegar, V. y Saroha, A. (2013). Electrocoagulation for the treatment of textile industry effluent. *Journal of Environmental Management*, 128(1), 949 - 963. doi:10.1016/j.jenvman.2013.06.043.
57. Kobya, M., Can, O. y Bayramoglu, M. (2003). Treatment of textile wastewaters by electrocoagulation using iron and aluminum electrodes. *Journal of Hazardous Materials*, 100(1), 163 - 166. doi:10.1016/S0304-3894(03)00102-X.

58. Kuokkanen, V., Kuokkanen, T., Rämö, J. y Lassi, U. (2013). Recent Applications of Electrocoagulation in Treatment of Water and Wastewater—A Review. *Green and Sustainable Chemistry*, 3(1). 89 – 121. doi:10.4236/gsc.2013.32013.
59. Lavado, A. y Yenque, J. (2005). *Procedimiento unificado para balancear las reacciones Redox empleando el método del ion-electrón*. Recuperado de [www.redalyc.org/articulo.oa?id=81680214](http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=81680214) (Septiembre, 2014).
60. Lei, H., Li, H., Li, Z., Li, Z., Chena, K., Zhang, X. y Wang, H. (2010). Electro-Fenton degradation of cationic red X-GRL using an activated carbon fiber cathode. *Process Safety and Environmental Protection*, 88(6), 433 – 435. doi:10.1016/j.psep.2010.06.005.
61. Linares-Hernández, I., Barrera-Díaz, C., Roa-Morales, G. y Ureña, F. (2008). *Remoción de contaminantes biorefractarios en aguas residuales industriales mediante métodos electroquímicos*. Recuperado de [www.redalyc.org/articulo.oa?id=40113197001](http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=40113197001) (Septiembre, 2014).
62. Mansilla, H., Lizama, C., Gutarra, A. y Rodríguez, J. (2012). *Tratamiento de residuos líquidos de la industria de celulosa y textil*. Recuperado de [www.psa.es/webeng/solwater/files/CYTED01/20cap13.pdf](http://www.psa.es/webeng/solwater/files/CYTED01/20cap13.pdf) (Agosto, 2014).
63. Ministerio del Ambiente: Texto Unificado de Legislación y Saneamiento Medioambiental (TULSMA). (2013). *Norma de calidad ambiental y descarga de efluentes: Recurso agua*. Recuperado de [www.recaiecuador.com/Biblioteca%20Ambiental%20Digital/TULAS.pdf/LIBRO%20VI%20Anexo%201.pdf](http://www.recaiecuador.com/Biblioteca%20Ambiental%20Digital/TULAS.pdf/LIBRO%20VI%20Anexo%201.pdf) (Agosto, 2014).
64. Mollah, A., Morkovsky, P., Gomes, J., Kesmez, J., Parga, J. y Cocke, D. (2004). Fundamentals, present and future perspectives of

electrocoagulation. *Journal of Hazardous Materials*, 114(1), 199 – 210. doi:10.1016/j.jhazmat.2004.08.009.

65. Moore, S. y Ausley, L. (2004). Systems thinking and green chemistry in the textile industry: concepts, technologies and benefits. *Journal of Cleaner Production*, 12(6), 586 - 601. doi:10.1016/S0959-6526(03)00058-1.
66. Morales, N. y Acosta, G. (2001). *Empleo de la electrocoagulación como método para remoción de cromo en aguas residuales de origen galvánico.* Recuperado de [www.umng.edu.co/documents/10162/.../electrocoagulacion.pdf](http://www.umng.edu.co/documents/10162/.../electrocoagulacion.pdf) (Julio, 2014).
67. Mullah, M., Schennach, R., Parga, J. y Cocke, D. (2001). Electrocoagulation (EC) — science and applications. *Journal of Hazardous Materials*, 84(1), 29 – 41. doi:10.1016/S0304-3894(01)00176-5.
68. Neyens, E. y Baeyens, J. (2003). A review of classic Fenton's peroxidation as an advanced oxidation technique. *Journal of Hazardous Materials*, 98(1), 33 – 50. doi:10.1016/S0304-3894(02)00282-0.
69. Nidheesh, P. y Gandhimathi, R. (2012). Trends in electro-Fenton process for water and wastewater treatment: An overview. *Desalination*, 299(1), 1 - 15. doi:10.1016/j.desal.2012.05.011.
70. Nidheesh, P., Gandhimathi, R. y Ramesh, S. (2013). Degradation of dyes from aqueous solution by Fenton processes: a review. *Environmental Science Pollution Research*, 20(4), 1 356 – 1 385. doi:10.1007/s11356-012-1385-z.
71. Nidheesh, P. y Gandhimathi, R. (2014). Electrolytic removal of Rhodamine B from aqueous solution by peroxicoagulation process. *Environmental*

*Science Pollution Research*, 21(14), 8 585 - 8 594. doi:10.1007/s11356-014-2775-1.

72. Noya, C., De León, A., Sergio, M. y Bussi, J. (2011). *Influencia del pH en procesos fotoFenton utilizando fepilcs como catalizador*. Recuperado de [www.redalyc.org/pdf/3236/323627684005.pdf](http://www.redalyc.org/pdf/3236/323627684005.pdf) (Septiembre, 2014).
73. Oturan, M., Sirés, I., Oturan, N., Pérocheau, S., Laborde, J. y Trévin, S. (2008). Sonoelectro-Fenton process: A novel hybrid technique for the destruction of organic pollutants in water. *Journal of Electroanalytical Chemistry*, 624(1), 329 – 332. doi:10.1016/j.jelechem.2008.08.005.
74. Pajootan, E., Arami, M. y Mohammad, N. (2012). Binary system dye removal by electrocoagulation from synthetic and real colored wastewaters. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 43(2), 282 - 290. doi:10.1016/j.jtice.2011.10.014.
75. Papadopoulos, A., Fatta, D. y Loizidou, M. (2007). Development and optimization of dark Fenton oxidation for the treatment of textile wastewaters with high organic load. *Journal of Hazardous Materials*, 146(3), 560. doi:10.1016/j.jhazmat.2007.04.083.
76. Patel, D., Patel, N., Patel, B. y Patel, K. (2011). Synthesis and dyeing properties of some new monoazo disperse dyes derived from 2-amino-4-(20,40-dichlorophenyl)-1,3 thiazole. *Journal of Saudi Chemical Society*, 1(1), 902 - 913. doi:10.1016/j.jscs.2011.11.012.
77. Phalakornkule, C., Polgumhang, S. y Tongdaung, W. (2009). *Performance of an electrocoagulation process in treating direct dye: batch and continuous upflow processes*. Recuperado de [www.waset.org/publications/12931](http://www.waset.org/publications/12931) (Septiembre, 2014).

78. Quintero, L. y Cardona, S. (2011). *Evaluación del tratamiento biológico para remoción de color índigo de agua residual industrial textil*. Recuperado de [www.bdigital.unal.edu.co/27611/2/25474-161625-1-PB.html](http://www.bdigital.unal.edu.co/27611/2/25474-161625-1-PB.html) (Agosto, 2014).
79. Quiroz, M., Bandala, E. y Martínez, C. (2011). *Advanced Oxidation Processes (AOPs) for Removal of Pesticides from Aqueous Media*. Recuperado de [cdn.intechopen.com/pdfs-wm/13032.pdf](http://cdn.intechopen.com/pdfs-wm/13032.pdf) (Septiembre, 2015).
80. Restrepo, A., Arango, A. y Garcés, L. (2006). *La electrocoagulación: retos y oportunidades en el tratamiento de aguas*. Recuperado de [repository.lasallista.edu.co/dspace/bitstream/10567/514/1/pl\\_v1n2\\_58-77\\_electrocoagulacion.pdf](http://repository.lasallista.edu.co/dspace/bitstream/10567/514/1/pl_v1n2_58-77_electrocoagulacion.pdf) (Diciembre, 2013).
81. Roa-Morales, G., Campos-Medina, E., Aguilera-Cotero, J., Bilyeu, B. y Barrera- Díaz, C. (2007). Aluminum electrocoagulation with peroxide applied to wastewater from pasta and cookie processing. *Separation and Purification Technology*, 54(1), 124 – 129. doi:10.1016/j.seppur.2006.08.025.
82. Rodríguez, J. Casas, J. Mohedano, A. Zazo, J. Pliego, G. y Blasco, S. (2009). *Aplicación del proceso Fenton a la depuración de efluentes industriales y contaminantes emergentes*. Recuperado de [www.consolidertragua.com/documentos/tecnologias\\_tratamiento\\_agua.pdf](http://www.consolidertragua.com/documentos/tecnologias_tratamiento_agua.pdf) (Diciembre, 2013).
83. Romero, J. (2009). *Aprovechamiento de lodos primarios provenientes del tratamiento de aguas residuales de una industria láctea por medio de la producción de concentrados para animales del sector porcícola y ganadero vacuno*. Recuperado de [lasalle.edu.co/bitstream/handle/10185/14862/T41.09%20M792a.pdf?sequence=1](http://lasalle.edu.co/bitstream/handle/10185/14862/T41.09%20M792a.pdf?sequence=1) (Marzo, 2015).

84. Rubio-Clemente, A., Chica, E. y Peñuela, G. (2014). *Aplicación del proceso Fenton en el tratamiento de aguas residuales de origen petroquímico*. Recuperado de [www.scielo.org.co/pdf/inco/v16n2/v16n2a19.pdf](http://www.scielo.org.co/pdf/inco/v16n2/v16n2a19.pdf) (Septiembre, 2015).
85. Safa, Y. y Nawaz, H. (2011). Adsorptive removal of direct textile dyes by low cost agricultural waste: Application of factorial design analysis. *Chemical Engineering Journal*, 167(1), 35 - 41. doi:10.1016/j.cej.2010.11.103.
86. Sahinkaya, S. (2013). COD and color removal from synthetic textile wastewater by ultrasound assisted electro-Fenton oxidation process. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 19(2), 601 – 605. doi:10.1016/j.jiec.2012.09.023.
87. Salas, C. (2010). *Tratamiento de efluentes textiles con luz ultravioleta solar*. Recuperado de [http://sisbib.unmsm.edu.pe/bibvirtual/publicaciones/indata/v14\\_n2/pdf/a02v14n2.pdf](http://sisbib.unmsm.edu.pe/bibvirtual/publicaciones/indata/v14_n2/pdf/a02v14n2.pdf) (Septiembre, 2015).
88. Singh, M., Szafran, Z. e Ibáñez, J. (1998). Laboratory Experiments on Electrochemical Remediation of the Environment. Part 4: Color Removal of Simulated Wastewater by Electrocoagulation–Electroflotation. *Journal of Chemical Education*, 75(8), 1 040 – 1 048. doi:10.1021/ed075p1040.
89. Song, U. y Lee, E. (2010). Environmental and economical assessment of sewage sludge compost application on soil and plants in a landfill. *Resources, Conservation and Recycling*, 54(12), 1 109 – 1 116. doi:10.1016/j.resconrec.2010.03.005.
90. Staehelin, J., Bihler, R. y Hoign, J. (1984). Ozone decomposition in water studied by pulse radiolysis. 2. OH and HO<sub>4</sub> as chain intermediates. *Journal Physical Chemistry*, 88(24), 5 999 – 6 004. doi:10.1021/j150668a051.

91. Suwanruji, P. y Freeman, H. (2005). Design, synthesis and application of easy wash-off reactive dyes. *Coloration Technology*, 122(1), 27 - 36. doi:10.1111/j.1478-4408.2006.00002.x.
92. Tinoco, O., Medina, A. y Zapata, H. (2011). *Tratamiento de efluentes textiles con luz ultravioleta solar*. Recuperado de [www.redalyc.org/pdf/816/81622585002.pdf](http://www.redalyc.org/pdf/816/81622585002.pdf) (Octubre, 2014).
93. Torres, L., Moctezuma, A., Avendaño, J., Muñoz, A. y Gracida, J. (2011). Comparison of bio- and synthetic surfactants for EOR. *Journal of Petroleum Science and Engineering*, 76(1), 6 - 11. doi:10.1016/j.petrol.2010.11.022.
94. Ugsha, M. y Mayorga, E. (2013). *Aplicación del proceso Fenton en la disminución de materia orgánica en aguas residuales de la industria termoeléctrica*. Recuperado de [www.uce.edu.ec/documents/22782/3210980/04.pdf](http://www.uce.edu.ec/documents/22782/3210980/04.pdf) (Agosto, 2014).
95. Valh, J., Le, A., Vajnhandl, S., Jeric, T. y Simon E. (2011). Water in the Textile Industry. *Treatise on Water Science*, 4(1). 689 - 693. doi:10.1016/B978-0-444-53199-5.00102-0.
96. Vásquez, M., Prada, P. y Mondragón, A. (2010). *Optimización del proceso de compostaje de productos post-cosecha (cereza) del café con la aplicación de microorganismos nativos*. Recuperado de [www.unicolmayor.edu.co/invest\\_nova/NOVA/NOVA14\\_ARTORIG8.pdf](http://www.unicolmayor.edu.co/invest_nova/NOVA/NOVA14_ARTORIG8.pdf) (Mayo, 2105)
97. Vepsäläinen, M. (2012). *Electrocoagulation in the treatment of industrial waters and wastewaters*. Recuperado de [www.vtt.fi/inf/pdf/science/2012/S19.pdf](http://www.vtt.fi/inf/pdf/science/2012/S19.pdf) (Mayo, 2014).

98. Vera, X., Plácido, J. y Yépez, M. (2005). *Decoloración del colorante negro remazol*. Recuperado de [www.unalmed.edu.co/biofab/memorias/Ponencias/Biocatalisis/Decoloracion\\_negro\\_remazol.pdf](http://www.unalmed.edu.co/biofab/memorias/Ponencias/Biocatalisis/Decoloracion_negro_remazol.pdf) (Enero, 2015).
99. Volmajer, J., Majcen, A., Vajnhandl, S., Jerič, T. y Šimon, E. (2011). Water in the Textile Industry. *Treatise on Water Science*, 4(1), 685 – 686. doi:10.1016/B978-0-444-53199-5.00102-0
100. Von Sonntag, C. (2006). The basics of oxidants in water treatment. Part A: OH radical reactions, 4<sup>th</sup>. *International Conference on Oxidation Technologies for Water and Wastewater Treatment*, (pp. 37 - 40). Goslar, Alemania: CUTECH Serial Publication.
101. Walters, A., Santillo, D. y Johnston, P. (2005). *El tratamiento de textiles y sus repercusiones ambientales*. Recuperado de [www.greenpeace.org/espana/Global/espana/report/other/eltratamiento-de-textiles-y-s.pdf](http://www.greenpeace.org/espana/Global/espana/report/other/eltratamiento-de-textiles-y-s.pdf) (Agosto, 2006).
102. Wang, C., Hu, J., Chou, W. y Kuo, Y. (2008). Removal of color from real dyeing wastewater by Electro-Fenton technology using a three-dimensional graphite cathode. *Journal of Hazardous Materials*, 152(2), 604 – 605. doi:10.1016/j.jhazmat.2007.07.023.
103. Weber, W. (2003). *Control de la calidad del agua*. Barcelona, España: Reverté. Recuperado de [goo.gl/3o7PIh](http://goo.gl/3o7PIh) (Enero, 2015).
104. Wei, Y. y Liu, Y. (2005). Effects of sewage sludge compost application on crops and cropland in a 3-year field study. *Chemosphere*, 59(9), 1 257 – 1 265. doi:10.1016/j.chemosphere.2004.11.052.
105. Wilfredo, J. (2007). *Researches & Applications of environmental Biotechnology in the Philippines*. Nutri-Systems International Inc.

Recuperado de [nsspo.com/p1/Research\\_Apps\\_Biotech.htm](http://nsspo.com/p1/Research_Apps_Biotech.htm)  
(Noviembre, 2014).

- 106.** Yuan-Song, W., Yao-Bo., F. y Min-Jian, W. (2001). A cost analysis of sewage sludge composting for small and mid-scale municipal wastewater treatment plants. *Resources, Conservation and Recycling*, 33(3), 204 – 211. doi:10.1016/S0921-3449(01)00087-8.
- 107.** Yüksel, E., Sengil, A. y Özacar, M. (2009). The removal of sodium dodecyl sulfate in synthetic wastewater by peroxi-electrocoagulation method. *Chemical Engineering Journal*, 152(2), 348 – 352. doi:10.1016/j.cej.2009.04.058.
- 108.** Zazo, J., Casas, J. Moledano, A., Gilarranz, M. y Rodriguez, J. (2004). Chemical Pathway and Kinetics of Phenol Oxidation by Fenton's Reagent. *Environmental Science Technology*, 39(23), 9 295 – 9 302. doi:10.1021/es050452h.
- 109.** Zhang, H., Zhang, D. y Zhou, J. (2006). Removal of COD from landfill leachate by electro-Fenton method. *Journal of Hazardous Materials*, 135(1), 106 – 111. doi:10.1016/j.jhazmat.2005.11.025.

## **ANEXOS**

## ANEXO I

### MÉTODOS ESTÁNDARES ADAPTADOS AL LABORATORIO FABRINORTE CIA LTDA.

#### Medición de pH

- Encender el pH-metro HI 2 211.
- Sumergir el electrodo de pH y la sonda de temperatura en un vaso con la muestra a ser medida, enjuagar los mismos con agua destilada y colocarlos en el lugar de origen.

#### Medición de dureza

- Colocar 10 mL de muestra de agua residual en un matraz erlenmeyer.
- Agregar 0,5 mL de buffer a la muestra inicial.
- Adicionar un poco de indicador NET a la solución.
- Titular con EDTA 0,01 N, hasta que cambie el color de la solución de púrpura a azul.
- Anotar el gasto de la titulación.
- Para los respectivos cálculos usar el factor de 100 para obtener un resultado en ppm para los 10 mL de muestra inicial.

#### Medición de alcalinidad

- Colocar 10 mL de muestra de agua residual en un matraz Erlenmeyer.
- Agregar 4 gotas de indicador fenolftaleína al 0,25% a la muestra inicial.
- Si no hay cambio de color, entonces la alcalinidad a la fenolftaleína es igual a 0, por lo que el agua es ácida o solo presenta bicarbonatos.

- Titular con  $\text{H}_2\text{SO}_4$ , 0,02 N, hasta que cambie el color de la solución de rosa a incoloro.
- Anotar el gasto de titulación.
- Para los respectivos cálculos usar el factor de 106 para los 10 mL de muestra inicial.

## **NORMAS PARA LA DETERMINACION DE DQO, DBO<sub>5</sub>, SST Y COLOR**

### **Medición de DQO**

- Hacer un blanco, para lo cual se deben pipetear 10 mL de agua destilada en un tubo digestor.
- Añadir a cada tubo digestor 5 mL de solución a tratar y 15 mL de ácido sulfúrico.
- Tapar con precisión los tubos digestores y agitarlos fuertemente.
- Colocar los tubos en el equipo a 150 °C durante 2 h y luego enfriar a temperatura ambiente.
- Esperar a que los sólidos del efluente sedimente.
- Separar los tubos que presenten un color verde.
- Leer la absorbancia a 600 nm.

### **Medición de DBO<sub>5</sub>**

- Colocar en un recipiente adecuado 1 mL de buffer fosfato, sulfato de magnesio, cloruro de calcio y cloruro férrico. Termostatar el agua de dilución previa a su uso a 20°C.
- Incubar un recipiente de DBO lleno de agua de dilución por 5 días a 20 °C conjuntamente con el ensayo de la muestra mencionada anteriormente. Medir la concentración de oxígeno antes y después de la incubación. El

consumo de oxígeno disuelto al cabo de los 5 días no debe ser mayor a 0,2 mg/L para no obtener valores incoherentes.

- El pH del agua de dilución es necesario ajustar entre 6,5-7,5 de tal manera que la cantidad de reactivo no diluya la muestra en más del 0,5%, luego de los 5 días de incubación determinar el oxígeno disuelto en las diluciones de la muestra.

### **Medición de sólidos suspendidos totales**

- Homogenizar la muestra mediante agitación, colocar sobre un filtro y secar en una estufa a 103 °C por 1 h en un soporte de porcelana.
- Pesar el filtro inmediatamente antes de usarlo en una balanza análitica utilizando una pinza.
- Colocar el filtro en el embudo de filtración y mojarlo con una cantidad adecuada de agua destilada.
- Tomar un volumen de muestra y verterlo en el embudo de filtración por 3 min hasta que la filtración sea completa.
- Colocar el filtro sobre un soporte de porcelana.
- Secar por 1 h a 103 °C en estufa.
- Enfriar en un desecador hasta temperatura ambiente y pesar. Repetir el ciclo de secado, enfriado y pesado hasta peso constante.

### **Medición de color real**

- Tomar 25 mL de agua destilada con una pipeta y colocarlos en una celda para la medición.
- Tomar 25 mL de muestra filtrada con una pipeta y colocarlos en una celda para la medición.
- Fijar el espectrofotómetro HACH en el programa color a 455 nm y encerrar con el blanco.

- Realizar la medición del color real de la muestra y reportar el valor de concentración.

## **NORMAS PARA LA DETERMINACIÓN DE CARBONO/NITRÓGENO Y HUMEDAD**

### **Medición de Nitrógeno**

- Pesar en papel filtro 0,1 g de muestra y colocar en un tubo micro kjeldahl de 250 mL.
- Agregar al tubo que contiene la muestra pesada y medir exactamente 6 mL de ácido sulfúrico, 3 g de la mezcla de sulfato de potasio y sulfato de cobre.
- Agitar durante 5 min y colocar los tubos al mismo tiempo en el aparato de digestión Kjeldhal.
- Esperar hasta que la solución esté de color azul o verde.
- Enfriar los tubos agregándoles agua destilada.
- Agregar 60 mL de solución de hidróxido de sodio al 40 %.
- Colocar el destilado en el erlenmeyer de 250 mL con solución de ácido bórico (solución color rojo), después de 5 min colocar hasta que haya cambio de color de rojo a verde.
- Dejar enfriar y titular con solución de ácido clorhídrico 0,1 N hasta cambio de color de verde a rojo.

### **Medición de humedad**

- Pesar una alícuota de 50 mL de muestra preparada en un vaso.
- Secar a 70 °C en una estufa durante 4 h hasta conseguir una masa constante.
- Colocar en un desecador la muestra seca y dejar enfriar a temperatura ambiente (30 min)

- Sacar del desecador y pesar inmediatamente

## ANEXO II

### CÁLCULO DE MOLES EN EL SISTEMA COMBINADO DE ELECTROCOAGULACIÓN CON FENTON

Durante los ensayos experimentales se usaron 1,3 g/L de ácido cítrico monohidratado para ajustar el pH de los efluentes residuales hasta un valor de 3. Para asegurar que no se estaba formando un sistema con agente acomplejante en este caso citrato de hierro, se realizaron los respectivos cálculos de masas tanto de hierro que genera el electrodo como el ácido. Los respectivos cálculos se realizaron mediante la Ley de Faraday, como se aprecia en la Ecuación All.1 (Kuokkanen et al., 2003, p. 90)

$$Q = I \cdot t \quad [\text{All.1}]$$

$$Q = (12 \text{ A}) \left( 60 \text{ min} \times \frac{60 \text{ s}}{1 \text{ min}} \right)$$

$$Q = 43\,200 \text{ C}$$

$$43\,200 \text{ C} \times \frac{1 \text{ eq Fe}}{96\,500 \text{ C}} \times \frac{1 \text{ mol Fe}}{2 \text{ eq Fe}}$$

$$m_{\text{Fe}} = 0,224 \text{ mol}$$

$$Q = (5 \text{ A}) \left( 15 \text{ min} \times \frac{60 \text{ s}}{1 \text{ min}} \right)$$

$$Q = 4\,500 \text{ C}$$

$$4\,500 \text{ C} \times \frac{1 \text{ eq Cítrico}}{96\,500 \text{ C}} \times \frac{1 \text{ mol Cítrico}}{1 \text{ eq Cítrico}}$$

$$m_{\text{cítrico}} = 0,047 \text{ mol}$$

Como se puede observar existe un mayor número de moles de hierro que de ácido cítrico.

## ANEXO III

### PREPARACIÓN DEL PERÓXIDO DE HIDRÓGENO

Una vez que se construyó la celda de electrocoagulación descrita en la sección 2, se vertió el agua a tratar, para lo cual se tomaron muestras de 12 L. A cada ensayo se le añadió una cantidad diferente de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> al 50 % como se muestra en la Tabla AIII.1, a su vez; se presenta el cálculo respectivo de las cantidades añadidas de peróxido de hidrógeno en unidades de concentración.

$$\frac{50 \text{ g}}{100 \text{ g}} * \frac{1,19 \text{ g}}{\text{mL}} * \frac{1 \text{ mol}}{34 \text{ g}} * \frac{1,2 \text{ mL}}{12 \text{ L}} = 0,00175 \text{ M} = 1,75 \text{ mM}$$

**Tabla AIII.1.** Volumen y concentración de peróxido de hidrógeno utilizado en los ensayos

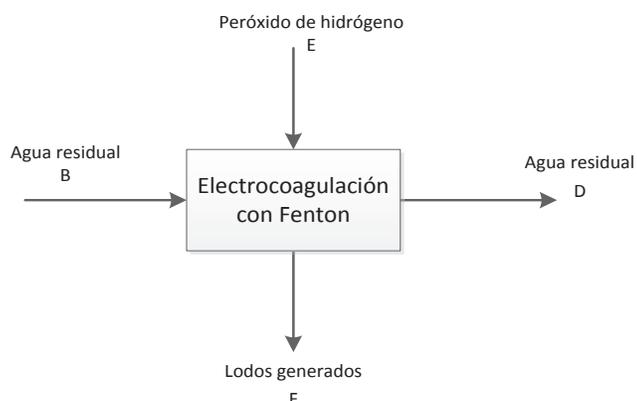
$V_{H_2O_2}$ (mL)	Concentración (mM)
1,2	1,75
3,6	5,25
6,0	8,75

## ANEXO IV

### BALANCE DE MASA PARA LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

Los balances de masa se realizaron para un día de operación.

#### Balance de masa en la celda electrocoagulación



**Figura AIV.1.** Balance de masa en el proceso combinado de electrocoagulación con Fenton

Se instalarán 4 celdas de electrocoagulación, por lo que los  $600 \text{ m}^3/\text{día}$  que salen del tanque de homogeneización, se tratará  $150 \text{ m}^3$  en cada uno, así se tendrá una generación de lodos de:

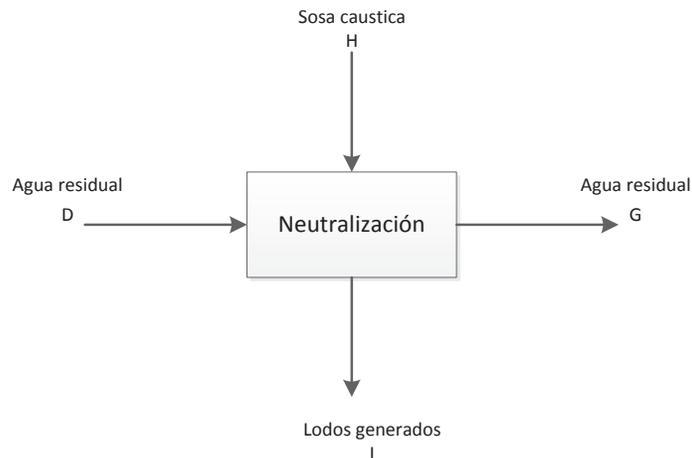
$$\frac{150 \text{ m}^3}{\text{día}} * \frac{1000 \text{ L}}{\text{m}^3} * \frac{200 \text{ g lodos}}{12 \text{ L}} * \frac{1 \text{ kg}}{1000 \text{ g}} * 1 \text{ día} = 2500 \text{ kg lodos}$$

Asumiendo que el agua residual tiene una densidad de  $1 \text{ g/cm}^3$ , el agua que sale tratada del proceso de electrocoagulación con Fenton es:

$$\left( 150 \text{ m}^3 * \frac{1000 \text{ L}}{\text{m}^3} * \frac{1 \text{ kg agua}}{1 \text{ L agua}} \right) - 2500 \text{ kg lodos} = 147500 \text{ kg agua}_{\text{tratada}}$$

$$147500 \text{ kg agua}_{tratada} \frac{1 \text{ L agua}}{1 \text{ kg agua}} * \frac{1 \text{ m}^3}{1000 \text{ L}} = 147,5 \text{ m}^3 \text{ agua}_{tratada}$$

### Balance de masa en la piscina de neutralización



**Figura AIV.2.** Balance de masa en el proceso de neutralización

Se instalarán 2 piscinas de neutralización, por lo cual, la cantidad de efluente tratado de las celdas de electrocoagulación serán neutralizados con la adición de sosa caustica y se dejarán reposar, se precipitará la materia suspendida en el fondo de la piscina debido a la geometría cónica que posee. Realizando el balance de masa en una piscina queda:

$$\frac{300 \text{ m}^3}{\text{día}} * \frac{1000 \text{ L}}{\text{m}^3} * \frac{100 \text{ g lodos}}{11,4 \text{ L}} * \frac{1 \text{ kg}}{1000 \text{ g}} * 1 \text{ día} = 2 631,60 \text{ kg lodos}$$

El agua residual tiene una densidad de  $1 \text{ g/cm}^3$ , el agua que sale tratada del proceso de neutralización es:

$$\left( 300 \text{ m}^3 * \frac{1000 \text{ L}}{\text{m}^3} * \frac{1 \text{ kg agua}}{1 \text{ L agua}} \right) - 2 631,60 \text{ kg lodos} = 297 368,40 \text{ kg agua}_{tratada}$$

$$297 368,40 \text{ kg agua}_{tratada} \frac{1 \text{ L agua}}{1 \text{ kg agua}} * \frac{1 \text{ m}^3}{1000 \text{ L}} = 297,40 \text{ m}^3 \text{ agua}_{tratada}$$

### Balance de masa en el filtro de arena



**Figura AIV.3.** Balance de masa en el proceso de filtración

Para realizar el balance de masa en el filtro de arena se utilizó la ecuación AIV.1, la cual permite encontrar la cantidad de sólidos suspendidos de acuerdo a las concentraciones de DQO obtenidas en el proceso combinado, el volumen será considerado el que sale de la piscina de neutralización.

$$C_{SS} = (C_i - C_f) * V \quad [AIV.1]$$

Dónde:

$C_{SS}$  = Cantidad de sólidos suspendidos en el filtro de arena (kg)

$C_i$  = Concentración inicial de DQO (mg/L)

$C_f$  = Concentración final de DQO (mg/L)

$V$  = Volumen de agua residual a tratar (L)

$$C_{SS} = (2730 - 160) \frac{mg}{L} * 300000 L * \frac{1 g}{1000 mg} * \frac{1 kg}{1000 g}$$

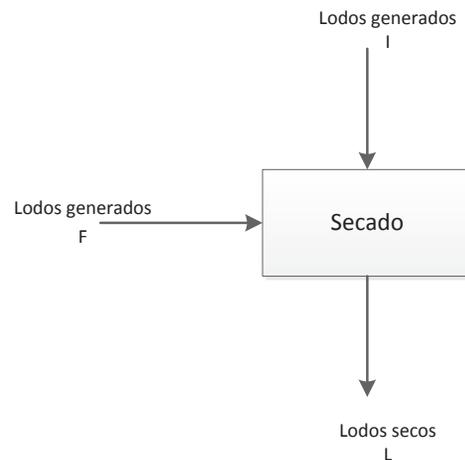
$$C_{SS} = 771,00 \text{ kg sólidos suspendidos}$$

Por lo que la cantidad de agua que sale del filtro será:

$$297368,40 \text{ kg agua}_{tratada} - 771,00 \text{ kg sólidos suspendidos} = 296597,4 \text{ kg agua}$$

$$296597,4 \text{ kg agua} * \frac{1L \text{ agua}}{1 \text{ kg agua}} * \frac{1 m^3}{1000 L} = 296,60 m^3 \text{ agua tratada}$$

### Balance de masa en el lecho de secado



**Figura AIV.4.** Balance de masa en el proceso de secado

La cantidad de lodos en el lecho es la suma tanto de los lodos generados de la celda de electrocoagulación, piscina de neutralización y del filtro.

$$\text{Lodos totales} = (2\,500,00 + 2\,631,60) \text{ kg lodos generados}$$

$$\text{Lodos totales} = 5\,131,60 \text{ kg lodos totales}$$

La cantidad de lodos secos después del proceso de secado por medio de gravedad y evaporación que se realizó en el lecho por 1 semana será:

$$5\,131,60 \text{ kg lodos} \frac{187 \text{ g lodos secos}}{340 \text{ g lodo}} \frac{2,5 \text{ kg lodo seco}}{1 \text{ kg lodo}} = 7\,055,95 \text{ kg lodos secos}$$

$$\frac{7\,055,95 \text{ kg lodos secos}}{296\,597,4 \text{ kg agua}} \times 100 = 2,38 \%$$

Referente a la cantidad de energía para el proceso de electrocoagulación se toma referencia del apartado 3.3.1, que representa las mejores condiciones de proceso, para lo cual se tiene el consumo de energía gracias a la ecuación AIV.2:

$$\text{Consumo de energía} = V \times I \times t \quad \text{[AIV.2]}$$

$$\text{Consumo de energía} = 16 \text{ V} \times 5 \text{ A} \times 0,25 \text{ h}$$

$$\text{Consumo de energía} = 20 \text{ kW} \times h$$

El costo de energía por la fuente de poder por lo tanto será:

$$\text{Costo} = 20 \text{ kW} \times h \frac{0,095 \text{ USD}}{\text{kW} \times h}$$

$$\text{Costo} = 1,9 \frac{\text{USD}}{\text{día}}$$

Para las bombas requeridas en la planta de tratamiento se especificará una de ellas:

$$P_{\text{bomba}} = \frac{367 \times \rho_{\text{gua residual}} \times Q \times H_B}{n} \quad [\text{AIV.3}]$$

El caudal corresponde a los 600 m<sup>3</sup> en un día de operación, referente a la altura de bombeo, el punto final del transporte del fluido residual es a las diferentes operaciones, es decir, para que el bombeo logre del tanque de homogeneización hacia la celda de electrocoagulación, corresponde a una altura de 2 m considerando que todas las bombas estarán ubicadas en la base de los demás equipos, a su vez, se estima un rendimiento del 80%, donde la potencia de la primera bomba es:

$$P_{\text{bomba}} = \frac{367 * 1000 \frac{\text{kg}}{\text{m}^3} \times \left(150 \frac{\text{m}^3}{\text{día}} \times \frac{\text{día}}{86\,400 \text{ s}}\right) \times 2\text{m}}{0,8}$$

$$P_{\text{bomba}} = 1,6 \text{ kW}$$

El consumo energético para un día de operación será:

$$\text{Consumo de energía} = 1,6 \text{ kW} \times 24 \text{ h}$$

$$\text{Consumo de energía} = 38,3 \text{ kW} \times h$$

Por lo tanto el costo de la energía consumida para el bombeo de los efluentes de una bomba sería:

$$\text{Costo} = 38,3 \text{ kW} \times h \frac{0,095 \text{ USD}}{\text{kW} \times h}$$

$$\text{Costo} = 3,63 \frac{\text{USD}}{\text{día}}$$

## ANEXO V

### CÁLCULOS PARA EL DIMENSIONAMIENTO DE LOS EQUIPOS

#### Cálculos para el dimensionamiento del tanque de homogeneización

Para el dimensionamiento del tanque de homogeneización, se consideraron algunas especificaciones las cuales se detallan a continuación. El Volumen de operación se calculó mediante la ecuación AV.1.

$$V_{op} = t_{contingencia} * Q_{op} \quad [AV.1]$$

Por lo general se asumen tiempos de contingencia de 4 horas, por lo tanto se obtiene el volumen de operación para el caudal de ingreso de los efluentes.

$$V_{op} = 4h * 600 \frac{m^3}{día} * \frac{día}{24 h} * \frac{1 BBL}{0,158 m^3}$$

$$V_{op} = 632,91 BBL$$

Si el  $V_{op} < 1000$  BBL, el volumen nominal es igual al volumen de operación y se le suman 4 ft al tanque que no son utilizables.

Según criterios de diseño, si el volumen nominal es menor a 10000 BBL, se dimensiona el tanque para que la altura sea menor que el diámetro, además si el volumen nominal es menor a 2000 BBL, se usa planchas de 6 ft de altura, por lo tanto el diámetro del tanque se calculó mediante la ecuación AV.2.

$$V = \pi * \frac{D^2}{2} * H \quad [AV.2]$$

$$100 m^3 = \pi * \frac{D^2}{2} * 3,00 m$$

$$D = 4,6 m$$

### Cálculos para el dimensionamiento de la celda de electrocoagulación con Fenton

Del apartado 3.3.3 se encontró la cinética del proceso, la cual permitirá encontrar el respectivo dimensionamiento de la celda.

$$k = 0,2022 \text{ min}^{-1} = 12,13 \text{ h}^{-1}$$

Para un flujo continuo, el tiempo de residencia de la celda, se describe en la ecuación AV.3 utilizando la constante k.

$$\frac{\tau}{C_{Ao}} = \frac{x}{kC_{Ao}(1-x)} \quad [\text{AV.3}]$$

$$\tau = \frac{0,9414}{12,13 \text{ h}^{-1}(1 - 0,9414)}$$

$$\tau = 1,32h$$

Una vez obtenido el tiempo en funcionamiento continuo, se determinó el volumen de la celda para el tratamiento de 600 m<sup>3</sup>/día según la ecuación AV.4.

$$V_T = Q \times \tau \times f \quad [\text{AV.4}]$$

$$V_T = 600 \frac{\text{m}^3(1\text{día})}{\text{día} (24 \text{ h})} \times 1,32 \text{ h} \times 1,35$$

$$V_T = 44,55 \text{ m}^3$$

Como se emplearán 4 celdas en serie, el volumen de cada celda sería:

$$V_c = \frac{44,55}{4} \text{ m}^3$$

$$V_c = 11,13 \text{ m}^3$$

### Geometría de la celda de electrocoagulación con Fenton

El diseño de la celda a nivel industrial, se realizó en base a la celda construida para los respectivos análisis a nivel de laboratorio, cuyas proporciones geométricas se muestran a continuación, con la ecuación AV.5.

$$V_T = L \times H \times a \quad \text{[AV.5]}$$

Dónde:

L: longitud del reactor

H: altura total del reactor

a: ancho del reactor

$$V_T = (2,5 \times 3,0 \times 1,5)m^3$$

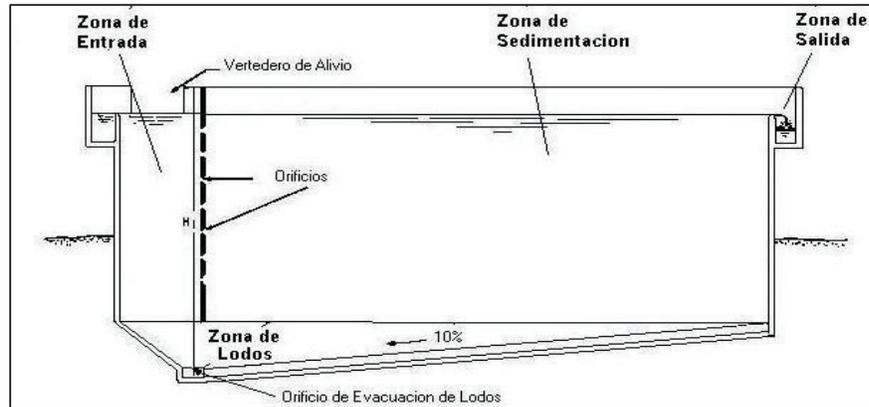
Además se calculó el número de electrodos a usarse en la celda de electrocoagulación, con la ecuación 2.1, mencionada anteriormente.

$$\text{Número electrodos} = \frac{(1,5 \text{ m}) - 2 \times (0,5 \text{ m})}{(0,0177 \text{ m})}$$

$$\text{Número electrodos} = 28$$

### Cálculos para el dimensionamiento de la piscina de neutralización

Para el dimensionamiento de la piscina, se tomará en cuenta una zona de entrada, sedimentación, salida y evacuación de lodos como se muestra en la Figura VI.1, siguiendo adecuados criterios de diseño (Dar Lin, 2007, p. 592).



**Figura AV.1.** Diagrama de una piscina de neutralización tipo cónico  
(Dar Lin, 2007, p. 592)

Se seleccionó las propiedades del agua a 20 °C, el rango típico de tamaño de partículas para sedimentación por gravedad están en el rango (0,01- 1) mm, por lo que se escogió un valor de 0.14 para los respectivos cálculos.

Primero se calculó la velocidad de asentamiento según la ecuación AV.6.

$$V_s = \frac{g(\rho_{so} - \rho)d^2}{18\mu} \quad [\text{AV.6}]$$

Dónde:

$g$ : gravedad ( $m/s^2$ )

$V_o$ : Velocidad Terminal ( $m/s$ )

$\rho_{so}$ : Densidad de partícula ( $kg/m^3$ )

$d$ : Diámetro de partícula ( $m$ )

$\rho$ : Densidad del agua ( $kg/m^3$ )

$\mu$ : Viscosidad del agua ( $kg/ms$ )

$$V_s = \frac{9,8 \frac{m}{s^2} \times (1200 - 998) \frac{kg}{m^3} \times 0,00014^2 m^2}{18 \times 0,001003 \frac{kg}{ms}}$$

$$V_s = 0,00027 \frac{m}{s}$$

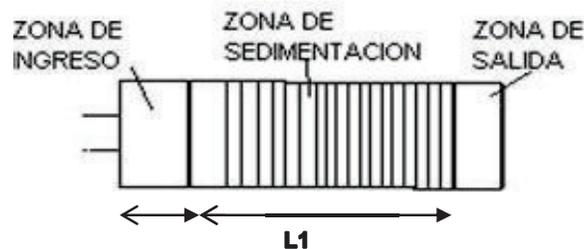
Una vez obtenido el valor de la velocidad de asentamiento, se calculó el área del sedimentador para un caudal de trabajo de  $300 \text{ m}^3/\text{día}$  que salen de las dos celdas de electrocoagulación, según la ecuación AV.7.

$$A_s = \frac{Q}{v_s} \quad [\text{AV.7}]$$

$$A_s = \frac{300 \frac{\text{m}^3}{\text{día}} \times \frac{\text{día}}{24 \text{ h}} \times \frac{\text{h}}{3600 \text{ s}}}{0,00027 \frac{\text{m}}{\text{s}}}$$

$$A_s = 12,68 \text{ m}^2$$

Se asume un ancho de sedimentador B (2,5 m) y se determina el largo L de la zona de sedimentación como se aprecia en la Figura



**Figura AV.2.** Longitud de la zona sedimentaria de la piscina de neutralización  
(Dar Lin, 2007, p. 592)

$$L_2 = \frac{12,68 \text{ m}^2}{2,5 \text{ m}}$$

$$L_2 = 5,10 \text{ m}$$

Se asume  $L_1 = 0,7 \text{ m}$  y se calcula el largo total según la ecuación AV.8.

$$L = L_1 + L_2 \quad [\text{AV.8}]$$

$$L = (5,10 + 0,7) \text{ m} = 5,80 \text{ m}$$

Luego se calculó la velocidad terminal que está dentro del rango típico entre 6 y 33  $m/día$  según la ecuación AV.9.

$$V_o = \frac{Q}{B \times L} \quad [AV.9]$$

$$V_o = \frac{300 \frac{m^3}{día}}{2,5 m \times 5,80 m}$$

$$V_o = 20,69 \frac{m}{día}$$

Se verifica si cumple la relación de  $L/B$  de los criterios de diseño:  $L/B = 2 - 10$

$$\frac{L}{B} = \frac{5,80 m}{2,5 m} = 2,32$$

Se asume la profundidad  $H = 2 m$  y se verifica la relación  $L/H = 3 - 20$

$$\frac{L}{H} = \frac{5,80 m}{2,00 m} = 3,00$$

Una vez verificado los valores se calcula el volumen total y tiempo de retención del sedimentador con las ecuaciones AV.10 y AV.11.

$$V_{T=} = B \times H \times L \quad [AV.10]$$

$$V_{T=} = 2,50 \times 2,00 \times 5,80 m^3$$

$$V_{T=} = 28,83 m^3$$

$$t_r = \frac{V_T}{Q} \quad [AV.11]$$

$$t_r = \frac{28,83 m^3}{300 \frac{m^3}{día}}$$

$$t_r = 2,30 h$$

### Cálculos para el dimensionamiento del filtro de arena

Para calcular el área del filtro de arena se utiliza la ecuación AV.12.

$$A_f = \frac{Q}{t_f} \quad [\text{AV.12}]$$

Dónde:

$Q$ : caudal de diseño ( $m^3/\text{día}$ )

$t_f$ : tasa de filtración  $m^3/m^2/h$

La velocidad de filtración, suele ser del orden de 6 a 15 ( $m^3/m^2/h$ ). (Gedar, 2014, p. 1). Se seleccionó una tasa de filtrado de  $6 m^3/m^2/h$

$$A_f = \frac{150 \frac{m^3}{\text{día}} \times \frac{\text{día}}{24 h}}{6 \frac{m^3}{m^2 h}}$$

$$A_f = 1,04 m^2$$

Se dimensionará el filtro de arena de forma rectangular con relación de  $H=2a$  donde (L) largo y (a) ancho. El cálculo se detalla a continuación gracias a la ecuación AV.13.

$$A_f = H_f \times a_f \quad [\text{AV.13}]$$

Dónde:

$A_f$  = área del filtro ( $m^2$ )

$H_f$  = altura del filtro (m)

$a_f$  = ancho del filtro (m)

$$A_f = H_f * a_f$$

$$A_f = 2 a_f^2$$

$$a_f = \sqrt{\frac{1,04 \text{ m}^2}{2}}$$

$$a_f = 0,72 \text{ m}$$

$$H_f = \frac{A_f}{a_f}$$

$$H_f = \frac{1,04 \text{ m}^2}{0,72 \text{ m}}$$

$$H_f = 1,45 \text{ m}$$

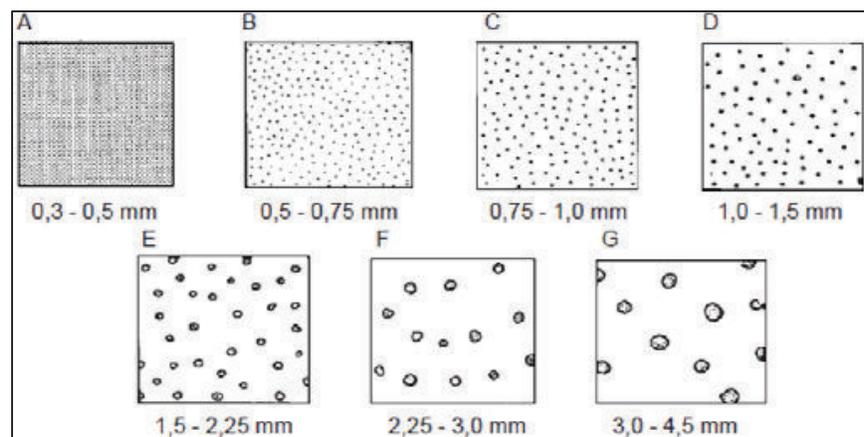
El número de filtros se calculó con la ecuación AV.14.

$$n_{filtros} = \frac{1}{4} \sqrt{Q} \quad [AV.14]$$

$$n_{filtros} = \frac{1}{4} \sqrt{5,21 \frac{\text{m}^3}{h}}$$

$$n_{filtros} = 0,57 = 1$$

El tamaño de las partículas de arena que se colocara en el medio filtrante se determina en base al tamaño de los flóculos presentes en el agua del proceso combinado. En la Figura se muestra la equivalencia según el índice de Wilcomb (Arboleda, 2000, p. 46).



**Figura AVI.3.** Equivalencia al tamaño de los flóculos según el índice de willcomb (Arboleda, 2000, p. 46)

Con base en la Figura y comparando con los tamaños de los flóculos en los ensayos, se escogió la muestra D con un diámetro de 1,0 a 1,5 mm, por lo cual se seleccionó el tamaño de partícula de 1,25 mm.

El filtro de arena estará conformado por dos capas, la primera capa de arena de 0,5 m de altura con partículas de tamaño de 1,25 mm y una segunda capa de arena de 0,2 m de altura con partículas de tamaño de 1,25 mm. Se calculó la altura del efluente sobrenadante del filtro, mediante la ecuación AV.15, además se seleccionó el promedio del coeficiente de permeabilidad de la con un valor de 0,005 m/s (Weber, 2003, p. 57).

$$H_{sobrenadante} = \frac{t_f}{k} * e \quad [AV.15]$$

Dónde:

$H_{sobrenadante}$  = altura de agua sobrenadante (m)

$t_f$  = tasa superficial de filtración (m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>/h)

$k$  = coeficiente de permeabilidad de la arena (m/s)

$e$  = espesor de la capa de arena (m)

$$H_{sobrenadante} = \frac{0,4 \frac{m^3}{m^2}}{0,0005 \frac{m}{s} \times \frac{3600 s}{h}} \times 0,4 m$$

$$H_{sobrenadante} = 0,09 m$$

Finalmente, se calculó la altura del filtro de arena, que corresponde a la sumatoria de las alturas de los lechos y la altura del sobrenadante mediante la ecuación AV.16.

$$H_{filtro} = H + H_{arena} + H_{grava} + H_{sobrenadante} \quad [AV.16]$$

$$H_{filtro} = 1,45 + 0,4 m + 0,2 m + 0,09 m$$

$$H_{filtro} = 2,10 m$$

### Cálculos para el dimensionamiento del lecho de secado

Para el dimensionamiento del lecho de secado, se considera la cantidad de lodo generado en los análisis del proceso combinado a las mejores condiciones de operación mencionadas en el apartado, de los balances de masa se obtiene el 6% de la cantidad de agua tratada, y se calcula el volumen de lodos mediante la ecuación AV.17.

$$V_{lodos} = Q_p \times t \times \%lodos \quad [AV.17]$$

Donde

$$V_{lodos} = \text{Volumen de lodos (m}^3\text{)}$$

$$Q_p = \text{Caudal de alimentación de lodos (m}^3\text{/día)}$$

$$t = \text{tiempo de tratamiento (días)}$$

$$V_{lodos} = 7\,055,95 \frac{\text{kg lodos secos } 1 \text{ semana}}{1 \text{ semana}} \frac{1 \text{ m}^3}{7 \text{ días kg lodos secos}} \times 1 \text{ día} \times 0,03$$

$$V_{lodos} = 30,24 \text{ m}^3$$

Se dimensiona el lecho de secado para una altura de capas de 0,8, según la ecuación AV.18. (Arboleda, 2000, p. 55)

$$A_{secado} = \frac{V_{lodos}}{H_{secado}} \quad [AV.18]$$

Donde

$$A_{secado} = \text{Área del lecho de secado (m}^2\text{)}$$

$$H_{secado} = \text{Altura del lecho de secado (m)}$$

$$A_{secado} = \frac{30,24 \text{ m}^3}{0,8 \text{ m}}$$

$$A_{secado} = 37,80 \text{ m}^2$$

El lecho de secado tendrá una forma rectangular, cuyo longitud sera el doble de la altura mediante la ecuación AV.19.

$$A_s = a_s * l_s$$

[AV.19]

$$A_s = 2 l_s^2$$

$$l_s = \sqrt{\frac{37,80 \text{ m}^2}{2}}$$

$$l_s = 4,35 \text{ m}$$

$$a_s = \frac{l_s}{2}$$

$$a_s = \frac{6,60 \text{ m}^2}{2 \text{ m}}$$

$$a_s = 2,17 \text{ m}$$

## ANEXO VI

### CARACTERIZACIÓN DE LOS EFLUENTES DE LA EMPRESA TEXTIL FABRINORTE CIA LTDA., POR EL MÉTODO DE ELECTROCOAGULACIÓN SIMPLE POR EL LABORATORIO EMAPA.

A continuación se indican las Figuras AVI.1 y AVI.2, que representan a la caracterización de un muestreo compuesto de los efluentes de la empresa textil FABRINORTE CIA. LTDA.

AA	PARAMETRO	METODO ANALITICO	UNIDADES	RESULTADO
<b>AGUAS Y SUELOS</b>				
1	Conductividad Eléctrica	CP-PEE-A033	uS/cm	9020.0
1	Demanda Bioquímica de Oxígeno (5 días)	CP-PEE-A019	mg/L	858
1	Demanda Química de Oxígeno	CP-PEE-A020	mg/L	2730
1	pH	CP-PEE-A042	unidades	= 10
1	Sólidos Suspendidos	CP-PEE-A062	mg/L	<1000

**ACREDITACIONES**

LABORATORIO DE  
ENSAYOS  
N° ODE 18-25 34 801

INFORME CESAQ-PUCE No. 13549-1  
Página 1 de 2

**CESAQ - PUCE**  
PONTIFICIA UNIVERSIDAD CATÓLICA DEL ECUADOR  
CENTRO DE SERVICIOS AMBIENTALES Y QUÍMICOS  
INFORME DE ANÁLISIS No. 13549-1

**Datos generales:**  
Cliente: RICARDO MARTIN MORENO ACOSTA (INDUTEXMA)  
Dirección: Roca 435 y Mejía  
Teléfono: 05 2920-409 / 469 / 05 29  
Tipo de muestra: AGUA RESIDUAL

**Toma de Muestra (No cubierta por las acreditaciones)**  
FECHA DE MUESTREO: 15/04/14  
IDENTIFICACIÓN DE LA MUESTRA: INDUTEXMA  
MUESTREADO POR: RICARDO MARTIN MORENO ACOSTA  
FECHA RECEPCION: 15/04/14 INTEGRIDAD DE LA MUESTRA: CUMPLE

**Parámetros analizados:**

**Fecha de Realización del Ensayo**  
La muestra ingresó al CESAQ-PUCE el día 15 de abril del 2014. Los análisis fueron realizados en el periodo comprendido entre el 16 de abril del 2014 y el 22 de abril del 2014.

*El presente informe sólo afecta a las muestras sometidas a ensayo*  
El presente informe no debe reproducirse más que en su totalidad, previa autorización escrita del CESAQ - PUCE  
Los montos máximos de los resultados para los ensayos que se encuentran dentro del alcance de acreditación se encuentran disponibles en los registros del CESAQ - PUCE  
CESAQ-PUCE, Laboratorio Acreditado ODE LE2-C 04-001

Created with XFRX, www.egeus.com, commercial use prohibited.

**Figura AVI.2.** Caracterización de los efluentes de la empresa textil FABRINORTE CIA LTDA., por el laboratorio CESAQ-PUCE

**EMPRESA MUNICIPAL DE AGUA POTABLE Y ALCANTARILLADO DE IBARRA**

UNIDAD DE CONTROL DE LA CALIDAD DE AGUA Y ALIMENTOS  
PLANTA DE TRATAMIENTO DE CARANQUI TF. 2650 – 912  
LABORATORIO DE CONTROL DE LA CALIDAD DE AGUA  
PLANTA DE TRATAMIENTO DE CARANQUI TELF: 2-957-965 EXT 117

Parámetro	Unidades	Normativa TULAS	Muestra	Técnica Usada
<b>FECHA:</b> 15/04/2014				
<b>A. Análisis Físicos</b>				
1 Color Verdadero	mg/l Pt-Co	N/A	640	Método HACH 8025
2 Conductividad	us/cm	N/A	8840	SM 2510B
3 Sólidos Suspendedos Totales	mg/l	100	53,90	SM 2540
<b>B. Análisis Químicos</b>				
4 Demanda Química de Oxígeno (DQO)	mg/l	250,00	3354,00	Método HACH 8000
5 Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO <sub>5</sub> )	mg/l	100	300	Método Respirométrico (Equipo WTW Oxitop)

Bq. Carla Valarezo  
CONTROL DE CALIDAD

**EMAPA**  
LABORATORIO

**Figura AVI.3.** Caracterización de los efluentes de la empresa textil FABRINORTE CIA LTDA., por el laboratorio EMAPA

## ANEXO VII

### CARACTERIZACIÓN DE LOS EFLUENTES DE LA EMPRESA TEXTIL FABRINORTE CIA LTDA., POR EL MÉTODO DE ELECTROCOAGULACIÓN SIMPLE POR EL LABORATORIO EMAPA.

A continuación se indican las Figuras AVII.1 y AVII.2, que representan la caracterización de la DQO a diferentes amperajes, varios parámetros a la mejor condición de amperaje que fue de 12 Amperios y valores de la DQO a diferentes tiempos para la cinética del proceso respectivamente.



**EMPRESA PÚBLICA MUNICIPAL DE AGUA POTABLE  
Y AL CANTABILADO DE IRARRA**

**UNIDAD DE CONTROL DE LA CALIDAD DE AGUA Y ALIMENTOS**  
Planta de Tratamiento de Agua Potable Av. Atahualpa Tf: 2957-965- Ext. 117

**SR(S): ZALDUMBIDE ANDRÉS**

**ANÁLISIS FÍSICOS, QUÍMICOS Y MICROBIOLÓGICOS**

Parámetros			Color	pH	Conductividad	Sólidos Totales Disueltos	Turbiedad	Nitritos	Hierro	DQO	Dureza Total	Calcio	Magnesio	Alcalinidad	COLIFORMES TOTALES	ECHERI COLI
Unidades			uCo-P		uS/cm	mg/L	NTU	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	ufc/100 ml	
Límites permisibles			300	5,5-9,0	-	300	-	10	10	250	300	-	-	-	-	ausencia
No	Muestra	Fecha														
1	Muestra 1	25/08/2014	-	-	-	-	-	-	-	56	-	-	-	-	-	-
2	Muestra 2	25/08/2014	-	-	-	-	-	-	-	120	-	-	-	-	-	-
3	Muestra 3	25/08/2014	-	-	-	-	-	-	-	1520	-	-	-	-	-	-
4	Muestra 4	25/08/2014	-	-	-	-	-	-	-	3240	-	-	-	-	-	-



**Figura AVII.1.** Caracterización de los efluentes de la empresa textil FABRINORTE CIA LTDA., por el laboratorio EMAPA



**UNIDAD DE CONTROL DE LA CALIDAD DE AGUA Y ALIMENTOS**  
Planta de Tratamiento de Agua Potable Av. Atahualpa Tf: 2957-965- Ext. 117  
SR(S): ZALDUMBIDE ANDRÉS

Parámetros			Color	pH	Conductividad	Sólidos Totales Disueltos	Turbiedad	Nitratos	Hierro	DQO	Dureza Total	Calcio	Magnesio	Alcalinidad	COLIFORMES TOTALES	ECHERI COLI
Unidades			uCo-Pt		uS/cm	mg/L	NTU	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	ufc/100 ml	
Límites permisibles			360	5,0-9,0	-	300	-	30	30	250	300	-	-	-	-	ausencia
No	Muestra	Fecha														
1	Muestra 1	25/08/2014	-	-	-	-	-	-	-	56	-	-	-	-	-	-
2	Muestra 2	25/08/2014	-	-	-	-	-	-	-	161	-	-	-	-	-	-
3	Muestra 3	25/08/2014	-	-	-	-	-	-	-	634	-	-	-	-	-	-
4	Muestra 4	25/08/2014	-	-	-	-	-	-	-	936	-	-	-	-	-	-



**Figura AVII.2.** Caracterización de los efluentes de la empresa textil FABRINORTE CIA LTDA., por el laboratorio EMAPA

## ANEXO VIII

### CARACTERIZACIÓN DE LOS EFLUENTES DE LA EMPRESA TEXTIL FABRINORTE CIA LTDA., POR EL MÉTODO COMBINADO DE ELECTROCOAGULACIÓN CON FENTON POR EL LABORATORIO EMAPA.

A continuación se indican las Figuras AVIII.1, AVIII.2, y AVIII.3 que representan a la caracterización de la DQO a diferentes amperajes y concentraciones de peróxido de hidrógeno, varios parámetros a la mejor condición de amperaje que fue de 5 Amperios y concentración de peróxido de 5,25 mM y los valores de la DQO a diferentes tiempos para la cinética del proceso respectivamente.



**UNIDAD DE CONTROL DE LA CALIDAD DE AGUA Y ALIMENTOS**  
Planta de Tratamiento de Agua Potable Av. Atahualpa Tf: 2957-965- Ext. 117  
SR(S): ZALDUMBIDE ANDRÉS

**ANÁLISIS FÍSICOS, QUÍMICOS Y MICROBIOLÓGICOS**

Parámetros			Color	pH	Conductividad	Sólidos Totales Disueltos	Turbiedad	Nitratos	Hierro	DQO	Dureza Total	Calcio	Magnesio	Alcalinidad	COLIFORMES TOTALES	E. COLI
Unidades			uCo-Pt		uS/cm	mg/L	NTU	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	ufo/100 ml	ufo/100 ml
Límites permisibles			300	5,0-9,0	-	100	-	10	10	250	300	-	-	-	-	ausencia
No	Muestra	Fecha														
1	Muestra 1	29/09/2014	-	-	-	-	-	-	-	1620	-	-	-	-	-	-
2	Muestra 2	29/09/2014	-	-	-	-	-	-	-	550	-	-	-	-	-	-
3	Muestra 3	29/09/2014	-	-	-	-	-	-	-	600	-	-	-	-	-	-
4	Muestra 4	29/09/2014	-	-	-	-	-	-	-	640	-	-	-	-	-	-
5	Muestra 5	29/09/2014	-	-	-	-	-	-	-	120	-	-	-	-	-	-
6	Muestra 6	29/09/2014	-	-	-	-	-	-	-	220	-	-	-	-	-	-
7	Muestra 7	29/09/2014	-	-	-	-	-	-	-	480	-	-	-	-	-	-
8	Muestra 8	29/09/2014	-	-	-	-	-	-	-	400	-	-	-	-	-	-
9	Muestra 9	29/09/2014	-	-	-	-	-	-	-	510	-	-	-	-	-	-



**Figura AVIII.1.** Caracterización de los efluentes de la empresa textil FABRINORTE CIA LTDA., por el laboratorio EMAPA



**UNIDAD DE CONTROL DE LA CALIDAD DE AGUA Y ALIMENTOS**  
 Planta de Tratamiento de Agua Potable Av. Atahualpa Tf: 2957-965- Ext. 117  
**SR(S): ZALDUMBIDE ANDRÉS**

**ANÁLISIS FÍSICOS, QUÍMICOS Y MICROBIOLÓGICOS**

Parámetros			Color	pH	Conductividad	Sólidos Totales Disueltos	Turbiedad	Nitratos	DBO5	DOO	Dureza Total	Calcio	Magnesio	Alcalinidad	COLIFORMES TOTALES	ECHERI COLI
Unidades			uCo-Pl		us/cm	mg/L	NTU	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	ufo/100 ml	
Límites permisibles			360	5,0-9,0	-	100	-	10	10	250	300	-	-	-	-	ausencia
No	Muestra	Fecha														
1	Muestra 1	15/09/2014	30	-	-	33	-	-	65	140	-	-	-	-	-	-



Figura AVIII.2. Caracterización de los efluentes de la empresa textil FABRINORTE CIA LTDA., por el laboratorio EMAPA



**UNIDAD DE CONTROL DE LA CALIDAD DE AGUA Y ALIMENTOS**  
 Planta de Tratamiento de Agua Potable Av. Atahualpa Tf: 2957-965- Ext. 117  
**SR(S): ZALDUMBIDE ANDRÉS**

**ANÁLISIS FÍSICOS, QUÍMICOS Y MICROBIOLÓGICOS**

Parámetros			Color	pH	Conductividad	Sólidos Totales Disueltos	Turbiedad	Nitratos	Hierro	DOO	Dureza Total	Calcio	Magnesio	Alcalinidad	COLIFORMES TOTALES	ECHERI COLI
Unidades			uCo-Pl		us/cm	mg/L	NTU	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	ufo/100 ml	
Límites permisibles			360	5,0-9,0	-	100	-	10	10	250	300	-	-	-	-	ausencia
No	Muestra	Fecha														
1	Muestra 1	29/09/2014	-	-	-	-	-	-	-	120	-	-	-	-	-	-
2	Muestra 2	29/09/2014	-	-	-	-	-	-	-	260	-	-	-	-	-	-
3	Muestra 3	29/09/2014	-	-	-	-	-	-	-	314	-	-	-	-	-	-
4	Muestra 4	29/09/2014	-	-	-	-	-	-	-	870	-	-	-	-	-	-
5	Muestra 5	29/09/2014	-	-	-	-	-	-	-	1200	-	-	-	-	-	-



Figura AVIII.3. Caracterización de los efluentes de la empresa textil FABRINORTE CIA LTDA., por el laboratorio EMAPA

## ANEXO IX

## CARACTERIZACIÓN DE LOS LODOS DE LA EMPRESA TEXTIL FABRINORTE CIA LTDA.

A continuación se indica la Figura AIX.1 que representan a la caracterización de los lodos secos tratados por el Laboratorio de Agua Potable y Alcantarillado Otavalo.

PARAMETRO	EXPRESADO COMO	VALOR ENCONTRADO EN LA MUESTRA
<b>ANÁLISIS FÍSICOS</b>		
HUMEDAD	%	55,47
<b>ANÁLISIS MICROBIOLÓGICO</b>		
COLIFORMES TOTALES	N.M.P/100 ml	> 24196000
E. COLI	N.M.P/100 ml	< 4
<b>ANÁLISIS QUÍMICO</b>		
CARBONO ORGÁNICO TOTAL	%	38,31
NITRÓGENO TOTAL	%	0,94

REPORTE: 42-2014 GMD

08/11/2014

  
 Guim, Verónica Vargas  
 LABORATORIO DE AGUA POTABLE



Dirección: García Moreno # 305 / Telef: 06 2 920 - 460 / 06 2 924 - 566  
 Fax: 06 2 920 - 404 / www.otavalo.gob.ec  
 OTAVALO - ECUADOR



**Figura AIX.1.** Caracterización de los lodos tratados por el Laboratorio de Agua Potable y Alcantarillado Otavalo