

**TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DEL SECTOR TEXTIL MEDIANTE
PROCESO ACOPLADO ELECTRO-COAGULACIÓN-ELECTRO-OXIDACIÓN**

**NATALIA HENAO OSPINA
STEVEN RAMIREZ BETANCUR**

ASESOR: PROFESOR EDISON GILPAVAS

**DIRECTOR GRUPO DE INVESTIGACIÓN EN PROCESOS AMBIENTALES - GIPAB
LÍNEA DE INVESTIGACIÓN: PROCESOS AVANZADOS DE OXIDACIÓN**



UNIVERSIDAD EAFIT

**ESCUELA DE INGENIERÍA
DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA DE PROCESOS
MEDELLÍN
2016**

**TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DEL SECTOR TEXTIL MEDIANTE
PROCESO ACOPLADO ELECTRO-COAGULACIÓN-ELECTRO-OXIDACIÓN**

NATALIA HENAO OSPINA
STEVEN RAMIREZ BETANCUR

ASESOR: PROFESOR EDISON GILPAVAS
DIRECTOR GRUPO DE INVESTIGACIÓN GIPAB
LÍNEA DE INVESTIGACIÓN PROCESOS AVANZADOS DE OXIDACIÓN



Trabajo de investigación presentado como requisito parcial para optar al título de
Ingeniero de Procesos

UNIVERSIDAD EAFIT
ESCUELA DE INGENIERÍA
DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA DE PROCESOS
MEDELLÍN
2016

Nota de aceptación:

Presidente del jurado

Jurado

Jurado

Medellín, Junio de 2016

AGRADECIMIENTOS

Al profesor asesor **EDISON GILPAVAS**, agradecemos su constante disposición para atender nuestras inquietudes y para transmitir no solamente su conocimiento sino también la pasión por las actividades realizadas en esta experiencia vivida.

Al “Joven investigador” **JOSÉ DAVID MEDINA A.**, por su gran capacidad de escuchar nuestras dudas y ayudarnos a resolver los inconvenientes que se presentaban en el camino.

Igualmente, a nuestras familias por el apoyo brindado a lo largo de nuestra formación no sólo a nivel profesional, sino también personal.

Finalmente, agradecemos a la **Universidad EAFIT** por brindarnos la oportunidad de estudiar la carrera de pregrado, además de poder usar los espacios propicios para el desarrollo de este proyecto y por el apoyo académico.

TABLA DE CONTENIDO

1. CONCEPTOS GENERALES.....	9
1.1 INTRODUCCIÓN.....	9
1.2 MARCO REFERENCIAL.....	10
1.3 DISEÑO ESTADÍSTICO DE EXPERIMENTOS.....	15
1.4 ANTECEDENTES.....	16
1.4.1 Antecedentes electro-coagulación.....	16
1.4.2 Antecedentes de electro-oxidación.....	18
1.5 PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA.....	19
1.6.1 Objetivo General.....	20
1.6.2 Objetivos Específicos.....	20
1.7 ALCANCE.....	20
1.8 CONCLUSIONES.....	20
1.9 BIBLIOGRAFÍA.....	21
2. MATERIALES Y MÉTODOS.....	24
2.1 MATERIALES Y EQUIPOS.....	24
2.1.1 Reactivos.....	24
2.1.2 Reactor.....	25
2.1.3 Métodos Analíticos.....	25
2.2 MONTAJE DEL PROCESO ACOPLADO DE EC Y EO.....	29
2.3 DISEÑO EXPERIMENTAL.....	29
2.3.1 Cinéticas de degradación.....	29
2.4 PROCEDIMIENTO.....	30
2.5 CONCLUSIONES.....	31
2.6 BIBLIOGRAFÍA.....	31
3. ANÁLISIS Y RESULTADOS.....	32
RESUMEN.....	32
3.1 ANÁLISIS DE RESULTADOS.....	322
3.1.1 Proceso de Electro-coagulación.....	322
3.1.2 Proceso de Electro-oxidación.....	41
3.2 Cinéticas de degradación.....	51
3.2.1 Degradación de la DQO para el proceso de EO.....	51
3.2.2 Generación H ₂ O ₂ en el tiempo.....	53
3.2.3 Remoción de color del estudio cinético mediante el proceso de EO.....	55
3.3 CONCLUSIONES.....	55
3.4 BIBLIOGRAFÍA.....	556
4. DISEÑO CONCEPTUAL.....	589

4.1 DISEÑO CONCEPTUAL DEL PROCESO ACOPLADO EC-EO	599
4.2 REACTOR A ESCALA INDUSTRIAL	655
4.3 ANALISIS ECONÓMICO	¡Error! Marcador no definido.7
4.4 CONCLUSIONES.....	5973
4.5 BIBLIOGRAFÍA.....	5573
5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	5875
5.1 CONCLUSIONES.....	5575
5.2 RECOMENDACIONES	5575
5.3 BIBLIOGRAFÍA.....	5576

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1 Proceso del sector textil.....	10
Figura 2.1 Esquema del reactor para: (A) EC; (B) EO	25
Figura 2.2 Esquema del proceso acoplado de EC y EO.....	30
Figura 3.1 Diagrama de Pareto estandarizado para el %DDQO. A: Densidad de corriente y B: tiempo.....	35
Figura 3.2 Diagrama de Pareto estandarizado para el consumo energético. A: Densidad de corriente y B: tiempo.....	36
Figura 3.3 Gráfico de Interacción de la i y el tiempo para el %DDQO.....	36
Figura 3.4 Gráfico de Interacción de la i y el tiempo para el consumo energético	37
Figura 3.5 Superficie de respuesta para el %DDQO.	38
Figura 3.6 Superficie de respuesta para el consumo energético.	39
Figura 3.7 Barrido espectral para el proceso de EC	40
Figura 3.8 Cinética de remoción de colorante para el proceso de EC	41
Figura 3.9 Diagrama de Pareto estandarizado para el %DDQO.....	44
Figura 3.10 Diagrama de Pareto estandarizado para el consumo energético	44
Figura 3.11 Gráfica de interacción de la i y el pH para el %DDQO.....	45
Figura 3.12 Gráfica de interacción de la i y la CD para el %DDQO.	46
Figura 3.13 Gráfica de interacción de la i y el pH para el consumo energético.	46
Figura 3.14 Gráfica de interacción de CD y la i para el consumo energético.	47
Figura 3.15 Gráfica de interacción de la i y CD para el consumo energético.	47
Figura 3.16 Superficie de respuesta para el %DDQO a CD: 5.5 mS/cm	48
Figura 3.17 Superficie de respuesta para el consumo energético a CD: 5.5 mS/cm	49
Figura 3.18 Superficie de respuesta para el consumo energético a pH: 7	49
Figura 3.19 Barrido espectral para el proceso de EO	50
Figura 3.20 Cinéticas de degradación de la DQO.....	52
Figura 3.21 Modelo cinético de primer orden.....	53

Figura 3.22 Generación H ₂ O ₂ en el tiempo.....	54
Figura 3.23 Barrido espectral de: (A) Cinética 1 y (B) Cinética 2.....	55
Figura 4.1 Diagrama de entradas y salidas.....	62
Figura 4.2 Diagrama de bloques del proceso acoplado.....	62
Figura 4.3 Diagrama de flujo del proceso EC-EO.....	64
Figura 4.4 Esquema de las celdas de: (A) EC y (B) EO.....	65

LISTA DE TABLAS

Tabla 1.1 Descripción de las etapas del proceso textil	11
Tabla 1.2 Condiciones de vertimiento para los efluentes de la industria textil	12
Tabla 1.3 Número de tratamientos en los diseños de segundo orden	16
Tabla 2.1 Caracterización del agua residual	24
Tabla 2.2 Sustancia de los kits de la empresa Macherey-Nagel para DQO y COT	25
Tabla 2.3 Variables de diseño para el proceso EC	27
Tabla 2.4 Diseño experimental factorial 3 ^k para el proceso de EC.....	28
Tabla 2.5 Variables de diseño para el proceso EO	28
Tabla 2.6 Diseño de experimentos Box-Behnken EO.	29
Tabla 3.1 Resultados diseño de experimentos para EC	33
Tabla 3.2 Tabla ANOVA para EC en el %DDQO	33
Tabla 3.3 Tabla ANOVA para EC en el consumo energético.....	34
Tabla 3.4 Condiciones óptimas para el proceso de EC.....	40
Tabla 3.5 Resultados diseño de experimentos para EO	41
Tabla 3.6 Tabla ANOVA para EO para el %DDQO.....	42
Tabla 3.7 Tabla ANOVA para EO para el consumo energético.....	43
Tabla 3.8 Condiciones óptimas para el proceso de EO	50
Tabla 3.9 Resultados del modelo cinético de primer orden.....	53
Tabla 3.10 Características del agua tratada.....	54
Tabla 4.1 Caracterización del agua al final del proceso acoplado EC-EO	60
Tabla 4.2 Legislación ambiental colombiana.....	61
Tabla 4.3 Normas y estándares para el diseño de planta de tratamiento de aguas.....	61
Tabla 4.4 Lista de especificación de equipos	64
Tabla 4.5 Especificaciones del reactor.....	67
Tabla 4.6 Costos Operativos proceso acoplado EC-EO	70
Tabla 4.7 Costos de los equipos	71
Tabla 4.8 Flujo de caja proceso de EC	72
Tabla 4.9 Flujo de caja proceso acoplado EC-EO.....	73

RESUMEN

El presente trabajo de grado se aborda en cinco capítulos, el primero presenta los conceptos generales y antecedentes que brindan las herramientas para el entendimiento adecuado de los objetivos y el alcance del proyecto. En el segundo capítulo se presentan los procedimientos efectuados durante la etapa de experimentación, así como los protocolos de las pruebas empleadas para la medición de las variables del proceso, pH, conductividad eléctrica, DQO, remoción de color entre otras. Además, se muestran los modelos estadísticos empleados para el análisis de la información. En el tercer capítulo se reportan los resultados obtenidos del proceso de diseño de experimentos indicando las condiciones óptimas de operación mediante un análisis de las variables establecidas. En el cuarto capítulo se encuentra el diseño conceptual de la planta, proceso acoplado de electro-coagulación (EC) y electro-oxidación (EO), mostrando los tiempos y costos asociados. En el último capítulo, se exponen las conclusiones generales de la investigación y las recomendaciones acerca de los resultados.

El objetivo del presente trabajo fue evaluar la viabilidad tecnológica del proceso acoplado de EC y EO para el tratamiento de aguas residuales provenientes del sector textil, con el fin de obtener un efluente con las condiciones que permitan su reuso o vertimiento de acuerdo a las exigencias de la legislación ambiental colombiana. Para lograr lo anterior, se comenzó con una revisión bibliográfica que ayudó a determinar las variables que afectan significativamente el proceso acoplado, luego se planteó un diseño estadístico factorial 3^k para determinar las condiciones óptimas del proceso de EC, que usó electrodos de Fe, tiempo de electrólisis 5 minutos y densidad de corriente (i) de 10 mA/cm^2 , bajo estas condiciones, se obtuvo un porcentaje de degradación de la DQO de 49,36% y del 100% en el color, con un consumo energético de $0,976 \text{ kWh/m}^3$. Por otro lado, la optimización del proceso Electro-oxidación se realizó mediante un diseño de experimentos de superficie de respuesta Box-Behnken (DBB), en el cual fue empleada el agua tratada mediante EC, bajo las condiciones ya descritas, además de un ánodo de grafito y un cátodo de titanio; obteniendo así los valores óptimos: pH de 7, conductividad eléctrica de $5,5 \text{ mS/cm}$ y (i) de 20 mA/cm^2 , bajo estas condiciones se alcanzó una reducción un 62,16 %DDQO, y 74,23 %DCOT con un consumo energético de $14,98 \text{ kWh/m}^3$.

La eficiencia global del proceso acoplado reportó una reducción de 80,85% y de 100% en la DQO y en la intensidad del color respectivamente, en un tiempo de operación de 35 minutos, con un consumo energético de $15,96 \text{ kWh/m}^3$ y una producción de lodos de $0,882 \text{ kg/m}^3$ con 20% de humedad. Con los resultados obtenidos en la etapa experimental se diseñó conceptualmente una planta para el tratamiento de $400 \text{ m}^3/\text{día}$ empleando tres reactores (uno de EC y dos de EO), cada uno con una capacidad de procesar 20 m^3 de muestra en sistema batch en un tiempo de 60 minutos, teniendo en cuenta los periodos de limpieza.

Palabras Claves: Electro-coagulación, electro-oxidación, Industria textil, aguas residuales, optimización.

1. CONCEPTOS GENERALES

RESUMEN

El presente capítulo presenta los principales conceptos necesarios para el entendimiento del proyecto abarcando una breve descripción del sector textil, los principales contaminantes de las aguas residuales e información general de los Procesos Avanzados de Oxidación (PAO's), haciendo especial énfasis en los sistemas de tratamiento de electro-coagulación (EC) y electro-oxidación (EO), que son la base teórica para el desarrollo de la presente investigación. Además, se realizó una revisión bibliográfica que permita determinar los factores que afectan de forma significativa los procesos evaluados y establecer un punto de inicio. Con ayuda de la información evaluada y la experiencia del grupo de investigación se establecen los objetivos y el alcance del proyecto.

1.1 INTRODUCCIÓN

Uno de los sectores que más utiliza agua es el textil, el cual está conformado por un conjunto de pequeñas y medianas empresas dedicadas a la fabricación de fibras, teñidos, lavado y elaboración de producto final. Por lo tanto, los productos y las problemáticas ambientales de cada tipo de empresa de este sector son variables, pero algo en común que tienen es que las materias primas se someten a una serie de tratamientos con productos químicos dispersados en agua, haciendo que las principales problemáticas ambientales asociadas sean el consumo y posterior vertimiento del recurso hídrico (GilPavas *et al.*, 2012).

Aproximadamente se necesitan 125 m³ de agua por tonelada de producto elaborado, las cuales poseen las siguientes características (GilPavas *et al.*, 2014):

1. Variabilidad de caudal y carga contaminante, usualmente el doble de las aguas residuales urbanas debido a su alto contenido de grasas, detergentes, surfactantes, entre otros.
2. Concentración alta de contaminantes solubles (suspensiones coloidales).

Además los colorantes empleados en la industria textil tienen una baja eficiencia de fijación, que está entre el 60-90% lo cual indica que el resto termina en las aguas residuales, estos compuestos son perjudiciales para la salud humana y para la vida acuática (GilPavas *et al.*, 2015). Otro problema adicional es que los colorantes no son susceptibles de ser reutilizados, debido a que al ser empleados, la mayoría se hidrolizan volviéndose muy estables, lo cual evita que reaccionen con las fibras (Can *et al.*, 2006). Para tratar el agua del sector textil, se han desarrollado algunas tecnologías como la filtración con membranas selectivas o la adsorción con carbón activado, pero algunas son costosas o poco atractivas comercialmente, debido a procesos posteriores que debe sufrir el agua tratada bajo estos métodos.

El principal problema de la coagulación es el uso de coagulantes, los cuales son muy sensibles a condiciones de pH y temperatura, y suelen ser costosos. En consecuencia, se

ha comenzado a utilizar la electricidad como medio para generarlos con la ayuda de electrodos de hierro o aluminio como medios conductores, esta última tecnología tiene las ventajas de un mejor control de reactivos, requieren equipos simples, los lodos generados son más compactos y en menor cantidad; no se requieren reactivos químicos, como el $Al_2(SO_4)_3$; ahorro en los costos de operación y generación de gases que favorecen la mezcla de la solución propiciando fenómenos de electro-floculación y electro-flotación (Daneshvar *et al.*, 2006). El objetivo de este trabajo fue evaluar la viabilidad tecnológica determinando las condiciones óptimas de operación, tales como pH, tiempo, densidad y conductividad eléctrica para el tratamiento de aguas residuales del sector textil con el fin de obtener un efluente con unas condiciones que pueda ser reutilizado o vertido de acuerdo a lo establecido en la regulación ambiental colombiana, mediante los procesos de electro-coagulación y electro-oxidación. El agua residual a tratar fue suministrada por una empresa textil ubicada en la ciudad de Medellín, que vierte 400 m³/día.

1.2 MARCO REFERENCIAL

1.2.1 Características del sector textil

La industria textil se caracteriza por ser altamente contaminantes al emplear gran cantidad de energía, productos químicos y agua durante el proceso productivo, en especial en el procesamiento de fibra (Ibrahim *et al.*, 2012). En la Figura 1.1 se ilustra el proceso de transformación de la tela cruda hasta un producto terminado.

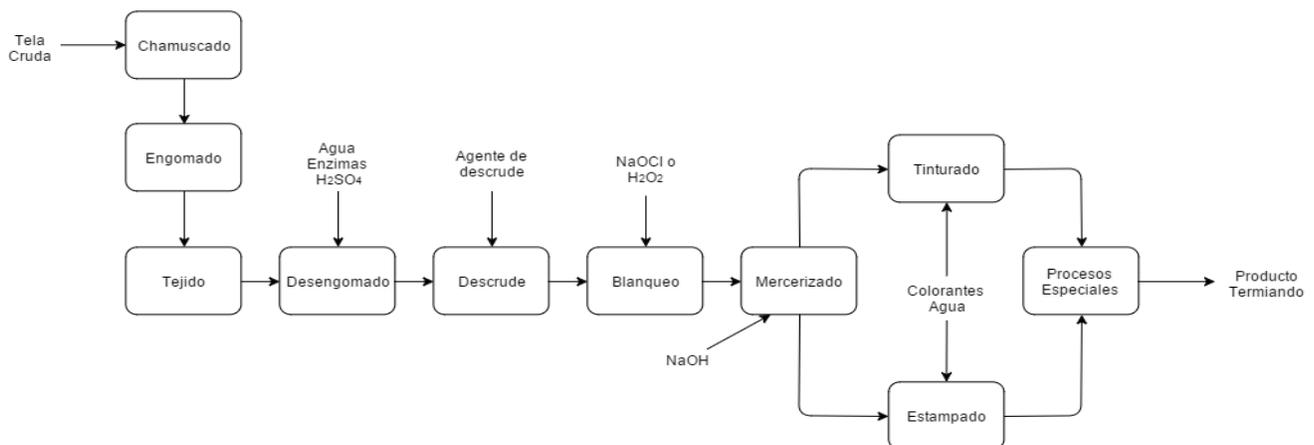


Figura 1.1 Proceso del sector textil (Aristizábal & Bermúdez, 2007)

En la tabla 1.1, se explican cada una de las etapas del proceso del sector textil que se observan en la Figura 1.1.

Tabla 1.1 Descripción de las etapas del proceso textil (Chen & Burns, 2006)

Pretratamiento	
Operaciones destinadas a favorecer las reacciones en etapas posteriores garantizando de esta forma las propiedades físicas y químicas del producto terminado. Uno de los principales objetivos es la limpieza de las materias primas y se compone de las siguientes etapas:	
Etapas	Descripción General de la etapa
Engomado	Los hilos crudos se sumergen en baños con almidones, alcohol de polivinilo, carboximetilcelulosa o poli acrilatos cuya función es proporcionar resistencia.
Tejido	Proceso generalmente realizado en seco en el cual se constituye el tejido a partir del entrelazamiento de los hilos.
Chamuscado	Proceso de flameado para garantizar una superficie uniforme, seguida por un lavado con agua, la cual al final tiene una baja carga contaminante.
Desengomado	El objetivo es eliminar los residuos que quedan en la prenda luego del engomado, esta etapa puede ser: enzimática (Las enzimas hidrolizan y solubilizan la goma en el agua) o ácida (Uso de ácido diluido). El volumen de agua producida es bajo, sin embargo, los valores de DBO son muy altos.
Mercerizado	El tejido se impregna con una solución fría de NaOH para incrementar la resistencia y afinidad con los colorantes, que se emplean en una etapa posterior. Al final se realiza un lavado.
Descrude	Eliminación de las impurezas, mediante el empleo de disoluciones alcalinas con tensoactivos. El agua residual tiene una alta DBO.
Blanqueo	Realización de baños con Cl ₂ o H ₂ O ₂ con el fin de mejorar la hidrofiliadad del tejido para obtener una mejor fijación de los colorantes en la etapa tinte. Cuando se emplea el Cl ₂ en el proceso, las aguas residuales tienen una conductividad y contenido de compuestos halógenos elevados.
Tintura	
En esta etapa el colorante es absorbido por el material textil. Todo proceso de tinte contempla las siguientes etapas: preparación del baño, transferencia y fijación del colorante mediante unión física o química y enjuagues. Además de los colorantes, los baños contienen una gran variedad de sales, ácidos, secuestrantes, dispersantes, retardantes, tensoactivos y antiespumantes.	

El agua producida en la industria textil se caracteriza por tener unos altos valores de DQO, DBO, color, turbiedad, concentración de sólidos suspendidos y pH variable de acuerdo a la etapa del proceso en donde se origine. La industria utiliza más de 8000 productos químicos en diversos procesos de manufactura textil, incluyendo la tinte y la estampación (Kant, 2012).

1.2.2 Situación de la industria textil en Colombia

En Colombia la cadena de producción y comercialización textil representa cerca del 1% del Producto Interno Bruto (PIB) y el 5,8% del PIB industrial, demostrando que aproximadamente cuatro millones de familias están vinculadas a esta industria. En el

mundo, Colombia ocupa la posición número 45 de exportaciones en productos textiles tales como trajes, pantalones, camisetas y ropa interior (ANDI, 2012). En la tabla 1.2 se muestra las condiciones en las cuales se deben verter los efluentes de la industria textil a los cuerpos hídricos de acuerdo a la resolución colombiana 0631 del 2015.

Tabla 1.2 Condiciones de vertimiento para los efluentes de la industria textil (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2015)

Parámetro	Valor	Parámetro	Valor
pH	6-9	Sulfuros (mg/L)	1,00
DQO (mg/L)	400	Cadmio (mg/L)	0,02
DBO(mg/L)	200	Cinc (mg/L)	3,00
Sólidos suspendidos totales (SST) (mg/L)	50	Cobalto (mg/L)	0,50
Grasas y aceites(mg/L)	20	Cobre (mg/L)	1,00
Fenoles (mg/L)	0,20	Cromo (mg/L)	0,50
Cloruros (mg/L)	1.200	Niquel (mg/L)	0,50

1.2.3 Proceso de Electro-coagulación (EC)

Es un proceso en el cual las partículas contaminantes que se encuentran emulsionadas o disueltas en un medio acuoso, son desestabilizadas mediante la aplicación de una corriente eléctrica, la cual genera el coagulante a partir de un par de electrodos conectadas a una fuente de poder (Kobyta *et al.*, 2014). La corriente eléctrica desestabiliza las moléculas contaminantes y comienza el proceso de generación de los coagulantes los cuales generalmente son Fe (OH)₃, Fe (OH)₂ o Al (OH)₃. Luego que el proceso de EC ha terminado, se generan compuestos más estables que flotan o se precipitan, facilitando su remoción mediante un método de separación secundario como es la sedimentación o filtración (Al-Shannag *et al.*, 2015).

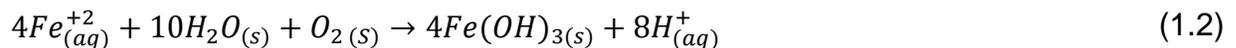
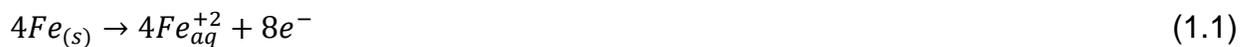
1.2.4 Reacciones del proceso EC

Las reacciones varían de acuerdo a las características de las aguas residuales, para la formación de los agentes desestabilizantes se proponen los siguientes mecanismos (Al-Shannag *et al.*, 2015).

Caso 1: Cuando se emplea Hierro como ánodo se puede formar Fe (OH)₃ o Fe (OH)₂.

Mecanismo 1: Hidróxido férrico Fe (OH)_{3(s)}

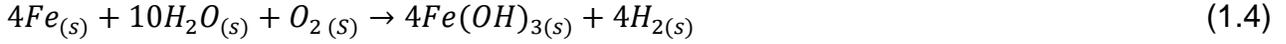
Ánodo



Cátodo



Reacción global



Mecanismo 2: Formación de Hidróxido Ferroso Fe (OH)_{2(s)}

Ánodo



Cátodo



Reacción global



Caso 2: Cuando se emplea Aluminio como ánodo forma algunas reacciones monoméricas como Al(OH)₃, Al₂(OH)₂ y otras poliméricas como Al₆(OH)₁₅, Al₇(OH)₁₇, Al₈(OH)₂₀ que al precipitarse forman Al(OH)₃, que es una sustancia amorfa que tiene gran área superficial con propiedades absorbentes y adsorbentes con algunas sustancias contaminantes (Can *et al.*, 2006).

Ánodo



Cátodo



Hay otras reacciones que se pueden dar en la celda electroquímica (Can *et al.*, 2006): Reducción catódica de impurezas presentes en el agua, migración electroforética de iones en solución, electro-flotación de partículas coaguladas mediante burbujas de H₂ generado en los electrodos y reducción de iones metálicos en el cátodo.

1.2.5 Factores que afectan el proceso de EC

1. Conductividad de la solución. La solución debe tener un valor mínimo de conductividad para permitir el flujo de corriente. Cuando es bajo se puede ajustar con la adición de sales, NaCl o Na₂SO₄. A medida que aumenta la conductividad tiende a disminuir los costos operacionales (Khandegar *et al.*, 2013).
2. pH de la solución. Un pH elevado favorece el proceso de precipitación pero inhibe la disolución química del electrodo debido a la corrosión que se presenta por la presencia de $\cdot\text{OH}$, el cual es un fuerte oxidante (Yang *et al.*, 2015).
3. Densidad de corriente. Controla la dosis del coagulante, velocidad de producción de burbujas, tamaño y producción de los flocs. Un aumento de la densidad de corriente resulta en un incremento de la remoción del contaminante hasta cierto punto donde la eficiencia del proceso es invariable (Khandegar *et al.*, 2013).
4. Distancia entre los electrodos. Si hay una separación mayor que la óptima, disminuye la formación de flocs, debido a que el tiempo de migración de los iones entre los electrodos aumenta. Por el contrario, si la separación es muy pequeña hay un movimiento lento de iones, lo que implica más tiempo para la formación de los floculos (Khandegar *et al.*, 2013).
5. Efecto de la velocidad de agitación. Cuando hay un aumento en la velocidad de agitación se incrementa el contacto entre el coagulante y los contaminantes, por lo cual se mejora el porcentaje de remoción, hasta cierto punto donde se comienza a solubilizar los flocs formados (Khandegar *et al.*, 2013).
6. Tiempo de electrolisis. Entre mayor sea el tiempo, la eficiencia aumenta pero llega un punto en el cual se vuelve constante (Khandegar *et al.*, 2013).
7. Concentración inicial de contaminantes. La eficiencia disminuye con un aumento en la concentración inicial para una corriente constante y tiempo determinado, debido a que la misma cantidad de coagulante es generada y por ende no pueden ser producidos más flocs (Nandi *et al.*, 2013).

1.2.6 Proceso de Electro-oxidación (EO)

El tratamiento electroquímico de aguas residuales es una tecnología fundamentada en la degradación oxidativa de compuestos químicos a través de reacciones anódicas. El proceso electroquímico permite tratar una gran variedad de efluentes industriales (incluso de alta toxicidad), especialmente los que presentan una relación de DBO/DQO baja que refleja su baja biodegradabilidad. Con este tipo de tecnologías se logran reducciones aproximadas del 95% en la DQO (García-García *et al.*, 2014).

1.2.7 Reacciones del proceso EO

Las moléculas orgánicas son destruidas por la acción de radicales $\cdot\text{OH}$ producidos en los electrodos, quienes reaccionan con la materia orgánica.



Por lo tanto, la principal ventaja de utilizar el tratamiento electroquímico es producir el radical $\cdot\text{OH}$ que reaccionará con los contaminantes orgánicos presentes. El radical orgánico puede reaccionar con el O_2 o con un radical $\cdot\text{OH}$ para producir productos de oxidación (Barrios *et al.*, 2014).



1.2.8 Factores que afectan el proceso EO

1. Material del ánodo. El material del ánodo debe tener una sobretensión elevada que favorezca la electro-generación de radicales hidroxilos ($\cdot\text{OH}$), que actúan como intermediarios de la oxidación directa del H_2O a H_2O_2 , O_3 y O_2 , algunos ejemplos son: IrO_2 , PbO_2 , Pt , RuO_2 y SnO_2 (Chou *et al.*, 2011).
2. Conductividad eléctrica. La conductividad determina la corriente necesaria para alcanzar una tensión mínima, garantizando que las reacciones de EO se lleven a cabo (Alvarez-Guerra *et al.*, 2011).
3. Geometría del reactor. Afecta a los parámetros de funcionamiento, incluyendo trayectoria de la burbuja, la eficacia de flotación, la formación de flóculos, régimen de flujo de los fluidos y de mezcla (Holt *et al.*, 1999).
4. Efecto del pH. La degradación de colorantes, es mayor en medios básicos, debido a la presencia de radicales $\cdot\text{OH}$, uno de los oxidantes más reactivos e importantes en el proceso (Hasnain *et al.*, 2014).
5. Efecto de la densidad de corriente. Determina la generación del radical $\cdot\text{OH}$, responsable de la degradación de las sustancias químicas. Un aumento de la densidad de corriente puede mejorar la eficiencia del proceso hasta cierto punto, ya que tiende a estabilizarse en el tiempo (Hasnain *et al.*, 2014).

1.3 DISEÑO ESTADÍSTICO DE EXPERIMENTOS

Es una metodología que consiste en la planeación estructurada de un conjunto de experimentos, de modo que los datos obtenidos puedan ser analizados de forma adecuada y sistemática. Para lograr lo anterior se debe definir en primer lugar el objeto de estudio, que es la base para elegir las variables a evaluar durante los ensayos y luego de acuerdo a los resultados se seleccionarán los niveles de cada factor estudiado. El diseño de

experimentos tiene 3 principios básicos (De la Vara *et al.*, 2012): Aleatorización del orden de los ensayos a realizar, replicabilidad de los resultados y bloqueo de factores que introduzcan ruido al DOE. En la tabla 1.3 se muestra una comparación con respecto al número de ensayos en función de la cantidad de factores a analizar, para algunos modelos de segundo orden.

Tabla 1.3 Número de tratamientos en los diseños de segundo orden (De la Vara & Gutiérrez, 2012).

Número de factores	Número de Ensayos				
	Número de parámetros	Factorial completo 3 ^k	Central compuesto	Box-Behnken	Draper y Lin
2	6	9	13-16	-	-
3	10	27	17-23	15	12
4	15	81	27-36	27	18
5	21	243	29-36	46	24

1.4 ANTECEDENTES

1.4.1 Antecedentes electro-coagulación

Moreno-Casillas *et al.*, (2007) encontraron que aguas con compuestos solubles como la glucosa, lactosa, alcohol isopropílico, fenol, sucrosa o similares no reaccionan con el Fe o lo hacen de manera parcial, formando otras sustancias solubles las cuales permanecen en el agua haciendo que no ocurra una remoción significativa de la DQO. Por otro lado, hay algunos efluentes donde ocurre una remoción debido a la presencia de ácido cítrico, tartárico y oxálico que reaccionan con el Fe⁺² y Fe⁺³ para formar compuestos insolubles.

Merzouk *et al.*, (2010) investigaron los procesos de EC y electro-flotación para el tratamiento de aguas residuales provenientes de una industria textil en Béjaia, Algeria. Las condiciones óptimas obtenidas fueron: Electroodos de Al separados 1 cm entre sí, densidad de corriente de 11,55 mA/cm², pH inicial de 7,6 y conductividad eléctrica de 2,1 mS/cm. En un tiempo de operación de 10 minutos se alcanzó una remoción de 79,7% de la DQO y reducción del 93% del color.

GilPavas *et al.*, (2011), evaluaron el proceso de EC como método de remoción del Cr³⁺, producto usado ampliamente en la industria de curtiembres. Las condiciones óptimas de este proceso fueron: electrodos de Al separados 0,5 cm, pH 4,52, temperatura de 28°C, velocidad de agitación de 380 RPM y concentración inicial de Cr de 3.596 mg/L. Con las condiciones anteriores se obtuvieron unas reducciones del 99%, 64% y 61% de la concentración de Cr³⁺, DQO y COT respectivamente.

En la investigación efectuada por Gatsios *et al.*, (2015), los autores evaluaron la eficiencia del proceso de EC en la remoción de Mn, Cu y Zn del agua residual de EBO-PYRKAL. Al final las condiciones óptimas de operación y de costos obtenidos fueron: electrodos de

hierro separados 2 cm entre sí, densidad de corriente de 0,1 A/m², pH 6, tiempo de reacción de 90 min, concentración de Mn, Cu y Zn de 5 mg/L, 5 mg/L y 10 mg/L respectivamente, obteniendo unos porcentajes de remoción de 90% para el Zn y 100% para el Cu y Mn, con un consumo energético de 2,55 kWh/m³.

Can *et al.*, (2006), realizaron el tratamiento de aguas residuales provenientes de la industria textil mediante el proceso de EC, obteniendo una eficiencia de remoción de la DQO del 23%, pero mediante la adición de cloruro de polialuminio lograron llegar a reducciones del 80%. Además, concluyeron que el proceso de EC no requiere de sustancias químicas para el tratamiento de efluentes y genera menor cantidad de residuos comparado con la coagulación, adsorción con carbón activado y métodos biológicos.

Raju *et al.*, (2008), investigaron el tratamiento de un efluente proveniente de una empresa que fabrica piezas de poliéster. La muestra se sometió a un proceso de EC para eliminar los sólidos suspendidos, empleando ánodos de Al, obteniendo así una eficiencia del 68% en 5 min de tratamiento. Posteriormente, se sometió a un proceso de EO con ánodo de grafito y cátodo de titanio, durante un tiempo de 5 min y densidad de corriente entre 3,79 y 6,32 de mA/cm², logrando remociones del 45%.

García-García *et al.*, (2014) trataron el agua residual proveniente de un parque industrial aplicando un proceso acoplado de EC y EO. El efluente fue sometido al proceso de EC en un reactor electroquímico monopolar con celdas solares que suministraban una intensidad de corriente entre 1-3 A, obteniendo reducciones del 80% en la DQO y 97% de remoción en el color a un pH de 2. Por otro lado, el proceso de EO fue llevado a cabo en una celda usando un ánodo de diamante dopado en boro (BDD) y cátodo de cobre reduciendo en 70,26% el COT y 99,7% la DQO.

Kobyá *et al.*, (2014) emplearon el proceso de EC para el tratamiento de lodos provenientes de la industria de aluminio, logrando remociones del 97,68%, 82,65%, 98,22%, 99,44%, 99,69% y 99,95% en V, Si, Al, As, Mo y Ga respectivamente.

Fajardo *et al.*, (2015), investigaron el tratamiento de un efluente con altos contenidos de fenol mediante el proceso de EC, bajo las siguientes condiciones: 3,2 en pH, densidad de corriente de 250 A/m², distancia entre electrodos de 1 cm, concentración de NaCl 1,5 g/L y electrodos de Zn con un consumo energético de 34 kWh/m³. Bajo las condiciones descritas lograron una remoción del 84,2% y 40,3% en el contenido de fenol y en la DQO respectivamente.

De acuerdo al análisis de los antecedentes se evidencia que el proceso de EC es recomendado debido a que no requiere el uso de sustancias químicas, además que generan poca cantidad de residuos comparados con los métodos tradicionales. Además, se ha determinado que los electrodos de hierro presentan alta eficiencia en la remoción de contaminantes. Por otro lado, es importante considerar, si a pH alto o bajo se favorece la eficiencia de degradación del contaminante, debido a que se puede inhibir o facilitar la disolución del ánodo, este fenómeno es el responsable de la producción del agente coagulante durante el proceso. La densidad de corriente de acuerdo a la revisión bibliográfica realizada y a la experiencia del grupo de investigación en el tema, se establecerá en el intervalo 10-20 mA/cm², rango que permitirá obtener una eficiencia alta del proceso y costos de operación bajos. La distancia entre electrodos se fijará de 1 cm,

donde los efectos electrostáticos producen un movimiento rápido y por ende la velocidad de migración de los iones permite una formación de flóculos de forma eficiente.

1.4.2 Antecedentes de electro-oxidación

Areetham *et al.*, (2006) investigaron el proceso de EO, para el tratamiento de aguas residuales generadas en la industria de destilería. Se emplearon cátodos de Ti/RuO₂ y ánodos de grafito. En los ensayos se estudiaron los efectos del pH inicial de las aguas residuales (1-5), el tiempo de dilución, intensidad de corriente (1-10 A), tipo y concentración de aditivo (H₂O₂ y NaCl). Las condiciones óptimas del proceso fueron pH ácido de 1, densidad de corriente 4,5 mA/cm² y tiempo de operación de 30 minutos. La presencia de aditivos puede promover la reducción de la DQO en las aguas residuales en un 89.62% y en la intensidad del color en un 92,24%.

GilPavas *et al.*, (2009) evaluaron dos métodos para el tratamiento de aguas residuales con altos contenidos de fenol y material orgánico. El primer método consistía en un proceso de EO con unas condiciones de operación óptimas: 9,3 en pH, conductividad de 6 mS/cm, empleando un cátodo de titanio y un ánodo de grafito, obteniendo un porcentaje de degradación del 52% de la DQO. El segundo método consistió en la adición del reactivo Fenton, permanganato de potasio y persulfato de sodio al proceso de EC anteriormente descrito, logrando de esta forma remociones de la DQO del 88%.

Linares *et al.*, (2010), usaron un proceso acoplado de EC-EO para el tratamiento de un efluente proveniente de empresas de un parque industrial. En primer lugar, se llevó a cabo el proceso de EC en un reactor batch con electrodos de hierro empleando una densidad de corriente de 800 A/m² y pH de 8, durante 30 minutos, logrando una remoción del 52,25% de la DQO. Posteriormente la muestra se sometió al proceso de EO, en modo batch, empleando un ánodo de DDB y cátodo de hierro, bajo las siguientes condiciones: pH de 2 y conductividad eléctrica de 400 A/m² para lograr una reducción del 99% de la DQO al final del proceso acoplado.

Ramesh *et al.*, (2011), realizaron un estudio para el tratamiento de aguas residuales textiles mediante el proceso de EO y un método biológico de fermentación. Primero se llevó a cabo el proceso de EO, donde obtuvieron una remoción del 70% y del 81%, en la DQO y en la intensidad de color respectivamente. Luego realizaron el tratamiento biológico obteniendo una reducción final del proceso acoplado del 92% en la DQO y del 95% en la reducción del color.

Daghrir *et al.*, (2012), evaluaron el proceso acoplado EC-EO para el tratamiento de aguas residuales provenientes de un restaurante, en donde identificaron que la mayor degradación de contaminantes se lograba a los 90 minutos del proceso acoplado empleando 0,4 A de intensidad de corriente, pH de 7 y el uso de placas de Al y grafito, alternados en el paquete de electrodos en la misma celda electrolítica, bajo estas condiciones se obtuvo una remoción del 90% de la DQO.

Urtiaga et al., (2014), estudiaron el proceso de EO como método para el tratamiento de aguas residuales con altos contenidos de tetrahidrofurano. En la investigación evaluaron cuatro ánodos para determinar su potencial de oxidación: Ti/RuO₂, Ti/Pt, Ti/PbO₂ y p-Si/DDB. El p-Si/DDB, fue el único material que logró reducciones de la DQO superior al 98%, con un tiempo de operación de 120 min.

GilPavas et al., (2014), emplearon un diseño experimental Box-Behnken para la optimización del proceso de EO, en el tratamiento de aguas residuales provenientes de una empresa local textil. Encontraron que a una densidad de corriente: 10 mA/cm², pH: 3 y una adición de Fe²⁺ lograban reducciones del 95%, 52% y 45% en la intensidad del color, DQO y COT respectivamente.

Teniendo en cuenta la revisión de antecedentes para el tratamiento de aguas residuales del sector textil, se determinó que los parámetros importantes para el proceso de EO son: material de electrodos, tiempo de reacción, densidad de corriente (i), pH y conductividad inicial. Se encontró que los electrodos de grafito y titanio eran ampliamente utilizados debido a las altas eficiencias en la degradación de contaminantes y al bajo costo de estos en el mercado, comparados con otros tipos de electrodos como lo son el DDB y el de RuO₂. Además, se determinó que la (i) estará en el intervalo de 5 a 20 mA/cm², valores recomendados en la literatura (Hasnain *et al.*, 2014, GilPavas *et al.*, 2014). El tiempo de reacción se establecerá en 30 minutos de electrólisis para cada uno de los ensayos experimentales y posteriormente, se realizará el estudio cinético. El pH inicial es uno de los parámetros que presenta mayor variación en las investigaciones analizadas en los procesos de EO, debido a que es muy dependiente de la naturaleza del agua a tratar, Daghrir *et al.*, (2012) ha realizado tratamiento de aguas provenientes del sector textil y recomienda un pH inicial comprendido en un rango entre 3 a 7. Finalmente, la conductividad se fijará en un valor mayor a 4 mS/cm, para permitir que las reacciones de EO se realicen satisfactoriamente y por debajo de 7 mS/cm para evitar la pasivación de los electrodos en forma prematura.

1.5 PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

La industria textil emplea de 80 a 100 m³ de agua por una tonelada de producto elaborado, generando un alto volumen de efluentes con una carga contaminante elevada, que son tratados mediante métodos convencionales, los cuales emplean procesos poco eficientes debido a algunos factores, tales como: baja efectividad en la remoción de contaminantes por la complejidad de las sustancias utilizadas en el sector textil, además estos métodos no degradan los compuestos sino que los separan del efluente, haciendo que se generen cantidades elevadas de residuos potencialmente peligrosos para el medio ambiente. Por lo tanto, es necesario estudiar métodos alternativos (PAO's), como el proceso de EC y de EO, que no requieren adición de químicos para la degradación de sustancias complejas y que tengan una baja generación de residuos, en comparación con los métodos tradicionales.

1.6 OBJETIVOS

1.6.1 Objetivo General

Evaluar la viabilidad tecnológica y económica del proceso acoplado de EC-EO para el tratamiento de las aguas residuales provenientes de una industria textil con el fin de obtener un efluente en condiciones aptas para su vertimiento o reuso.

1.6.2 Objetivos Específicos

- Caracterizar el agua midiendo parámetros como demanda química de oxígeno (DQO), pH, conductividad eléctrica y absorbancia conociendo así el estado en el que se encuentra el efluente a tratar.
- Optimizar las condiciones de operación del proceso acoplado electro-coagulación y electro-oxidación con el fin de obtener un efluente en las mejores condiciones para su vertimiento.
- Evaluar la cinética de degradación de electro-oxidación con las condiciones óptimas de operación establecidas, determinando el comportamiento de las variables de respuesta en el tiempo.
- Diseñar conceptualmente el proceso de tratamiento seleccionado teniendo en cuenta las variables óptimas obtenidas, con la finalidad de definir el esquema de desarrollo del proceso y los costos del mismo.

1.7 ALCANCE

El siguiente proyecto tiene como finalidad la evaluación y optimización de las condiciones de operación del proceso acoplado EC-EO. Para lograr esto, se caracterizará la muestra, midiendo el pH, turbidez, conductividad eléctrica, colorante y la DQO. Luego, se evaluará la remoción de la DQO, energía consumida y eliminación de color como indicadores de efectividad del proceso. Además, se realizará la cinética del proceso de EO. Al finalizar la investigación, se entregará un informe final con los resultados obtenidos, incluyendo los detalles de los experimentos, condiciones de operación del reactor y sus especificaciones. En este informe se entregará el PFD del proceso, así como también un análisis económico que detalle los costos de instalación de este sistema.

1.8 CONCLUSIONES

Los efluentes de la industria textil son difíciles de degradar mediante los métodos convencionales, debido a que presentan una gran variedad de contaminantes altamente

solubles en el agua. Por lo tanto, los PAO's son una alternativa viable para el tratamiento de aguas residuales, debido a sus bajos tiempos de reacción y una posible disminución en los costos de operación, por ende, en este proyecto de investigación se realizará un proceso acoplado de EC-EO. El grupo de investigación GIPAB, según su experiencia, recomiendan comenzar con una revisión bibliográfica, en donde se identificó que las variables que afectan de forma significativa a estos procesos, son el material de los electrodos (electrodos de Fe para EC y ánodo de grafito y cátodo de titanio para EO), el pH, la densidad de corriente, la conductividad eléctrica y el tiempo de reacción, con el fin de obtener una mayor remoción en la DQO y en la intensidad del color. Con la información obtenida se realizará un análisis para llevar a cabo los ensayos experimentales, que permitirán definir las condiciones óptimas de operación, las cuales serán utilizadas en el diseño conceptual del proceso acoplado de EC-EO.

1.9 BIBLIOGRAFÍA

- Al-Shannag, M., Al-Qodah, Z., Bani-Melhem, K., Qtaishat, M. R., & Alkasrawi, M. (2015). Heavy metal ions removal from metal plating wastewater using electrocoagulation: Kinetic study and process performance. *Chemical Engineering Journal*, 260, 749–756.
- Alvarez-Guerra, E., Dominguez-Ramos, A., & Irabien, A. (2011). Design of the Photovoltaic Solar Electro-Oxidation (PSEO) process for wastewater treatment. *Chemical Engineering Research and Design*, 89 (12), 2679–2685.
- ANDI. (2012). Informe de sostenibilidad 2012 sector sistema moda. Bogotá: ANDI.
- Areetham Piya, P., Shenchunthichai, K., & Hunsom, M. (2006). Application of electrooxidation process for treating concentrated wastewater from distillery with voluminous electrode. *Water Research*, 40 (15), 2857–2864.
- Aristizabal, A., & Bermúdez, M. (2007). Study the feasibility of electrocoagulation system for waste water treatment from industrial laundries; *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 48 (3), 185–160.
- Barrios, J. a., Becerril, E., De León, C., Barrera-Díaz, C., & Jiménez, B. (2014). EO treatment for removal of emerging pollutants in wastewater sludge. *Fuel*, 69(1), 29–36.
- Can, O. T., Kobyas, M., Demirbas, E., & Bayramoglu, M. (2006). Treatment of the textile wastewater by combined electrocoagulation. *Chemosphere*, 62(2), 181–7.
- Chen, H.-L., & Burns, L. D. (2006). Environmental Analysis of Textile Products. *Clothing and Textiles Research Journal*, 4 (3), 248-261.
- Chou, W.-L., Wang, C.-T., & Chang, C.-P. (2011). Comparison of removal of Acid Orange 7 by electrooxidation using various anode materials. *Desalination*, 266 (1-3), 201–207.

- Daghrir, R., Drogui, P., Blais, J. F., & Mercier, G. (2012). Hybrid Process Combining EC and EO Processes for the Treatment of Restaurant Wastewaters, 138(11), 1146–1157.
- Daneshvar, N., Oladegaragoze, a, & Djafarzadeh, N. (2006). Decolorization of basic dye solutions by EC: an investigation of the effect of operational parameters. *Journal of Hazardous Materials*, 129 (1-3), 116–22.
- De la Vara, R., & Gutiérrez, H. (2012). *Análisis y diseño de expeimentos* (3rd ed.). México: McGrawHill.
- Fajardo, A. S., Rodrigues, R. F., Martins, R. C., Castro, L. M., & Quinta-Ferreira, R. M. (2015). Phenolic wastewaters treatment by EC process using Zn anode. *Chemical Engineering Journal*, 275, 331–341.
- García-García, A., Martínez-Miranda, V., Martínez-Cienfuegos, I. G., Almazán-Sánchez, P. T., Castañeda-Juárez, M., & Linares-Hernández, I. (2014). Industrial wastewater treatment by EC–EO processes powered by solar cells. *Fuel*, 52.
- Gatsios, E., Hahladakis, J. N., & Gidakos, E. (2015). Optimization of electrocoagulation (EC) process for the purification of a real industrial wastewater from toxic metals. *Journal of Environmental Management*, 154, 117–127.
- GilPavas, E., Betancourt, A., Ángulo, M., Dobrosz-Gómez, I., & Gómez-García, M. Á. (2009). The Box-Behnken experimental design for the optimization of the electrocatalytic treatment of wastewaters with high concentrations of phenol and organic matter. *Water Science and Technology*, 60(11), 2809–2818.
- GilPavas, E., Dobrosz-Gómez, I., & Gómez-García, M. Á. (2011). The removal of the trivalent chromium from the leather tannery wastewater: The optimisation of the electrocoagulation process parameters. *Water Science and Technology*, 63 (3), 385–394.
- GilPavas, E., Dobrosz-Gómez I., Gómez-García M.A (2012). Decolorization and mineralization of Diarylide Yellow 12 (PY12): the Response Surface Methodology as the optimization tool. *Water Science & Technology*, 65,10, 1795.
- GilPavas, E., Medina, J., Dobrosz-Gómez, I., & Gómez-García, M. A. (2014). Statistical optimization of industrial textile wastewater treatment by electrochemical methods. *Journal of Applied Electrochemistry*, 44 (12), 1421–1430.
- GilPavas, E., Gomez, C. M., Michal, J., Dobrosz, I., & Gómez, M. A. (2015). Decolorization and mineralization of yellow 5 (E102) by UV / Fe²⁺/H₂O₂ process . Optimization of the operational conditions by response surface methodology. *Comptes Rendus Chimie*, 5, 1–9.
- Hasnain, M., Ezechi, E. H., Ahmed, Z., Magram, S. F., & Kutty, S. R. M. (2014). Boron removal by electrocoagulation and recovery. *Water Research*, 51(0), 113–123.

- Holt, P., Barton, G., & Mitchell, C. (1999). Electrocoagulation as a wastewater treatment. The Third Annual Australian Environmental Engineering Research Event (Vol. 1956).
- Ibrahim, N. A., Abo-Shosha, M. H., & Ali, H. (2012). A New Approach To Accomplish Wastewater Regulation In Textile Sector: An Egyptian Case Study. *Cellulose Chemistry And Technology* , 309-315.
- Kant, R. (2012). Textile dyeing industry an environmental hazard . *Natural Science*, 22-26.
- Khandegar, V., & Saroha, A. K. (2013). Electrocoagulation for the treatment of textile industry effluent--a review. *Journal of Environmental Management*, 128, 949–63.
- Kobyas, M., Oncel, M. S., Demirbas, E., Şık, E., Akyol, a., & Ince, M. (2014). The application of EC process for treatment of wastewater from Bayer's process. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2(4), 2211–2220.
- Linares-Hernández, I., Barrera-Díaz, C., Bilyeu, B., Juárez-GarcíaRojas, P., & Campos-Medina, E. (2010). A combined EC-EO treatment for industrial wastewater. *Journal of Hazardous Materials*, 175 (1-3), 688–94.
- Merzouk, B., Madani, K., & Sekki, A. (2010). Using EC-EF technology to treat synthetic solution and textile wastewater. *Desalination*, 250 (2), 573–577.
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2015). Resolución 0631. 17 De Marzo. Retrieved from http://www.fenavi.org/images/stories/estadisticas/article/3167/Resolucion_0631_17_marzo_2015.pdf
- Moreno-Casillas, H. a., Cocke, D. L., Gomes, J. a. G., Morkovsky, P., Parga, J. R., & Peterson, E. (2007). EC mechanism for COD removal. *Separation and Purification Technology*, 56 (2), 204–211.
- Nandi, B. K., & Patel, S. (2013). Effects of operational parameters on the removal of green dye from aqueous solutions by EC. *Arabian Journal of Chemistry*, 6, 353 –361.
- Raju, G. B., Karupiah, M. T., Latha, S. S., Parvathy, S., & Prabhakar, S. (2008). Treatment of wastewater from synthetic textile industry by EC–EO. *Chemical Engineering Journal*, 144(1), 51–58.
- Ramesh, B., Anand, K., Arun, S., & Udaya, S. (2011). Treatment of Dye Effluent by Electrochemical and Biological Processes . *Journal of Safety, Science and Technology*, 12-18.
- Urtiaga, A., Gómez, P., Arruti, A., & Ortiz, I. (2014). Electrochemical removal of tetrahydrofuran from industrial wastewaters: anode selection and process scale-up. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 89(8), 1243–1250.
- Yang, Z., Xu, H., Zeng, G., Luo, Y., Yang, X., Huang, J., Song, P. (2015). The behavior of dissolution/passivation and the transformation of passive films during electrocoagulation:

Influences of initial pH, Cr(VI) concentration, and alternating pulsed current. *Electrochimica Acta*, 153, 149–158.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

RESUMEN

El presente capítulo explica los procedimientos usados para la realización de los ensayos experimentales a escala de laboratorio, describiendo el montaje, reactivos y la metodología empleada para la medición de las variables definidas. Además, se mencionan los métodos estadísticos factorial 3^k y de superficie de respuesta Box-Behnken (DBB) como herramientas de análisis, con el objetivo de determinar las condiciones óptimas de operación.

2.1 MATERIALES Y EQUIPOS

2.1.1 Agua residual

El agua residual empleada en la investigación se recolectó del efluente resultante del proceso productivo de una industria del sector textil, caracterizada por una coloración azul, debido a la presencia del colorante índigo. La muestra fue refrigerada a 4 °C durante el desarrollo de los experimentos para su conservación. La caracterización se realizó antes y después del tratamiento. En la tabla 2.1 se muestran las características del agua residual inicial.

Tabla 2.1 Caracterización del agua residual.

Variable	Valor
pH	6,16 – 6,74
Conductividad eléctrica (mS/cm)	3,33 – 3,51
Longitud de onda de máxima absorbancia (nm)	670
DQO (mg/L)	861,75
COT (mg/L)	155
Sólidos suspendidos totales (mg/L)	2.175

2.1.1 Reactivos

En las pruebas del proceso de EC no se empleó ningún tipo de reactivo para modificar las características de la muestra. En cambio, para el proceso de EO, la conductividad fue ajustada con NaCl comercial (Refisal), mientras que el pH fue modificado con H₂SO₄ al 98,08% (Mallinckiodt AR) diluido al 5 %w/w. En la tabla 2.2 se muestran las sustancias que contienen los kits de la empresa Macherey-Nagel con su respectiva pureza, para la

medición de DQO y COT. Para la medición de H₂O₂ se empleó unos indicadores (Merck) que cambiaban de color en función de la concentración de H₂O₂ en solución.

Tabla 2.2 Sustancia de los kits de la empresa Macherey-Nagel para DQO y COT.

Prueba	Sustancia	Pureza (%)
DQO	H ₂ SO ₄	80-98
	H ₂ SO ₄	5-15
	Sulfato de mercurio II	3,7-15
COT	Sodio hidrogenosulfato	10-25
	Peroxodisulfato de sodio	20-100

2.1.2 Reactor

El acrílico es un material con una baja conductividad eléctrica, por lo cual fue empleado para la construcción de un reactor con una capacidad de 80 mL usado para la realización de cada uno de los ensayos, como se observa en la figura 2.1 (A) y 2.1 (B). El ánodo y cátodo para el proceso de EC fueron de hierro debido al alto sobre potencial que genera para la descomposición del agua, el área sumergida de estos electrodos fue de aproximadamente 13,5 cm² sobre la muestra a tratar. Mientras que para el proceso de EO se empleó un ánodo de grafito y cátodo de titanio con un área sumergida aproximada de 13,8 cm².

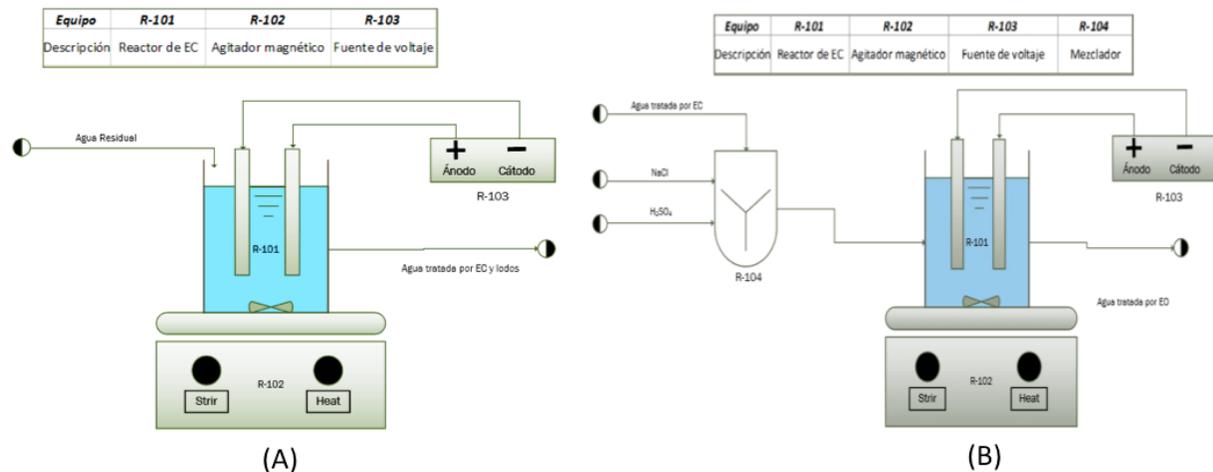


Figura 2.1 Esquema del reactor para: (A) EC; (B) EO.

2.1.3 Métodos Analíticos

Para el seguimiento de la degradación del colorante, se utilizó la técnica de espectroscopia (Espectrofotómetro, Spectronics Genesis 2PC). Las concentraciones se determinaron a

partir de sus características de absorbancia en el UV-Vis (200-700 nm) con una celda de 1 cm de paso óptico. El procedimiento empleado para medir la DQO fue el método estándar de reflujo cerrado, (método 5220D, Kit test 0-26, DQO 160, Macherey-Nagel). La medición del COT fue realizada usando el método estándar de oxidación húmeda con medición colorimétrica (método 5310D, Kit test 0-94, COT 60, Macherey-Nagel). La cuantificación de H₂O₂ se llevó a cabo mediante un método calorimétrico con tiras de ensayo que permitían evaluar su concentración en el intervalo 0,5 y 25 mg/L, marca MQuant™ (Merck).

Los equipos utilizados para la medición del pH y de la conductividad eléctrica fueron el Thermo Scientific Orion star A111 y Orion 5 star respectivamente. La degradación de color se determinó mediante la medición de la absorbancia de las muestras con ayuda del espectrofotómetro Macherey-Nagel, realizando un barrido espectral con longitudes de onda comprendidas entre 200 a 700 nm.

La eficiencia del proceso (%DDQO o %DC) se determinó con base en la ecuación 2.1.

$$\%cambio = \left| \frac{v_0 - v}{v_0} \right| * 100 \quad (2.1)$$

Donde:

Vo: Valor inicial de la variable

V: Valor final de la variable

La energía empleada en el proceso acoplado es fundamental para determinar su viabilidad económica, la ecuación 2.2 fue empleada para el cálculo de esta variable (Gatsios *et al.*, 2015).

$$E = \frac{U * I * t}{V} \quad (2.2)$$

Donde:

E: Energía (kWh /m³)

U: Voltaje requerido (V).

I: Corriente aplicada (A).

t: Tiempo de proceso (h).

V: Volumen de agua tratado (m³).

Los sólidos suspendidos totales son los materiales retenidos por un filtro estándar de fibra de vidrio y secado en un intervalo de 103-105 °C (American Public Health Association *et al.*, 1999). Se pesó una cápsula de porcelana vacía y luego se adicionaron 4 mL de muestra, luego se sometió a un proceso de evaporación a temperatura constante de 105°C. La ecuación 2.3 fue utilizada para el cálculo de sólidos suspendidos totales.

$$SST = \frac{(A - B) * 1000}{Volumen\ muestra\ (mL)} \quad (2.3)$$

Donde:

A= peso seco de la muestra + peso cápsula porcelana (mg)

B= peso cápsula porcelana

2.1.5 MÉTODOS ESTADÍSTICOS

2.1.5.1 Métodos de superficie de respuesta

Estos diseños proporcionan la combinación de niveles de las variables del proceso para generar datos que permitan establecer un modelo que prediga su comportamiento (Nam *et al.*, 2015). Estos diseños se clasifican en:

- Primer orden: Tienen como objetivo identificar el efecto principal de cada factor, el criterio para la selección de este tipo de diseños es que la varianza de la respuesta predicha sea mínima debido a que se busca la dirección óptima de movimiento a partir de los predichos por el modelo (De la Vara *et al.*, 2012). El diseño de primer orden se clasifica: Diseños factoriales 2^k , Diseños factoriales fraccionados 2^{k-p} , Diseño de Plackett-Bruman y Diseño simplex.
- Segundo orden: Son los que permiten ajustar un modelo de segundo orden para estudiar los efectos lineales y de interacción de los factores objetos de estudio. Se emplean cuando se conoce que el punto óptimo se encuentra dentro de la región experimental (Shan *et al.*, 2015), estos diseños se clasifican en: Box-Behnken, Factorial completo 3^k , Central compuesto pequeño y Draper/ Lin.

En la tabla 1.3 se observó que cuando se analizan dos factores fijados por el experimentador el diseño estadístico factorial 3^k es el más competitivo no sólo por tener el número más bajo de ensayos, sino que presenta mayor información, por lo cual fue seleccionado para optimizar las variables que aparecen en la tabla 2.3 para el proceso de electro-coagulación.

Tabla 2.3 Variables de diseño para el proceso EC.

Variable	Nivel inferior	Nivel medio	Nivel superior
Tiempo (min)	5	7,5	15
Densidad de corriente (i) (mA/cm ²)	10	15	20

De acuerdo a los factores que afectan significativamente al proceso de EC identificados en la tabla 2.3, se planteó un diseño experimental factorial 3^k mostrado en la tabla 2.4, con la

finalidad de obtener las condiciones óptimas de consumo energético y el %DDQO. Para los ensayos se trabajó con las características naturales de pH y conductividad eléctrica de la muestra, además se mantuvo la agitación constante en 180 RPM.

Tabla 2.4 Diseño experimental factorial 3^k para el proceso de EC.

Ensayo	i (mA/cm ²)	t(min)	Ensayo	i (mA/cm ²)	t(min)
1	10	5	6	20	7,5
2	20	10	7	10	7,5
3	15	10	8	15	7,5
4	15	5	9	20	5
5	10	10			

2.1.5.2 Diseño Box-Behnken (DBB)

Es aplicable cuando se tienen tres o más factores, este diseño es eficiente en cuanto al número de ensayos, caracterizado por ser altamente rotatable. Esto garantiza que la calidad de la predicción se comporta de igual manera, sin importar la dirección en la que se explore la zona experimental a partir del centro del diseño. Además, el DBB permite estimar modelos que contemplen la influencia de los factores y sus interacciones (Gorji *et al.*, 2015).

El DDB es una buena alternativa debido a que los puntos de pruebas no son extremos, los cuales en algunas situaciones experimentales resultan complicados de correr además como se observó en la tabla 1.3, el diseño es muy competitivo en función del número de ensayos. Por lo tanto, fue seleccionado para optimizar las variables que aparecen en la tabla 2.5 para el proceso de electro-oxidación. El %DDQO y el consumo energético fueron seleccionadas como variables de respuesta.

Tabla 2.5 Variables de diseño para el proceso EO.

Variable	Nivel inferior	Nivel medio	Nivel superior
Conductividad eléctrica (CD) (mS/cm)	4	5,5	7
Densidad de corriente (i) (mA/cm ²)	5	15	25
pH	3	5	7

Para el proceso de EO se empleó un diseño experimental Box-Behnken dejando constante el tiempo de electrólisis en 30 minutos y la agitación en 180 RPM, la tabla 2.6 presenta las condiciones de cada ensayo.

Tabla 2.6 Diseño de experimentos Box-Behnken EO.

Ensayo	i (mA/cm ²)	pH	CD (mS/cm)	Ensayo	i (mA/cm ²)	pH	CD (mS/cm)
1	25	3	5,5	9	25	5	4
2	15	5	5,5	10	25	7	5,5
3	15	3	7	11	5	7	5,5
4	5	5	4	12	25	5	7
5	15	5	5,5	13	15	3	4
6	15	5	5,5	14	15	7	7
7	5	3	5,5	15	15	7	4
8	5	5	7				

2.2 MONTAJE DEL PROCESO ACOPLADO DE EC Y EO

Los ensayos del proceso de EC fueron llevados a cabo en un reactor construido en acrílico que presentaba una capacidad de procesamiento de 80 mL de agua residual. El equipo contaba con un sistema de agitación magnético, además se emplearon dos electrodos de Fe con un área sumergida aproximada de 13,43 cm², separados un centímetro entre sí y conectados a una fuente de voltaje BK-Precisión. En la figura 2.1 (A) se observa el montaje descrito.

La Figura 2.1 (B) muestra el montaje que se empleó para los ensayos del proceso de EO, donde se empleó un ánodo de grafito y un cátodo de titanio, separados un centímetro entre sí, conectados a una fuente de voltaje. Además, antes de realizar los ensayos del proceso de EO, se ajustó la conductividad eléctrica y el pH de la muestra mediante el uso de NaCl y H₂SO₄. Todos los ensayos se realizaron a presión y temperatura ambiente de Medellín.

2.3 DISEÑO EXPERIMENTAL

2.3.1 Cinéticas de degradación

El estudio cinético del proceso EO, se realizó de acuerdo a las condiciones óptimas obtenidas mediante el análisis estadístico, con el fin de estudiar el comportamiento de las siguientes variables durante 90 minutos: %DDQO y la concentración de H₂O₂ durante el proceso. La cinética se realizó bajo dos escenarios:

- (i) 20 mA/cm², pH 7 y conductividad eléctrica de 4 mS/cm.
- (ii) 20 mA/cm², pH 3 y conductividad eléctrica de 4 mS/cm.

2.4 PROCEDIMIENTO

Inicialmente, se realizaron algunos ensayos preliminares para verificar que los procesos de EC y EO fueran efectivos para el tratamiento de aguas residuales provenientes del sector textil. Al ser tan contundente los resultados obtenidos, se realizó un diseño experimental factorial 3^k para el proceso de EC empleando un reactor con una capacidad de 80 mL de muestra, utilizando electrodos de hierro con un área superficial de $13,43 \text{ cm}^2$ aproximadamente. Los ensayos se hicieron a pH y conductividad eléctrica natural de la muestra, y los parámetros que se midieron al final del tratamiento fueron: la energía empleada y el %DDQO.

El agua resultante de la etapa anterior se empleó para el DBB, usado para optimizar el proceso de EO. El montaje fue muy similar al empleado en EC con la diferencia que se empleó un ánodo de grafito y un cátodo de titanio, el pH y la conductividad eléctrica fueron ajustadas mediante el empleo de H_2SO_4 y NaCl respectivamente. Al finalizar el proceso, se determinó el %DDQO y la energía empleada.

El estudio cinético se realizó para el proceso de EO durante 90 minutos, bajo los siguientes dos escenarios:

- (i) 20 mA/cm^2 , pH 7 y conductividad eléctrica de 4 mS/cm .
- (ii) 20 mA/cm^2 , pH 3 y conductividad eléctrica de 4 mS/cm .

El %DDQO, absorbancia, y concentración de H_2O_2 fueron las variables monitoreadas durante los 90 minutos que duró el estudio cinético. Todos los ensayos fueron realizados en el laboratorio de Procesos Avanzados de Oxidación de la universidad EAFIT, siguiendo el montaje mostrado en la Figura 2.2.

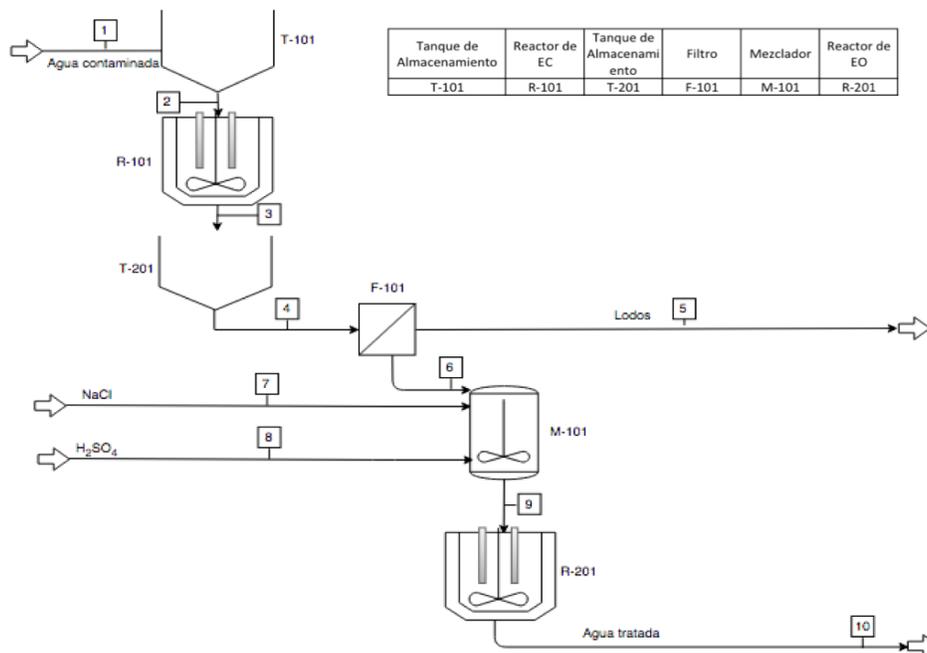


Figura 2.2 Esquema del proceso acoplado de EC y EO.

2.5 CONCLUSIONES

La revisión bibliográfica efectuada no sólo permitió identificar los factores más relevantes para el proceso acoplado, sino también decidir, qué diseño estadístico de experimentos es más adecuado para evaluar diferentes tratamientos, con el fin de identificar las condiciones óptimas de operación. Un diseño estadístico factorial 3^k , fue seleccionado para el proceso de EC, debido a que es altamente eficiente en función del número de ensayos y del grado de análisis requerido para el número de factores definidos, lo cual logra mejorar el tiempo y costos de ejecución del DOE. Por otro lado, el diseño de superficie de respuesta Box-Behnken fue escogido para la optimización del proceso de EO debido a que es altamente recomendado por diversos autores como Gorji *et al.*, (2015) y GilPavas *et al.*, (2014) debido a la calidad de información obtenida con respecto a los recursos y tiempos invertidos en la ejecución del DOE.

2.6 BIBLIOGRAFÍA

American Public Health Association, American Water Works Association, & Water Environment Federation. (1999). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Standard Methods, 541.

De la Vara, R., & Gutiérrez, H. (2012). Análisis y diseño de experimentos (3rd ed.). México: McGrawHill.

Gatsios, E., Hahladakis, J. N., & Gidakos, E. (2015). Optimization of electrocoagulation (EC) process for the purification of a real industrial wastewater from toxic metals. *Journal of Environmental Management*, 154, 117–27.

GilPavas, E., Medina, J., Dobrosz-Gómez, I., & Gómez-García, M. A. (2014). Statistical optimization of industrial textile wastewater treatment by electrochemical methods. *Journal of Applied Electrochemistry*, 44 (12), 1421–1430.

Gorji, T. B., & Ranjbar, a. a. (2015). Geometry optimization of a nanofluid-based direct absorption solar collector using response surface methodology. *Solar Energy*, 122, 314–325.

Nam, Y.-S., Jeong, Y.-I., Shin, B.-C., & Byun, J.-H. (2015). Enhancing surface layer properties of an aircraft aluminum alloy by shot peening using response surface methodology. *Materials & Design*, 83, 566–576.

Montgomery Douglas C. Design and Analysis of Experiments (2001). John Wiley & Sons, Inc. Estados Unidos de América. INC, ISBN: 0471316490.

Shan, D., Li, Q., Khan, I., & Zhou, X. (2015). A novel finite element model updating method based on substructure and response surface model. *Engineering Structures*, 103, 147–156.

3. ANÁLISIS Y RESULTADOS

RESUMEN

En este capítulo se presentan los resultados obtenidos al emplear un proceso acoplado de EC-EO para el tratamiento de aguas residuales provenientes de una industria textil. El diseño experimental factorial 3^k fue empleado para determinar las condiciones óptimas de operación del proceso de EC. Se encontró que, empleando electrodos de Fe, densidad de corriente (i) de 10 mA/cm^2 y tiempo de electrólisis de 5 minutos, se alcanza un 49,36 %DDQO, 47,42 %DCOT y 100 %DC, generando $0,882 \text{ kg/m}^3$ de lodos con 20% de humedad y un consumo energético de $0,976 \text{ kWh/m}^3$.

La metodología de superficie de respuesta (MSR) Box-Behnken fue aplicada para la optimización de las condiciones de operación del proceso de EO. Los experimentos fueron efectuados en un reactor tipo batch, con electrodos de grafito (ánodo) y titanio (cátodo). Se obtuvo un 62,16 %DDQO y 74,23 %DCOT, con un consumo energético de $14,98 \text{ kWh/m}^3$, $i = 20 \text{ mA/cm}^2$, pH 7, conductividad $5,5 \text{ mS/cm}$ y tiempo de electrólisis de 30 minutos. Posteriormente, se realizaron dos estudios cinéticos con la finalidad de determinar el comportamiento del %DDQO y la generación de H_2O_2 durante 90 minutos, bajo las siguientes condiciones:

- Cinética 1: $i = 20 \text{ mA/cm}^2$, pH 7 y conductividad eléctrica de 4 mS/cm .
- Cinética 2: $i = 20 \text{ mA/cm}^2$, pH 3 y conductividad eléctrica de 4 mS/cm .

Con base en los resultados obtenidos de las cinéticas, se determinó que en medio alcalino se favorece el incremento del %DDQO, ya que ocurre una mayor producción de radicales $\cdot\text{OH}$. Al final del proceso acoplado, se logra un 80,85 %DDQO, 86,45 %DCOT y 100 %DC, con un consumo energético de $15,96 \text{ kWh/m}^3$ y generación de $0,882 \text{ kg/m}^3$ de lodos con 20% de humedad en 35 minutos de electrólisis.

3.1 ANÁLISIS DE RESULTADOS

3.1.1 Proceso de Electro-coagulación

El proceso de EC fue llevado a cabo en un reactor tipo batch, con electrodos de Fe, separados 1 cm entre sí y con una velocidad constante de agitación de 180 RPM. En la tabla 3.1, se muestran los resultados del diseño estadístico factorial 3^k , donde se observa que el %DDQO oscila entre el 49,40% y 64,02%, la generación de lodos entre $0,735 \text{ kg/m}^3$ y $1,65 \text{ kg/m}^3$, porcentaje de ánodo desprendido entre 0,15% y 0,57% y el consumo energético entre $0,98 \text{ kWh/m}^3$ y $5,49 \text{ kWh/m}^3$. Además, al final de cada uno de los tratamientos realizados se obtuvo un 100 %DC.

Tabla 3.1 Resultados diseño de experimentos para EC

Ensayo	i (mA/cm ²)	Tiempo (min)	%DDQO	%DDQO modelo	Lodos (kg/m ³)	% ánodo perdido	Energía Exp (kWh/m ³)	Energía modelo (kWh/m ³)
1	10	5	49,40	50,06	0,74	0,15	0,98	0,85
2	20	10	59,15	58,41	1,65	0,57	5,49	5,57
3	15	10	62,63	64,10	1,34	0,48	3,52	3,45
4	15	5	59,84	58,53	0,92	0,22	1,69	1,87
5	10	10	64,02	63,29	1,05	0,20	1,52	1,52
6	20	7,5	61,24	61,31	1,51	0,49	4,66	4,64
7	10	7,5	58,45	58,53	0,97	0,24	1,36	1,50
8	15	7,5	63,32	63,17	1,33	0,42	3,09	2,98
9	20	5	59,84	60,50	1,29	0,46	3,14	3,09

3.1.1.1 Análisis de ANOVA

La tabla ANOVA fue empleada para determinar los efectos e interacciones más significativos sobre las variables de respuesta evaluadas (%DDQO y consumo energético), para la optimización del proceso de EC. Los resultados se presentan en la tabla 3.2, donde se observa el valor-p, que debe ser inferior a 0,05 para que un factor tenga una influencia significativa sobre el modelo, con un nivel de confianza del 95% (Zodi *et al.*, 2013). De acuerdo a los resultados de la tabla ANOVA, se observa que para el %DDQO, el tiempo (B) es la variable más significativa entre las evaluadas, seguido de las interacciones AA y AB.

Tabla 3.2 Tabla ANOVA para %DDQO en EC.

Fuente de variabilidad	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadrado medio	F ₀	Valor - p
A:i	11,96	1	11,96	6,13	0,0896
B:t	46,59	1	46,59	23,89	0,0164
AA	20,84	1	20,84	10,69	0,0468
AB	58,60	1	58,60	30,04	0,0119
BB	7,17	1	7,17	3,68	0,151
Total error	5,85	3	1,95		
Total (corr.)	151,01	8			
R ²	96,13				
R ² _{Adj}	89,67				
Error estándar	1,40				

En la tabla 3.3, se observa que la densidad de corriente (A), el tiempo (B) y la interacción AB, afectan significativamente el consumo energético, debido a que controlan la velocidad

de generación de los agentes coagulantes, que son responsables de la remoción de los contaminantes.

Tabla 3.3 Tabla ANOVA para el consumo energético en EC.

Fuente de variabilidad	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadrado medio	F ₀	Valor - p
A:i	53,62	1	53,62	596,42	0,0002
B:t	11,78	1	11,78	131,07	0,0014
AA	0,36	1	0,36	3,98	0,14
AB	4,44	1	4,44	49,34	0,0059
BB	0,41	1	0,41	4,51	0,1239
Total error	0,27	3	0,090		
Total (corr.)	70,87	8			
R ²	99,62				
R ² _{Adj}	98,99				
Error estándar	0,30				

La calidad de los resultados obtenidos se evalúan teniendo en cuenta el coeficiente de determinación (R²), que debe tener un valor superior a 0,75 para considerar que el modelo puede predecir el comportamiento de la variable de respuesta de forma adecuada (GilPavas *et al.*, 2014). Este DOE indica que el 96,13% y 99,62% de la variación total del %DDQO y el consumo de energía respectivamente, es atribuible a los factores experimentales estudiados.

Adicionalmente el R²_{Adj} indica que el 89,67% y 98,99% de la variabilidad observada en el %DDQO y el consumo energético, puede ser explicada por el modelo, lo que implica que entre un 2% al 11% de la variación obtenida es atribuida al error experimental.

3.1.1.2 Diagrama de Pareto

El análisis de Pareto se utilizó para identificar los factores que tienen un efecto significativo de forma inversa o directamente proporcional sobre las variables de respuesta. Este tipo de diagramas consiste en una serie de barras ordenadas de mayor a menor peso de impacto sobre el modelo (GilPavas *et al.*, 2014). El porcentaje del efecto de cada factor se calculó con la ayuda de la ecuación 3.1.

$$P_i = \frac{b_i^2}{\sum b_i^2} * 100 \quad (i \neq 0) \quad (3.1)$$

Donde:

b_i : Efecto estandarizado de cada factor.

Los factores significativos corresponden a aquellos que sobrepasan la barra vertical, la cual corresponde al valor t en la distribución *t*-student con una confianza del 95% (GilPavas *et*

al., 2015). En la figura 3.1 se observa que las interacciones AB y AA son significativas y afectan de manera inversamente proporcional al %DDQO mientras que el tiempo (B) genera una variación directa, esto es debido a que son las variables que controlan la velocidad de disolución del material del ánodo, lo que favorece la formación de $\text{Fe}(\text{OH})_3$ y $\text{Fe}(\text{OH})_2$, los cuales actúan como agentes coagulantes que permiten la remoción de los contaminantes, tal como lo explica Kobya *et al.*, (2014), quienes trataron aguas residuales de una planta de tinturado textil mediante EC usando electrodos de Fe, obteniendo resultados similares a los anteriormente descritos. Además, identificaron que el tiempo y la densidad de corriente (interacción AB) no sólo controlan la velocidad del proceso sino también el tamaño y la producción de burbujas, condiciones importantes para lograr incrementos en la eficiencia; sin embargo, hay que tener presente que entre mayor sean los valores de estas variables también aumenta la cantidad de lodos producidos.

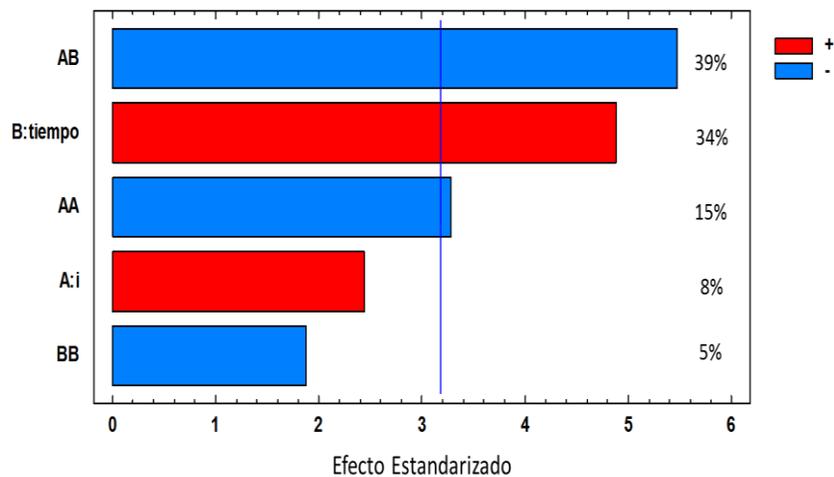


Figura 3.1 Diagrama de Pareto estandarizado para el %DDQO. A: Densidad de corriente y B: tiempo.

En la figura 3.2 se observa que la densidad de corriente (A), el tiempo (B) y la interacción AB tienen una influencia directamente proporcional sobre el consumo energético, resultado similar fue obtenido por Pajootan *et al.*, (2012), quienes dedujeron que un incremento en cualquiera de estos factores aumenta la velocidad de remoción de contaminantes, debido a que se incrementa la producción de agentes coagulantes, pero cuando los valores de estas variables son muy altos, se pueden desestabilizar los lodos formados, disminuyendo la eficiencia del proceso. Además, cuando el consumo energético es muy alto, gran parte de la energía se pierde en forma de calor, incrementando los costos operacionales.

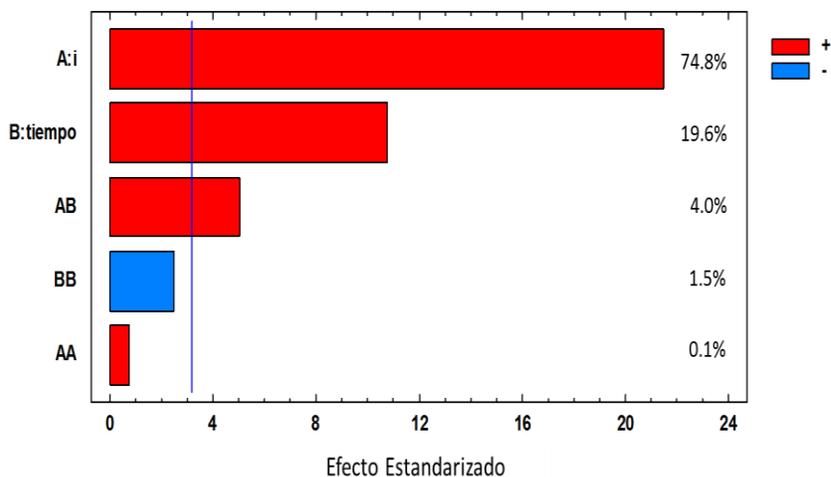


Figura 3.2 Diagrama de Pareto estandarizado para el consumo energético. A: i y B: tiempo.

Efecto del tiempo y la densidad de corriente sobre el %DDQO

La densidad de corriente es uno de los parámetros más importantes para el proceso de EC, debido a que influye directamente sobre el rendimiento en la remoción del colorante y el desgaste del electrodo. Además, afecta los costos operativos, lo cual es fundamental para la evaluación de la factibilidad económica (Gong *et al.*, 2014).

En la figura 3.3, se evidencia que a medida que se incrementa la densidad de corriente, aumenta el %DDQO en tiempos de operación bajos, debido a que se genera una mayor cantidad de agentes coagulantes que contribuyen a mejorar la eficiencia del proceso. Sin embargo, también se puede observar que empleando periodos de operación elevados se tiende a disminuir el %DDQO con aumentos en la densidad de corriente, debido a que esto puede provocar la desestabilización de los lodos formados, posiblemente causado por el aumento del potencial Z, propiedad de las soluciones, que indica la energía necesaria para desestabilizar un coloide. Este comportamiento se evidenció en el estudio realizado por Secula *et al.*, (2011), quienes estudiaron el proceso de EC para la remoción del colorante indigo de un efluente proveniente de la industria textil.

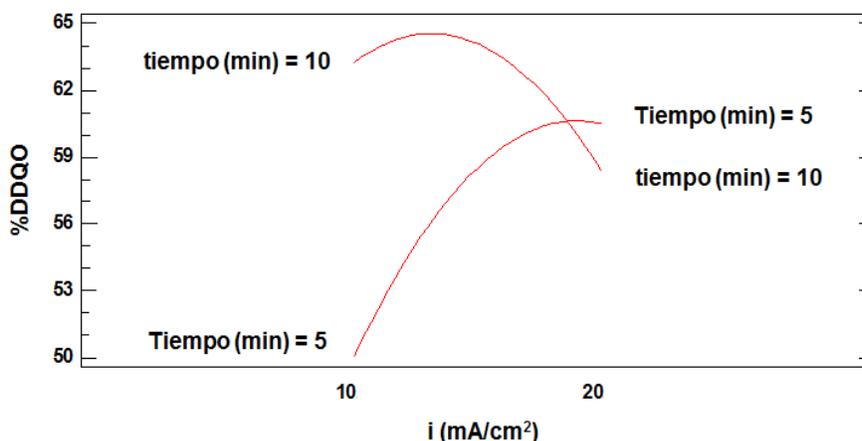


Figura 3.3 Gráfico de Interacción de la i y el tiempo para el %DDQO.

Efecto del tiempo y densidad de corriente sobre el consumo energético

En la figura 3.4 se observa que empleando un mayor tiempo de operación se incrementa el consumo energético, lo que favorece la eficiencia del proceso debido a que esta variable controla la velocidad de producción de los agentes coagulantes, sin embargo Zodi *et al.*, (2013), al emplear el proceso de EC para tratar un efluente de la industria textil con alto contenido de colorante rojo N° 81, obtuvieron que un alto consumo de energía es perjudicial para el proceso, debido a que desestabiliza los flóculos formados, generando así una caída en la eficiencia del proceso, además, gran parte de la energía utilizada se disipa en forma de calor.

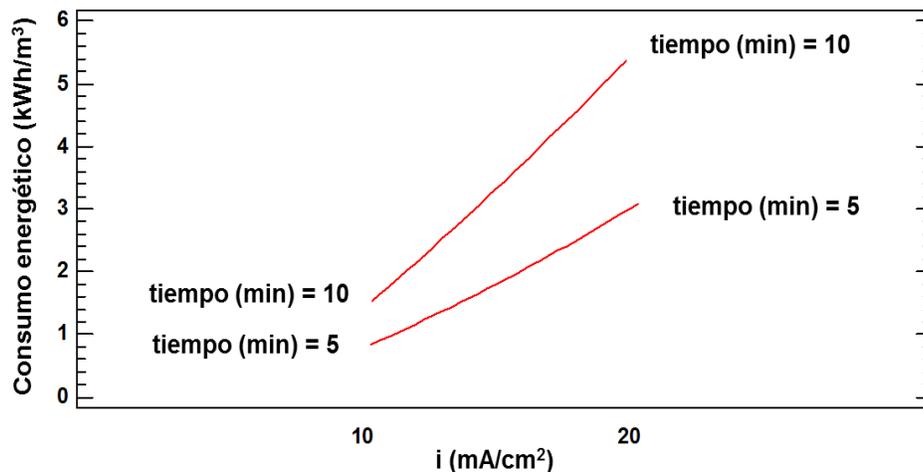


Figura 3.4 Gráfico de Interacción de la i y el tiempo para el consumo energético

3.1.1.4 Diagrama de superficie de respuesta

Las ecuaciones 3.2 y 3.3 fueron empleadas para predecir el comportamiento del proceso, por lo cual se utilizaron para encontrar las condiciones óptimas de operación del tratamiento de EC.

$$\%DDQO = -29.7822 + 6.4756 * i + 10.1649 * tiempo - 0.12998 * i^2 - 0.30636 * i * tiempo - 0.29704 * tiempo^2 \quad (3.2)$$

$$\text{Energía} = -2.04336 - 0.0683833 * i + 0.5311 * tiempo + 0.00374667 * i^2 + 0.03606 * i * tiempo - 0.0504533 * tiempo^2 \quad (3.3)$$

La ecuación 3.2 fue empleada para la realización de la figura 3.5, que muestra la superficie de respuesta del %DDQO como una función de la corriente aplicada y el tiempo de operación. Se alcanzó un 64,55 %DDQO a los 10 minutos de la electrólisis empleando una i de 13,12 mA/cm². En la figura 3.5 se observa que incrementos en los valores de estos dos factores, favorecen la eficiencia del proceso, debido al mejoramiento en la producción

de iones Fe^{+2} y Fe^{+3} , que actúan como agentes coagulantes, lo que fue demostrado por Mondal *et al.*, (2013), quienes realizaron un tratamiento de EC a aguas residuales provenientes de una tintorería de la industria textil, empleando en los ensayos electrodos de Al y Fe.

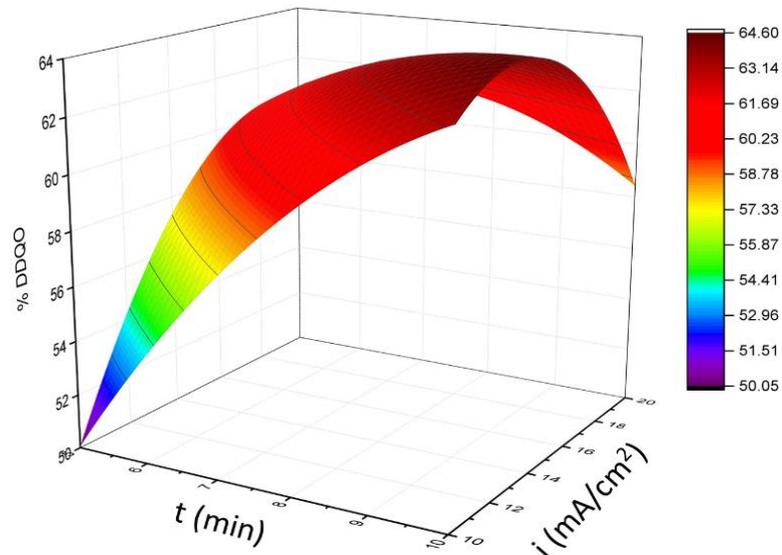


Figura 3.5 Superficie de respuesta para el %DDQO: velocidad de agitación (180 RPM), distancia entre electrodos (1 cm), pH (6,29) y CD (3,42 mS/cm)

En la figura 3.6 se observa que, usando la mínima i y un bajo tiempo de operación, se consume menor energía en el proceso, generando así una disminución en la dosis del coagulante, lo que disminuye la eficiencia del tratamiento, resultado similar fue obtenido por Tünay *et al.*, (2014), quienes utilizaron el proceso de EC para la remoción de índigo, colorante presente en efluentes de la industria textil. Pajootan *et al.*, (2012), afirmaron que un alto consumo energético, no solo incrementan los costos operacionales, sino también pueden desestabilizar los flocs formados durante el proceso de EC, originando una disminución en la eficiencia del proceso.

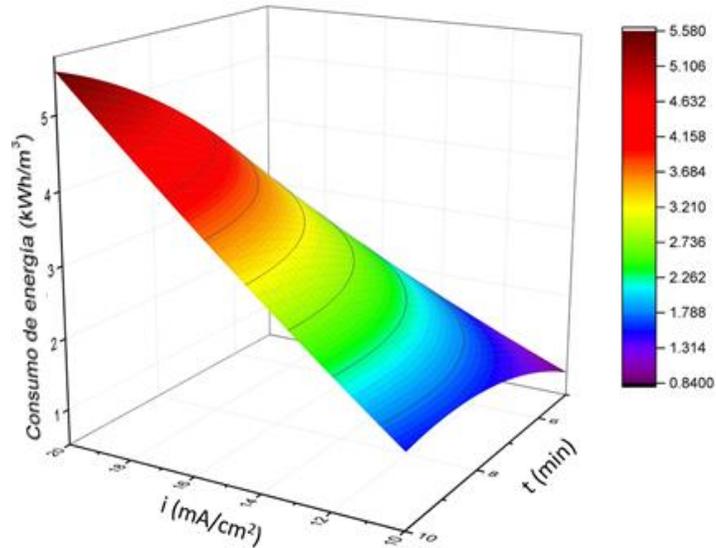


Figura 3.6 Superficie de respuesta para el consumo energético: velocidad de agitación (180 RPM), distancia entre electrodos (1 cm), pH (6,29) y CD (3,42 mS/cm)

3.1.1.5 Remoción de color mediante el proceso de EC

En la figura 3.7, se observa que los espectros de las muestras de cada uno de los ensayos realizados en el DOE fueron evaluados en el intervalo de longitud de onda comprendido entre 200 a 700 nm. Encontrando que el agua inicial empleada para el proceso de EC presenta una máxima absorbancia a 230, 290 y 670 nm, los dos primeros picos indican la existencia de compuestos aromáticos en la muestra, mientras que el tercero da indicios de la presencia de índigo, el cual es un colorante ampliamente usado en la industria textil. Adicionalmente, en la Figura 3.7 se evidencia que la concentración de los compuestos aromáticos en el efluente disminuye al finalizar cada uno de los tratamientos de EC, ya que se observa que los picos que se encuentran a 230 y 290 nm se reducen alcanzando una máxima remoción del 70% de estas sustancias, en comparación a la muestra inicial. Además, se observa que el pico presente en la región visible (670 nm) desaparece completamente en cada uno de los ensayos realizados en el DOE, por tanto, el efluente tratado no presenta una coloración apreciable. Resultados similares fueron obtenidos por Tünay *et al.*, (2014), quienes evaluaron el proceso de EC para la remoción del colorante índigo presente en un efluente de la industria textil, alcanzando una máxima eficiencia del 92%.

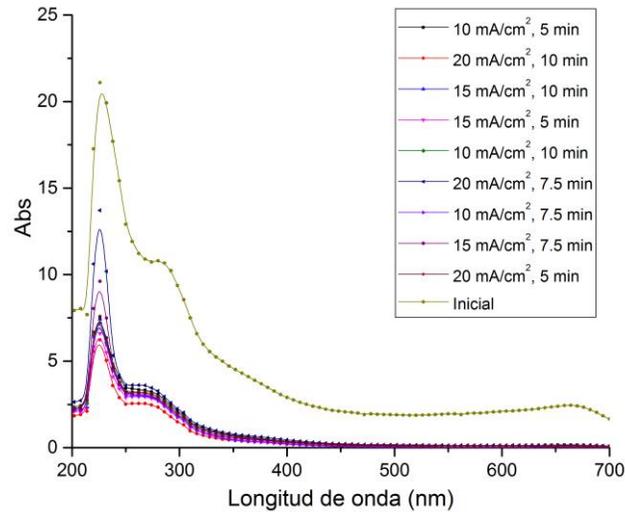


Figura 3.7 Barrido espectral para los tratamientos realizados en el diseño experimental factorial 3^k mediante el proceso de EC: velocidad de agitación (180 RPM), distancia entre electrodos (1 cm), pH (6,29) y CD (3,42 mS/cm)

3.1.1.6 Condiciones óptimas

Las condiciones óptimas para el proceso de EC se resumen en la tabla 3.4, donde se observa que para el %DDQO, el punto óptimo se alcanza en un tiempo de 10 minutos e $i = 13,12 \text{ mA/cm}^2$, sin embargo, se decidió emplear solo 5 minutos del proceso e $i = 10 \text{ mA/cm}^2$, debido a que bajo estas condiciones se logran resultados muy similares al punto óptimo y adicionalmente el agua tratada se someterá a un proceso posterior de EO para mejorar la calidad del efluente. También, bajo estas últimas condiciones se consume una menor cantidad de energía y se garantiza que los flocs formados no se desestabilicen.

Tabla 3.4 Condiciones óptimas para el proceso de EC

Factor	Óptimo variables de respuesta	
	DQO	Energía
$i \text{ (mA/cm}^2\text{)}$	13,12	10
Tiempo (min)	10	5
Consumo energético (kWh/m ³)	3,52	0,976
pH	7,8	7,04
Conductividad eléctrica (mS/cm)	3,17	3,37
%DDQO	62,62%	49,36%
%DC	100%	100%
Lodos generados (kg/m ³)	1,603	0,882

Teniendo en cuenta las condiciones óptimas de operación determinadas para el proceso de EC, se evaluó la remoción del colorante del agua residual en el tiempo, y se encontró

que el máximo %DC se alcanza a los 5 minutos con una eficiencia del 100%, tal como se evidencia en la figura 3.8.

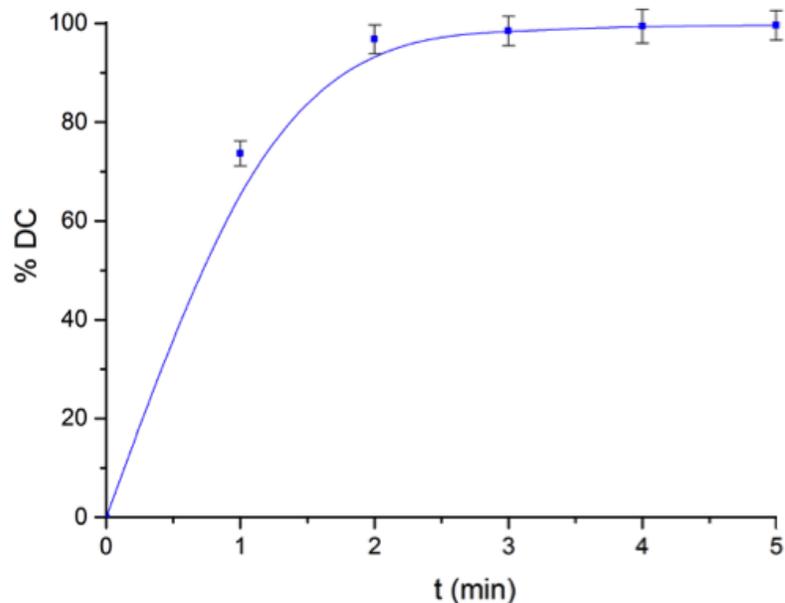


Figura 3.8 Cinética de remoción de colorante mediante el proceso de EC bajo las siguientes condiciones: velocidad de agitación (180 RPM), distancia entre electrodos (1 cm), CD (5,5 mS/cm), 5 min e i 10 mA/cm²

3.1.2 Proceso de Electro-oxidación

El agua obtenida al final del tratamiento de EC, fue sometida al proceso de EO. Los ensayos fueron realizados en un reactor tipo batch, con electrodos de titanio (cátodo) y grafito (ánodo), separados 1 cm entre sí y con una velocidad constante de agitación de 180 RPM. En la tabla 3.5, se muestran los resultados de la MSR Box-Behnken empleada para la optimización del proceso de EO. Después de 30 minutos de operación, se puede observar que el %DDQO osciló entre el 28,45% y 65,60% y el consumo energético entre 1,71 kWh/m³ y 21,68 kWh/m³.

Tabla 3.5 Resultados diseño de experimentos para EO.

Ensayo	i (mA/cm ²)	pH	CD (mS/cm)	%DDQO Exp	%DDQO modelo	Energía Exp (kWh/m ³)	Energía modelo (kWh/m ³)
1	25	3	5,5	51,15	59,55	18,73	19,14
2	15	5	5,5	33,27	34,34	7,46	7,78
3	15	3	7	40,15	42,32	8,30	8,13
4	5	5	4	28,45	30,38	2,16	1,79
5	15	5	5,5	40,83	34,34	8,22	7,78
6	15	5	5,5	39,46	34,34	7,68	7,78
7	5	3	5,5	34,64	27,20	1,72	1,88

8	5	5	7	29,14	25,91	1,73	1,98
9	25	5	4	60,10	56,52	21,68	21,42
10	25	7	5,5	62,16	63,16	20,05	19,53
11	5	7	5,5	38,77	30,81	2,32	2,27
12	25	5	7	65,60	64,47	16,52	16,88
13	15	3	4	52,53	49,19	10,71	10,30
14	15	7	7	56,66	52,47	8,98	8,52
15	15	7	4	55,97	46,26	9,66	10,69

3.1.2.1 Análisis de ANOVA

En la tabla 3.6 se observa que para el %DDQO, la *i* (A), el pH (B) y la interacción AC son los factores más significativos en el proceso debido a que estos controlan la hidrólisis del agua y la generación de radicales $\cdot\text{OH}$, tal como se observó en el estudio realizado por Kong *et al.*, (2011), quienes estudiaron la degradación de un colorante presente en un efluente de la industria textil mediante el proceso de EO.

Tabla 3.6 Tabla ANOVA para EO para el %DDQO

Fuente de variabilidad	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadrado medio	F ₀	Valor - p
A:i	1458,38	1	1458,38	44,5	0,0002
B:pH	153,9	1	153,9	4,7	0,0492
C:CD	3,7868	1	3,7868	0,12	0,7204
AA	10,21	1	10,21	0,31	0,5311
AC	5,7937	1	5,7937	0,18	0,0355
BB	189,63	1	189,63	5,79	0,2509
CC	146,85	1	146,85	4,48	0,0721
Total error	229,39	7	32,77		
Total (corr.)	2165,73	14			
R ²	91,19				
R ² _{Adj}	82,38				
Error estándar	5,73				

En la tabla 3.7, se observa que la *i* (A), la conductividad eléctrica (B), las interacciones AA, AC y BB afectan significativamente el consumo energético, debido a que controlan el movimiento de los radicales $\cdot\text{OH}$ en la solución, como lo reportan Kariyajjanavar *et al.*, (2013), quienes en su investigación estudiaron la degradación de un colorante presente en aguas residuales provenientes de una industria textil.

Tabla 3.7 Tabla ANOVA para EO para el consumo energético

Fuente de variabilidad	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadrado medio	F ₀	Valor - p
A:i	596,11	1	596,11	1583,71	0
B:pH	0,2999	1	0,2999	0,8	0,4017
C:CD	9,4395	1	9,4395	25,08	0,0016
AA	14,98	1	14,98	39,8	0,0004
AC	5,5956	1	5,5956	14,87	0,0062
BB	3,0263	1	3,0263	8,04	0,0252
CC	1,9199	1	1,9199	5,1	0,0585
Total error	2,63	7	0,38		
Total (corr.)	632,13	14			
R ²	99,58				
R ² _{Adj}	99,17				
Error estándar	0,61				

La calidad de los resultados obtenidos se evalúan basados en el coeficiente de determinación (R²), que debe ser superior a un valor de 0,75 para considerar que los valores experimentales se ajustan adecuadamente al modelo (GilPavas *et al.*, 2014). Este DOE explica el comportamiento del %DDQO y consumo de energía en un 91,19%, 99,58% respectivamente. Adicionalmente el R²_{Adj} indica que el 82,38% y 99,17% de la variabilidad observada en el %DDQO y el consumo energético, puede ser explicada por el modelo, lo que implica que entre un 1% al 17% de la variación obtenida es causada por el error experimental.

3.1.2.2 Diagrama de Pareto

En la figura 3.9 se observa que incrementos en la i (A) y la interacción BB generan un aumento en el %DDQO. La influencia del pH depende de la naturaleza y la estructura del contaminante, y de acuerdo a los resultados del DOE se logran mayores degradaciones en condiciones básicas, esto mismo fue obtenido también por Kariyajjanavara *et al.*, (2011), quienes emplearon el proceso de EO para el tratamiento de efluentes textiles con una alta carga de colorantes, empleando electrodos de grafito. En el estudio utilizaron NaCl como electrolito, para ajustar la conductividad eléctrica y encontraron que los cloruros a pH básico tienden a formar ClO⁻ el cual es un agente oxidante que ayuda a mejorar la velocidad de degradación de los contaminantes. Igualmente, se obtuvo que incrementando la i se logran mayores degradaciones, debido a que favorece la velocidad de producción de radicales [•]OH, que incrementan el %DDQO.

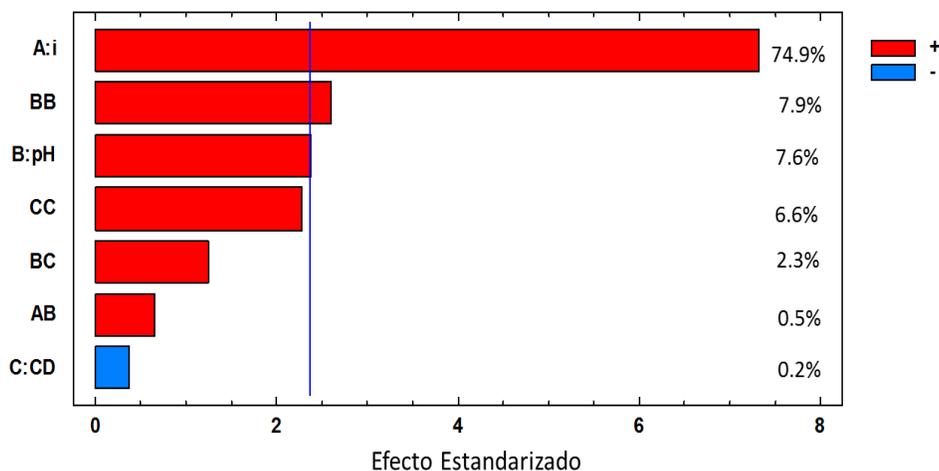


Figura 3.9 Diagrama de Pareto estandarizado para el %DDQO.

En la figura 3.10 se observa que la *i* (A), las interacciones AA y BB tienen un efecto directamente proporcional sobre el consumo de energía en el proceso de EO, resultados similares fueron obtenidos por Kariyajjanavar *et al.*, (2013), quienes realizaron un tratamiento para la degradación de un efluente coloreado proveniente de la industria textil mediante el proceso de EO. Los investigadores encontraron que incrementos en el consumo de energía aumenta la velocidad de degradación de los contaminantes, sin embargo, hay que tener cuidado con valores muy altos, debido a que esto conduce a la disminución en la eficiencia en el uso de la corriente, debido a que gran parte de la energía se disipa en el calentamiento del agua, lo cual no es deseable, porque incrementa los costos operacionales. Además, encontraron que aumentos en la conductividad eléctrica, disminuye el consumo energético, ya que mejora el movimiento de los e^- en la muestra tratada, incrementando la velocidad de degradación de los contaminantes.

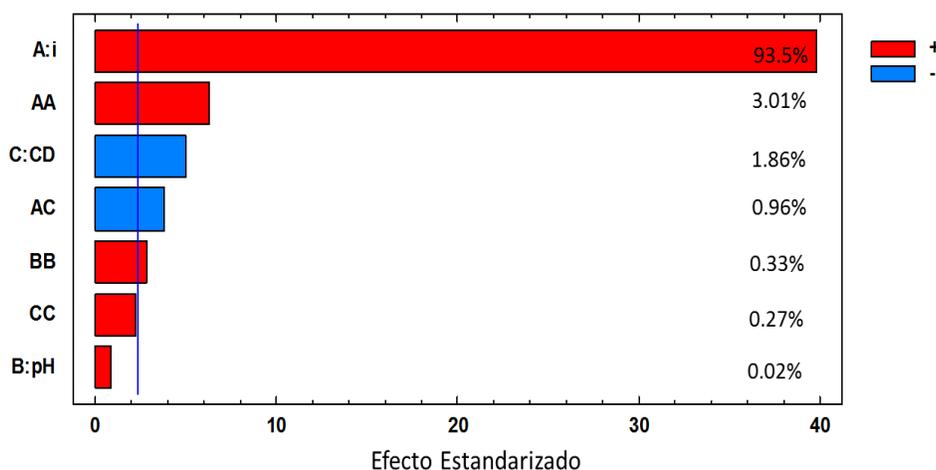


Figura 3.10 Diagrama de Pareto estandarizado para el consumo energético.

3.1.2.3 Efecto del pH en el %DDQO

En la figura 3.11 se observa que se logra una mayor degradación de contaminantes en medios neutro, en comparación con medios ácidos, debido a que se favorece la formación de los radicales $\cdot\text{OH}$, que actúan como oxidantes fuertes durante el proceso de EO, adicionalmente, los cloruros presentes en la solución tienden a formar ClO^- a pH básico, promoviendo la degradación de los contaminantes del efluente, tal como se evidencia en la investigación realizada por Pazos *et al.*, (2005), quienes evaluaron la degradación del colorante índigo presente en un efluente de la industria textil mediante el proceso de EO usando electrodos de grafito.

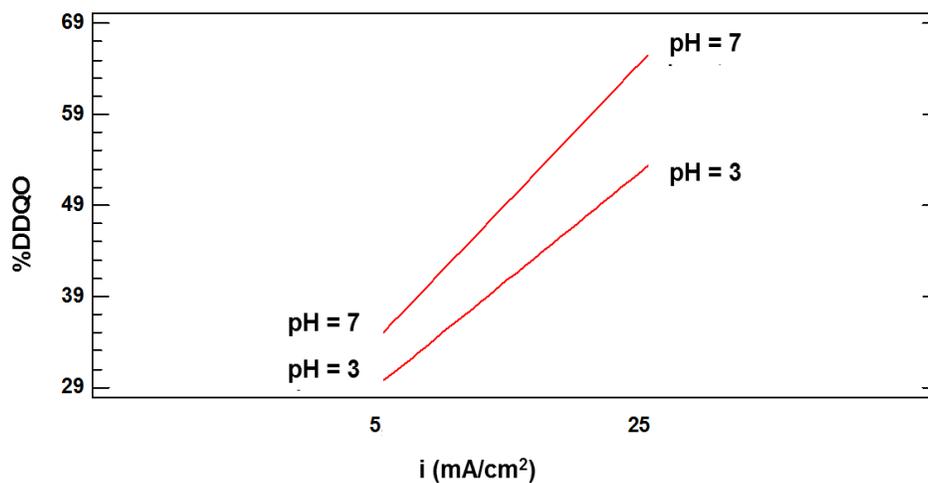


Figura 3.11 Gráfica de interacción de la i y el pH para el %DDQO.

Efecto de la densidad de corriente en el %DDQO

En la figura 3.12 se evidencia que al aumentar la i hay un incremento en la degradación de la DQO, debido a que esto favorece la formación de $\cdot\text{OH}$, tal como se explica en el estudio realizado por Radha *et al.*, (2009), quienes emplearon el proceso de EO como tratamiento para la degradación de compuestos orgánicos de un efluente textil empleando electrodos de grafito. También encontraron que incrementos elevados en la i producen una cantidad excesiva de electrones, lo que promueve la generación de compuestos no deseados. Adicionalmente, en la figura 3.12 se observa que no hay un comportamiento claro del efecto que tiene la conductividad eléctrica sobre el %DDQO, esto posiblemente se debe a que los cloruros adicionados generan un conjunto de reacciones secundarias, que pueden estar afectando la velocidad de remoción de los contaminantes, una situación similar se presenta en el estudio realizado por Miled *et al.*, (2010), quienes emplearon el proceso de EO para la degradación de índigo utilizando electrodos de grafito.

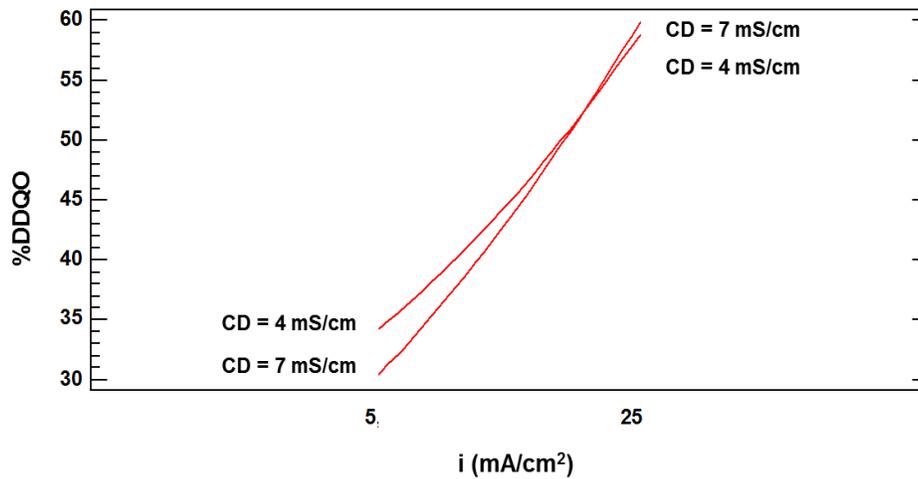


Figura 3.12 Gráfica de interacción de la i y la CD para el %DDQO.

3.1.2.4 Efecto del pH sobre el consumo energético

En la figura 3.13 se observa que tanto a pH neutro como ácido se obtienen consumos energéticos similares. El comportamiento anterior también fue obtenido por Murthy *et al.*, (2011), quienes emplearon el proceso de EO para el tratamiento de aguas residuales provenientes de una industria textil y afirmaron que este factor no afecta la forma como se distribuye la carga en la solución, sino que controla la ocurrencia de un determinado número de reacciones.

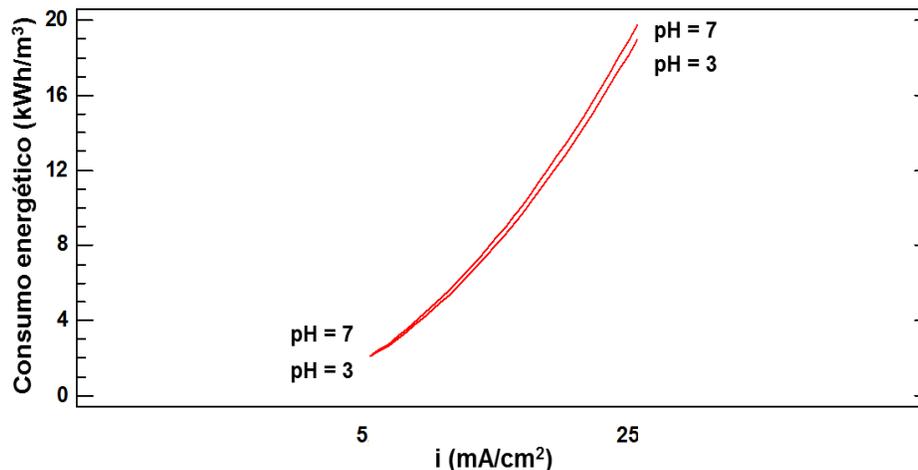


Figura 3.13 Gráfica de interacción de la i y el pH para el consumo energético.

Efecto de la densidad de corriente sobre el consumo energético

En la figura 3.14 se observa que incrementos en la i, aumenta el consumo de energía debido a que está siendo empleada una mayor cantidad de electricidad para la degradación

de los contaminantes, resultados similares fueron obtenidos durante el proceso de EO estudiado por Indu *et al.*, (2014), donde encontraron que aumentos sobre el consumo de energía, favorece la velocidad de degradación de contaminantes, sin embargo, se incrementan los costos operacionales y disminuye la eficiencia de la corriente empleada, debido a que gran parte de la energía se disipaba en forma de calor o promovía la formación de reacciones secundarias no deseadas.

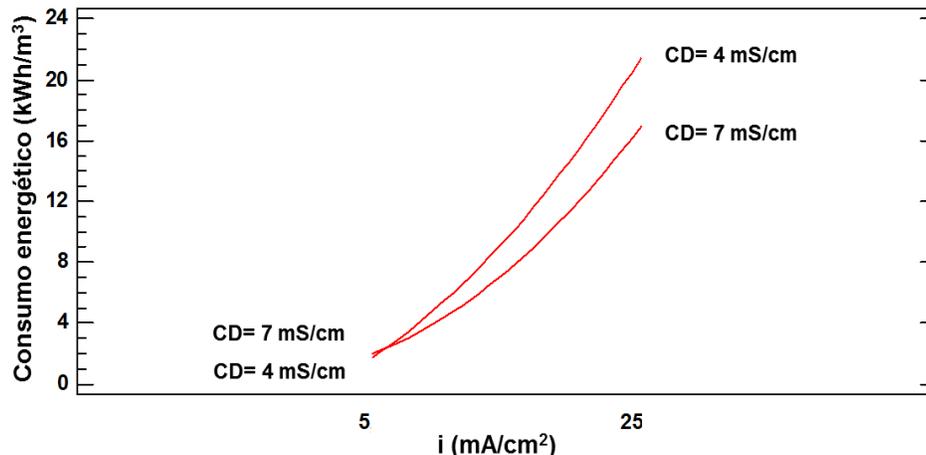


Figura 3.14 Gráfica de interacción de la CD y la i para el consumo energético.

Efecto de la conductividad eléctrica sobre el consumo energético

En la figura 3.15 se puede observar que incrementos en la conductividad eléctrica disminuye el consumo energético, debido a que se mejora la difusión de los electrones en la muestra, aumentando la velocidad de reacción, para tal fin durante los ensayos realizados en el DOE se añadió NaCl. Resultados similares fueron obtenidos por Bechtold, *et al.*, (2006), quienes evaluaron el proceso de EO para la degradación de índigo, un colorante empleado en la industria textil.

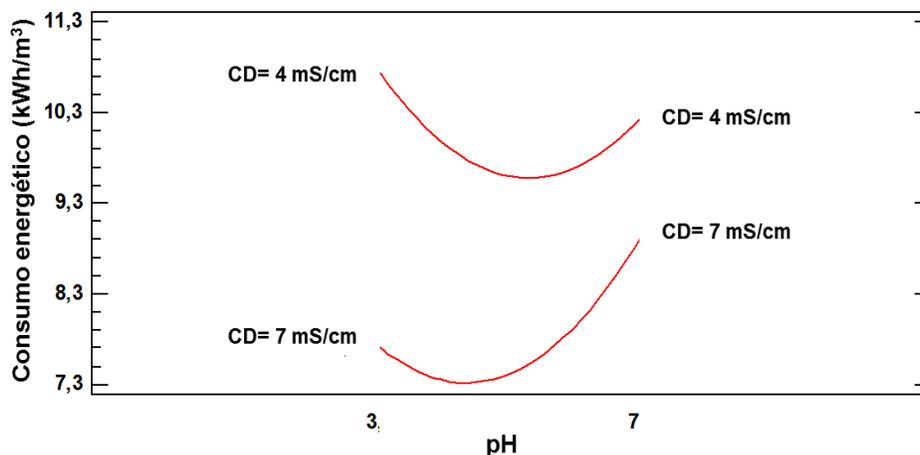


Figura 3.15 Gráfica de interacción de la i y la CD para el consumo energético.

3.1.2.4 Diagrama de superficie de respuesta

Las ecuaciones 3.4 y 3.5 fueron empleadas para predecir el comportamiento del proceso, por lo cual se utilizaron para encontrar las condiciones óptimas de operación del tratamiento de EO.

$$\begin{aligned} \%DDQO = & 180.265 + 0.478892 * i - 22.6849 * pH - 37.3154 * CD \\ & + 0.086 * i * pH + 0.0802333 * i * CD + 1.75965 * pH^2 \\ & + 1.08933 * pH * CD + 2.74605 * CD^2 \end{aligned} \quad (3.4)$$

$$\begin{aligned} \text{Energía} = & 11.716 + 0.692587 * i - 2.16652 * pH - 3.06671 * CD \\ & + 0.0201433 * i^2 - 0.07885 * i * CD + 0.226333 * pH^2 \\ & + 0.320481 * CD^2 \end{aligned} \quad (3.5)$$

La ecuación 3.4 fue empleada para la construcción de la figura 3.16, que muestra el diagrama de superficie de respuesta para el %DDQO. La i controla la generación de los radicales $\cdot\text{OH}$, influyendo, en la velocidad de degradación de los contaminantes tal como se evidencia en la investigación realizada por Maljaei *et al.*, (2009), quienes emplearon el proceso de EO para el tratamiento de efluentes textiles. Además, en el trabajo de Kariyajjanavara *et al.*, (2011), se prueba que en medio neutro se logra una mayor degradación de contaminantes, debido a que los radicales $\cdot\text{OH}$ formados durante el proceso de EO son más estables, aumentando la eficiencia del proceso. De acuerdo a lo anterior se definieron las condiciones óptimas de operación, pH: 7, CD: 5,5 mS/cm, i : 20 mA/cm² y tiempo de operación: 30 min.

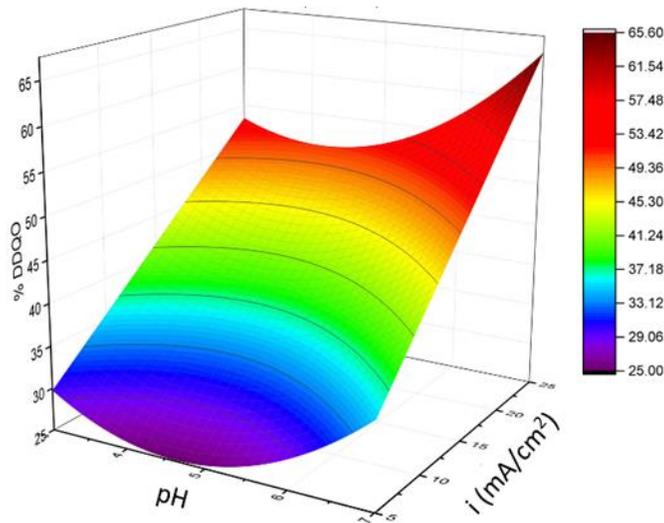


Figura 3.16 Superficie de respuesta para el %DDQO bajo las siguientes condiciones: velocidad de agitación (180 RPM), distancia entre electrodos (1 cm) y CD (5,5 mS/cm).

En la figura 3.17, se observa que incrementos en la i genera un mayor consumo energético, sin embargo, esto incrementa los costos operacionales y disminuye la eficiencia de la corriente empleada para el tratamiento, debido a que gran parte de la energía se pierde en forma de calor o en la generación de una gran cantidad de e^- que comienzan a promover

la producción de sustancias no deseadas. Resultados similares fueron obtenidos por Kariyajanavar *et al.*, (2013). Adicionalmente, definieron que ajustando la conductividad eléctrica de la muestra alrededor de los 6 mS/cm, se lograba una buena eficiencia de la corriente, evitando que ocurran reacciones secundarias.

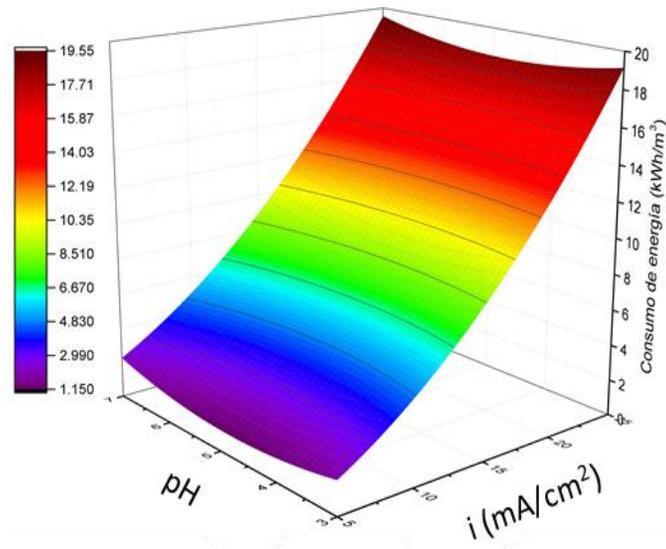


Figura 3.17 Superficie de respuesta para el consumo energético pH vs i bajo las siguientes condiciones: velocidad de agitación (180 RPM), distancia entre electrodos (1 cm) y CD (5,5 mS/cm).

En la figura 3.18, se observa que aumentos en la conductividad eléctrica disminuye el consumo energético debido a que permite una mejor distribución de los electrones en la solución, lo cual se evidencia también en la investigación de Radha *et al.*, (2009), quienes advierten que valores muy altos de este parámetro puede generar reacciones secundarias que afectan la degradación de los contaminantes.

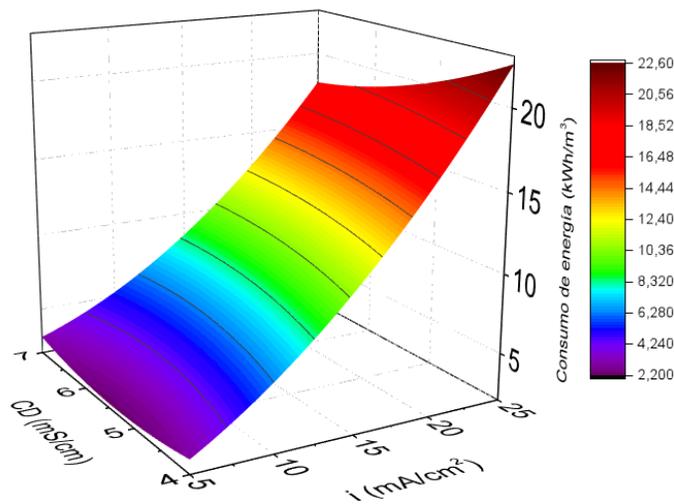


Figura 3.18 Superficie de respuesta para el consumo energético CD vs i bajo las siguientes condiciones: velocidad de agitación (180 RPM), distancia entre electrodos (1 cm) y pH (7).

3.1.1.5 Remoción de color mediante el proceso de EO

La muestra inicial para el proceso de EO, es el agua sometida al tratamiento de EC bajo las condiciones óptimas de operación, obtenidas mediante un diseño de experimentos factorial 3^k . En la figura 3.19 se puede observar la existencia de dos picos a longitudes de onda de 230 y 290 nm, lo que indica la presencia de sustancias con grupos aromáticos en la muestra final del tratamiento de EC. También se evidencia que la concentración de los compuestos que absorben a 230 nm desaparece completamente al finalizar cada uno de los ensayos realizados en el DOE, y la concentración de las sustancias que presentan una máxima absorbancia en 290 nm, se degradan hasta un 80% después de realizar el proceso de EO bajo las condiciones óptimas de operación (pH: 7, conductividad eléctrica: 5,5 mS/cm, i : 20 mA/cm² y tiempo de operación: 30 min). Lo anterior se debe probablemente a que los compuestos aromáticos están siendo degradados por los radicales $\cdot\text{OH}$ a moléculas más simples, como son los ácidos alifáticos, que son productos intermedios de las reacciones electroquímicas del proceso de EO, adicionalmente también está ocurriendo una mineralización de los agentes contaminantes a CO_2 y H_2O . Lo anterior es explicado por Brillas *et al.*, (2014), quienes en su trabajo investigativo proponen un modelo para la oxidación de sustancias orgánicas.

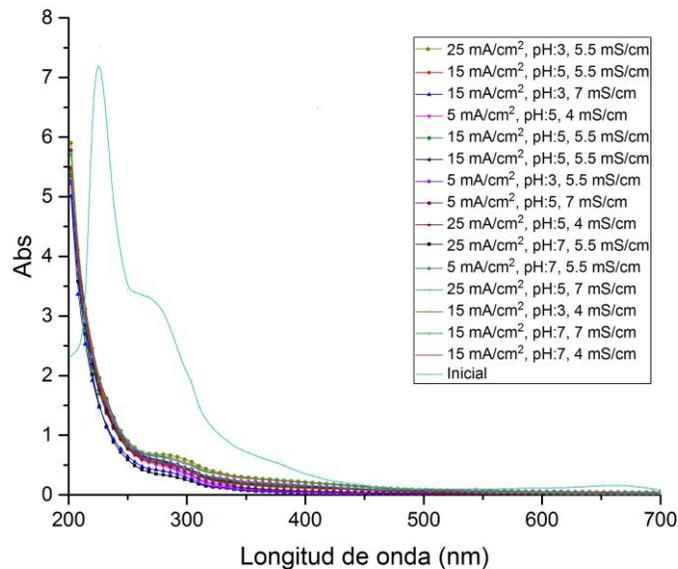


Figura 3.19 Barrido espectral para los tratamientos realizados en el MSR Box Benhken para la optimización del proceso de EO: velocidad de agitación (180 RPM), distancia entre electrodos (1 cm).

3.1.1.6 Condiciones óptimas

Las condiciones óptimas para el proceso de EO se resumen en la tabla 3.8, donde se observa que empleando pH: 7, conductividad eléctrica: 5,5 mS/cm, i : 20 mA/cm² y consumo energético: 14,98 kWh/m³, se logra un máximo de 62,16 %DDQO.

Tabla 3.8 Condiciones óptimas para el proceso de EO

Factor	Óptimo variables de respuesta	
	%DDQO	Energía (kWh/m ³)
pH	7	7
Conductividad eléctrica (mS/cm)	5,5	5,5
Densidad de corriente (mA/cm ²)	20	5
Consumo energético (kWh/m ³)	14,98	2,32
%DDQO	62,16%	38,76%

3.2 Cinéticas de degradación

Se realizaron dos estudios cinéticos para el proceso de EO, con el fin de determinar el comportamiento del %DDQO y la generación de H₂O₂ durante 90 minutos, bajo los siguientes escenarios:

- Cinética 1: i = 20 mA/cm², pH de 7 y conductividad eléctrica de 4 mS/cm.
- Cinética 2: i = 20 mA/cm², pH de 3 y conductividad eléctrica de 4 mS/cm.

En los resultados obtenidos de las cinéticas se pudo evidenciar que en medio neutro se favorece la generación de radicales \cdot OH, oxidante fuerte que favorece la eficiencia del proceso. En pH ácido se promueve la formación de H₂O₂ y de ácido hipocloroso, que ayudan a la degradación de las sustancias químicas presentes en el efluente, sin embargo, estos compuestos tienen un potencial oxidativo inferior a los radicales \cdot OH, obteniendo un %DDQO menor en comparación con el alcanzado en medio neutro (Körbahti *et al.*, 2008).

3.2.1 Degradación de la DQO para el proceso de EO

Para la realización de los ensayos cinéticos del proceso de EO, se empleó como valor inicial, la DQO final del agua sometida al tratamiento de EC.

En la figura 3.20, se observa que el %DDQO es mayor en medio neutro, debido a que se favorece la formación de radicales \cdot OH, oxidante fuerte que mejora la velocidad de degradación de contaminantes, en comparación con el ácido hipocloroso, que se produce a pH bajo, comportamiento también evidenciado en el trabajo investigativo realizado por

Dogan *et al.*, (2012), quienes emplearon el proceso de EO para la degradación de índigo, colorante empleado en la industria textil.

Además, en la figura 3.20 se determinó que a los 10 minutos del proceso de EO se logra un valor de la DQO de 305 mg/L, el cual es inferior al exigido en el decreto 0631 de 2015. Por lo tanto, se utiliza este nuevo tiempo de operación, con la finalidad de disminuir los costos operacionales y de inversión inicial para el montaje de la planta de tratamiento de agua residual proveniente de una industria textil.

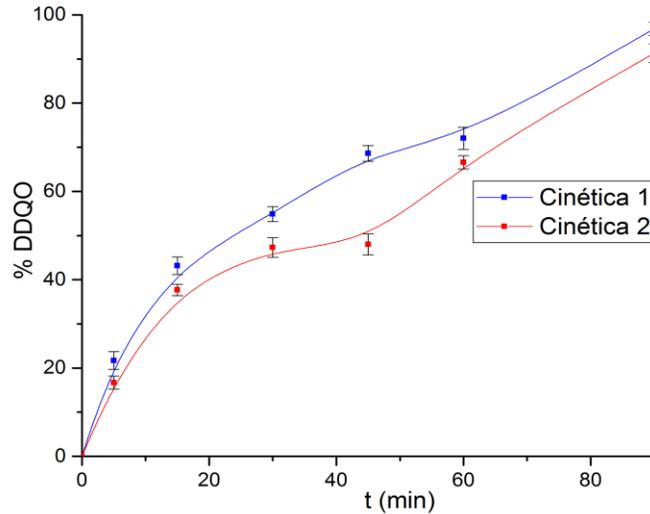


Figura 3.20 Cinéticas de degradación de la DQO. Cinética 1: i (20 mA/cm²), pH (7) y conductividad eléctrica (4 mS/cm). Cinética 2: i (20 mA/cm²), pH (3) y conductividad eléctrica (4 mS/cm).

El modelo cinético de primer y segundo orden fueron evaluados con el fin de determinar, cual explica de forma adecuada el comportamiento de la DQO con respecto al tiempo, para lo cual se emplearon las ecuaciones 3.6 y 3.7 respectivamente (Maljajei *et al.*, 2009).

$$\ln\left(\frac{(DQO)_o}{(DQO)_t}\right) = k_1 * t \quad (3.6)$$

$$\frac{1}{(DQO)_t} - \frac{1}{(DQO)_o} = k_2 * t \quad (3.7)$$

Donde:

$(DQO)_o$: Demanda química de oxígeno inicial (mg/L)

$(DQO)_t$: Demanda química de oxígeno en el tiempo t (mg/L)

k_1 : Constante de velocidad para modelo cinético de primer orden (min⁻¹)

k_2 : Constante de velocidad para modelo cinético de segundo orden (mg⁻¹min⁻¹)

t : Tiempo de electrolisis (min)

Se puede observar en la figura 3.21, que el proceso de EO, empleado para el tratamiento de un efluente proveniente de la industria textil, se ajusta a un modelo de primer orden, resultado similar fue obtenido por Maljaei *et al.*, (2009), quienes evaluaron el tratamiento de compuestos aromáticos presentes en aguas residuales de la industria textil, y encontraron que la velocidad de reacción es dependiente de la concentración inicial de los contaminantes y de la velocidad de generación del agente oxidante, lo cual corresponde a un modelo cinético de primer orden.

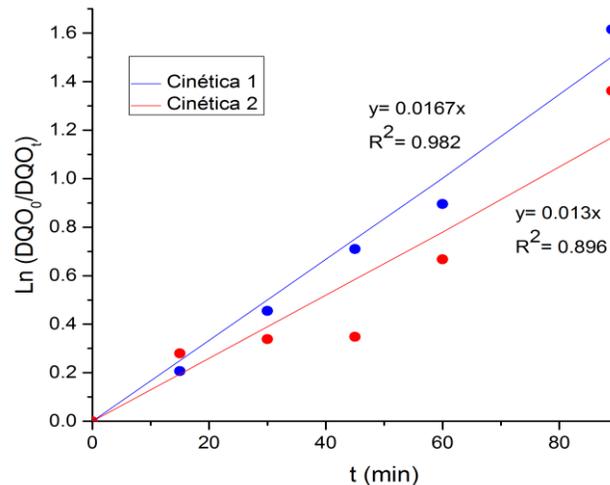


Figura 3.21 Modelo cinético de primer orden. Cinética 1: i (20 mA/cm²), pH (7) y conductividad eléctrica (4 mS/cm). Cinética 2: i (20 mA/cm²), pH (3) y conductividad eléctrica (4 mS/cm).

Con los resultados obtenidos del estudio cinético, se pudo determinar que un modelo de primer orden puede explicar el comportamiento de la DQO en el tiempo, debido a que el R^2 presenta un valor cercano a 1, como se puede observar en la tabla 3.9. También se puede evidenciar que en la cinética 1 se obtiene un mayor valor de la constante de velocidad, debido posiblemente a que los radicales $\cdot\text{OH}$ son más estables en medio neutro, permitiendo degradar los contaminantes presentes en el agua en un menor tiempo, tal como se evidencia en la investigación realizada por Maljaei *et al.*, (2009).

Tabla 3.9 Resultados del modelo cinético de primer orden

Cinética	Primer orden	
	k_1 (min ⁻¹)	R^2
Cinética 1	0,0167	98,2%
Cinética 2	0,013	89,5%

3.2.2 Generación H₂O₂ en el tiempo

En la figura 3.22, se evidencia que hay una mayor generación de H₂O₂ a pH ácidos, resultado similar fue obtenido por GilPavas *et al.*, (2014), quienes realizaron un tratamiento de aguas residuales textiles mediante EO. Ellos indicaron que el H₂O₂, actuaba como un oxidante que ayudaba a mejorar la eficiencia del proceso. También se puede observar que

la formación de H_2O_2 se tiende a estabilizar en 45 minutos para la cinética de pH ácido y en 15 minutos para la de pH neutro. Adicionalmente, Vyhnánková *et al.*, (2015), realizaron un trabajo investigativo donde evaluaron el efecto del material de los electrodos en la producción de H_2O_2 durante el proceso de EO; emplearon grafito, aluminio, titanio, acero y platino obteniendo concentraciones de H_2O_2 de 13,6 mg/L, 10,2 mg/L, 9,52 mg/L, 8,5 mg/L y 7,82 mg/L respectivamente. Además, determinaron que la mayor generación de H_2O_2 ocurría en el cátodo, debido a este hecho probablemente se observa una gran diferencia con la concentración obtenida en el presente estudio (2 mg/L y 3 mg/L), ya que el grafito fue empleado como ánodo.

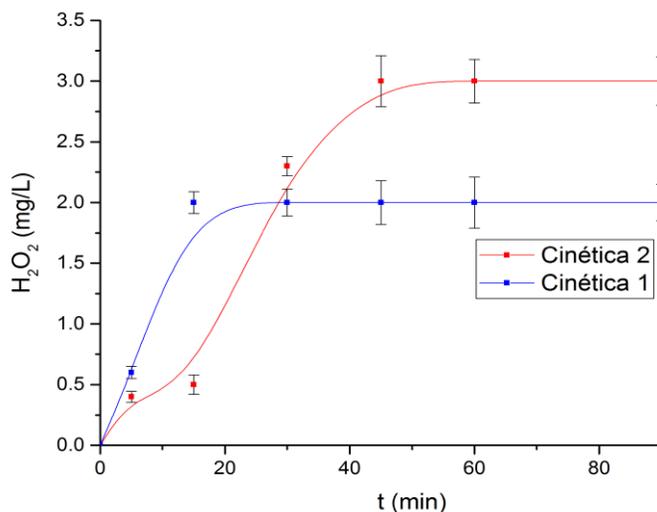


Figura 3.22 Generación H_2O_2 en el tiempo. Cinética 1: i (20 mA/cm²), pH (7) y conductividad eléctrica (4 mS/cm). Cinética 2: i (20 mA/cm²), pH (3) y conductividad eléctrica (4 mS/cm).

En la tabla 3.10 se presentan las características del agua inicial, adicionalmente, se indican las condiciones finales del efluente después de realizar los procesos de EC y EO.

Tabla 3.10 Características del agua tratada

Nombre	Inicial	EC	EO	EC+EO
DQO (mg/L)	861	436	305	305
%DDQO	-	49,36	30	64,57
%DC	-	100	-	100
COT (mg/L)	155	81,5	21	21
%DCOT	-	47,42	74,23	86,45
Consumo energético (kWh/m ³)	-	0,976	5,35	6,34
Color	Azul oscuro	Transparente	Transparente	Transparente
pH	6,29	7,04	6,81	6,81
Conductividad eléctrica (mS/cm)	3,42	4	7,94	7,94
Lodos generados (kg/m ³)	-	0,882	-	0,882

3.2.3 Remoción de color del estudio cinético mediante el proceso de EO

En la figura 3.23 (A), se puede observar que incrementos en el tiempo disminuyen el valor de la absorbancia de los compuestos aromáticos presentes en el agua tratada debido a que se promueve la generación de los radicales $\cdot\text{OH}$, los cuales actúan como oxidantes fuertes que ayudan a la degradación de este tipo de contaminantes. Adicionalmente, comparando los valores de absorbancia de la figura 3.23 (A) y 3.23 (B), se evidencia que en medio neutro se logra una mayor reducción en la concentración de los compuestos aromáticos presentes en el efluente tratado mediante el proceso de EO, debido a que los radicales $\cdot\text{OH}$ son más estables a pH alto. Resultados similares fueron obtenidos por Miled *et al.*, (2010), quienes evaluaron el proceso de EO para la degradación del colorante índigo presente en un efluente de la industria textil empleando el grafito como ánodo.

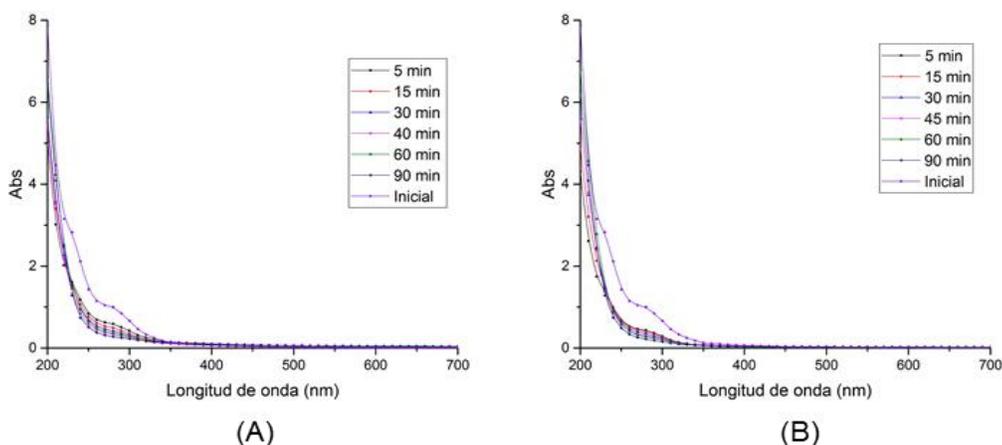


Figura 3.23 Barrido espectral de: (A) Cinética 1: i (20 mA/cm²), pH (7) y conductividad eléctrica (4 mS/cm). (B) Cinética 2: i (20 mA/cm²), pH (3) y conductividad eléctrica (4 mS/cm).

3.3 CONCLUSIONES

El efluente textil fue caracterizado, obteniendo una DQO de 891 mg/L, pH y conductividad eléctrica promedio de 6,44 y 3,38 mS/cm respectivamente lo que indica la presencia de gran cantidad de materia orgánica y sales en la muestra. Además, se encontró que el espectro UV-VIs del agua inicial empleada, presenta picos de absorbancia a 230, 290 y 670 nm, los dos primeros indican la existencia de compuestos aromáticos en la muestra, mientras que el tercero indica presencia del colorante índigo, el cual es ampliamente usado en la industria textil.

El proceso de EC fue evaluado empleando el diseño estadístico factorial 3^k, el cual evidenció que R²_{Adj} era de 89,67% y el 98,99% para el %DDQO y consumo energético respectivamente, demostrando que el modelo utilizado presenta un buen ajuste con los datos. Las condiciones óptimas de operación para el tratamiento de EC son: distancia entre electrodos 1 cm, i : 10 mA/cm² y tiempo: 5 min. Para estas condiciones se obtiene remoción

del 49,36 %DDQO, 47,42 %DCOT y 100 %DC, con un consumo energético de 0,976 kWh/m³ y generación de lodos de 0,882 kg/m³ con 20% de humedad.

Con el agua resultante del proceso de EC, el proceso de EO fue optimizado mediante la MSR Box-Benhken, evidenciando que el R²_{Adj} de las variables %DDQO y consumo energético fue de 82,38% y 99,17% respectivamente. Las condiciones óptimas de operación para el tratamiento de EO, fueron de i: 20 mA/cm², pH: 7, conductividad eléctrica: 5,5 mS/cm y tiempo de electrólisis: 30 min, obteniendo así un 62,16 %DDQO y 74,23 %DCOT, con un consumo energético de 14,98 kWh/m³.

El proceso acoplado de EC-EO aplicado al efluente residual proveniente de la industria textil permite la degradación de la materia orgánica presente en la muestra, llevándola a condiciones aptas para su vertimiento, cumpliendo la resolución 0621 de la norma colombiana.

Finalmente, se evalúa la cinética de degradación del proceso de EO bajo las condiciones óptimas, determinando que el comportamiento del %DDQO se ajusta a un modelo de primer orden, lo cual indica que la constante de velocidad de reacción es muy dependiente de la cantidad generada del agente oxidante durante el proceso alcanzado un 98 %DDQO al finalizar los 90 minutos de la cinética. Además, se determinó que a los 10 minutos del proceso de EO se logra un valor de la DQO de 305 mg/L, el cual es inferior al exigido en el decreto 0631 de 2015. Por lo tanto, se utiliza este nuevo tiempo de operación, con la finalidad de disminuir los costos operacionales y de inversión inicial para el montaje de la planta de tratamiento de agua residual textil.

Teniendo en cuenta las consideraciones anteriormente descritas, el proceso acoplado de EC-EO logra un 64,57 %DDQO, 86,45 %DCOT y 100 %DC, con una producción de lodos de 0,882 kg/m³ con 20% de humedad y un consumo energético de 6,34 kWh/m³ en un tiempo de operación total de 15 minutos.

3.4 BIBLIOGRAFÍA

- Bechtold, T., Turcanu, A., & Schrott, W. (2006). Electrochemical decolourisation of dispersed indigo on boron-doped diamond anodes. *Diamond and Related Materials*, 15, 1513–1519.
- Brillas, E., & Martínez-Huitle, C. A. (2014). Decontamination of wastewaters containing synthetic organic dyes by electrochemical methods. An updated review. *Applied Catalysis B: Environmental*, 166-167(2015), 603-643.
- Dogan, D., & Turkdemir, H. (2012). Electrochemical Treatment of Actual Textile Indigo Dye Effluent. *Polish Journal of Environmental Studies*. 21(5), 1185–1190.
- GilPavas. E.. Medina. J.. Dobrosz-Gómez. I.. & Gómez-García. M. A. (2014). Statistical optimization of industrial textile wastewater treatment by electrochemical methods. *J. of Applied Electrochemistry*, 44(12), 1421–1430.

- GilPavas Edison, Gómez Carlos, Gómez-García Miguel Ángel, Dobrosz-Gómez Izabela. (2015). Decolorization and mineralization of Yellow 5 (E102) by UV/Fe²⁺/H₂O₂ process. Optimization of the operational conditions by Response Surface Methodology. *Comptes Rendus Chimie*, 18, (10), 1152-1160.
- Gong. C.. Zhang. Z.. Li. H.. Li. D.. Wu. B.. Sun. Y.. & Cheng. Y. (2014). Electrocoagulation pretreatment of wet-spun acrylic fibers manufacturing wastewater to improve its biodegradability. *J. of Hazardous Materials*, 274, 465–472.
- Indu, M. S., Gupta, A. K., & Sahoo, C. (2014). Electrochemical Oxidation of Methylene Blue using Lead Acid Battery Anode. *Procedia - Social and Behavioral Sciences*, 9(Icbee 2013), 70–74.
- Kariyajjanavar, P., Narayana, J., & Arthoba, Y. N. (2011). Studies on Degradation of Reactive Textile Dyes Solution by Electrochemical Method. *J. of hazardous materials*, 190(1-3), 952-961.
- Kariyajjanavara, P., Narayana, J., & Arthoba, Y. N. (2013). Degradation of textile dye C.I. Vat Black 27 by electrochemical method by using carbon electrodes. *J. of Environmental Chemical Engineering*, 1(4), 975-980.
- Kobyas, M., Gengec, E., Tonay, M. S., & Demirbas, E. (2014). Treatment of textile dyeing wastewater by electrocoagulation using Fe and Al electrodes: optimisation of operating parameters using central composite design. *Coloration Technology*, 130(3), 226-235.
- Kong, y., Wang, z.-l., Wang, y., Yuan, j., & Chen, Z.-d. (2011). Degradation of methyl orange in artificial wastewater through electrochemical oxidation using exfoliated graphite electrode. *New Carbon Materials*, 26(6), 459 - 464.
- Körbahti, B. K., & Tanyolaç, A. (2008). Electrochemical treatment of simulated textile wastewater with industrial components and Levafix Blue CA reactive dye: Optimization through response surface methodology. *J. of Hazardous Materials*, 151(2-3), 422-431.
- Maljaei, A., Aramia, M., & Mahmoodi, N. M. (2009). Decolorization and aromatic ring degradation of colored textile wastewater using indirect electrochemical oxidation method. *Desalination*, 249(3), 1074-1078.
- Miled, W., Haj Said, A., & Roudesli, S. (2010). Decolorization of High Polluted Textile Wastewater by Indirect Electrochemical Oxidation Process. *J. of Textile and Apparel, Technology and Management*, 6(3), 501-506.
- Mondal, B., Chandra, V. S., Kushwaha, J. P., Bhatnagar, R., Singh, S., & Mall, I. D. (2013). Parametric and multiple response optimization for the electrochemical treatment of textile printing dye-bath effluent. *Separation and Purification Technology*, 109(3), 135-143.

- Murthy, U. N., Rekha, H., & Bhavya, J. (2011). Performance of Electrochemical Oxidation in Treating. *International Journal of Environmental Science and Development*, 2(6), 484-487.
- Pajootan, E., Arami, M., & Mohammad, N. (2012). Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers Binary system dye removal by Electrocoagulation from real colored wastewaters. *J. of the Taiwan Institute of Chem. Eng.*, 43(2), 282–290.
- Pazos, M., Ricart, M. T., & Cameselle, C. (2005). Decolourisation of textile indigo dye by DC electric current. *Engineering Geology*.77, 253–261
- Radha, K. V, Sridevi, V., & Kalaivani, K. (2009). Bioresource Technology Electrochemical oxidation for the treatment of textile industry wastewater. *Bioresource Technology*, 100(2), 987–990.
- Tünay, O., Simseker, M., Kabdasli, I., & Ölmez-Hancı, T. (2014). Abatements of reduced sulphur compounds, colour, and organic matter from indigo dyeing effluents by electrocoagulation. *Environmental Technology*, 35(13), 1577-1588.
- Vyhnánková, E., Kozáková, Z., Krčma, F., & Hrdlička, A. (2015). Influence of electrode material on hydrogen peroxide generation by DC pinhole discharge. *Open Chemistry*, 142, 218-223.
- Zodi. S.. Merzouk. B.. Potier. O.. Lopicque. F. & Leclerc. J. P. (2013). Direct red 81 dye removal by a continuous flow Electrocoagulation - Electroflotation reactor. *Separation and Purification Technology*, 108. 215–222.

4. DISEÑO CONCEPTUAL

RESUMEN

En los resultados presentados en el capítulo 3, se puede observar que el valor de la DQO del efluente al final de proceso de EC es cercano al exigido por la legislación colombiana en el decreto 0631 del 2015, por lo cual en el presente capítulo se presenta el análisis técnico y económico del tratamiento de EC y del proceso acoplado EC-EO de forma independiente, para el tratamiento de 400 m³/día de agua residual proveniente del sector textil.

Inicialmente, para el proceso de EC, se alimenta 16,67 m³/h a un reactor batch, que cuenta con electrodos de Fe, separados 1 cm entre sí y con una velocidad constante de agitación de 180 RPM. El tiempo de tratamiento es de 5 minutos, con un consumo energético de 0,976 kWh/m³, implicando un costo anual de \$ 79.797.760 por concepto de consumo de energía. Adicionalmente, se debe tener en cuenta un costo \$/año 59.964.285 para reponer los electrodos de Fe que sufren un desgaste de 2,08 kg/h durante el tratamiento del efluente.

Al finalizar el proceso de EC, el efluente pasa a un tanque de flotación donde los lodos generados son separados por la parte superior, este residuo tiene un costo de transporte y disposición de \$/año 38.631.600. El agua tratada sale por la parte inferior del equipo, y pasa a un mezclador donde se ajusta la conductividad del agua de 4 mS/cm a 5,5 mS/cm empleando 0,023 kg/m³ NaCl, implicando un costo de \$/año 2.418.307.

Luego, el efluente es sometido al proceso de EO en un reactor batch, con electrodos de grafito (ánodo) y titanio (cátodo), separados 1 cm entre sí y con una velocidad constante de agitación de 180 RPM. El tiempo de tratamiento es de 10 minutos, con un consumo energético de 5,35 kWh/m³, implicando un costo \$/año 518.358.400.

La inversión inicial para el tratamiento de EC es de \$ 145.675.102 y sus costos operacionales son de \$/año 178.393.645, teniendo en cuenta los gastos relacionados con el tratamiento de lodos, reposición de ánodo, la celda de EC y el equipo de flotación. Considerando lo anterior, se obtiene un precio de \$/m³ 1.221,87 de agua tratada.

Por otro lado, para el proceso acoplado de EC-EO se requiere de \$ 265.102.251 y \$/año 619.372.593,2 para cubrir la inversión inicial de la planta y el costo de operación respectivamente. Teniendo en cuenta lo anterior, se obtiene un precio de \$/m³ 4.242,27 de agua tratada.

4.1 DISEÑO CONCEPTUAL DEL PROCESO ACOPLADO EC-EO

4.1.1. ESPECIFICACIONES GENERALES

El sistema de diseño de plantas (PDS), es un documento que establece los parámetros que deben ser considerados en el momento del diseño conceptual, generalmente impone

algunas restricciones con respecto a la implementación y operación de la planta de tratamiento (Magrab, 2009).

4.1.1.1. Condiciones de vertimiento

En la tabla 4.1 se presentan las características finales del agua residual tratada mediante el tratamiento de EC y el proceso acoplado de EC-EO.

Tabla 4.1 Caracterización del agua tratada

Propiedad	EC	EC + EO
DQO (mg/L)	436	305
COT (mg/L)	81,5	21
Color	Transparente	Transparente
pH	7,04	6,81
Conductividad eléctrica (mS/cm)	3,37	7,94

4.1.1.2 Características de ubicación de la planta de tratamiento

La planta estará ubicada en el municipio de La Estrella, Antioquia que se encuentra en las coordenadas 4° 35' Latitud Norte y 74° 04' Longitud Oeste, con una altitud de 1775 m.s.n.m, una temperatura promedio de 20°C y a 16 km de Medellín (Alcaldía de La Estrella, 2007).

4.1.1.3 Capacidad de la planta

La planta se ha diseñado para el tratamiento de 400 m³/día de agua residual proveniente de una industria textil, operando 24 h/día durante 365 días/año. La operación tanto del tratamiento de EC como del proceso acoplado EC-EO es por lotes.

4.1.1.4 Servicios Industriales

La energía eléctrica necesaria para el funcionamiento adecuado de la planta de tratamiento, será suministrada por Empresas Públicas de Medellín (EPM).

4.1.1.5 Legislación ambiental aplicable

En la tabla 4.2 se describen los decretos y leyes dictadas por el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, que se deben tener en cuenta para el diseño y funcionamiento de una planta de tratamiento de aguas residuales.

Tabla 4.2 Legislación ambiental colombiana

Norma aplicable	Explicación
Decreto 1541 de 1978	Control y reglamentación de vertimientos
Decreto 1594 de 1984	Vertimiento de residuos líquidos
Decreto 901 de 1997	Tasas retributivas por vertimientos líquidos puntuales a cuerpos de agua
Resolución 2309 de 1986	Define los residuos especiales, los criterios de identificación, tratamiento y registro. Establece planes de cumplimiento vigilancia y seguridad.
Decreto 1594 de 1984	Reglamenta la obtención de los permisos de vertimiento de agua residuales
Decreto 0631 de 2015	Establecen los parámetros y valores máximos permisibles en los vertimientos de aguas residuales de diferentes sectores industriales, incluido el textil.

4.1.1.7 Normas y códigos aplicables para el diseño, desarrollo y producción del proceso de tratamiento de aguas.

En la tabla 4.3 se presentan las normas y estándares que se deben tener en cuenta para el diseño de una planta de tratamiento de aguas.

Tabla 4.3 Normas y estándares para el diseño de planta de tratamiento de aguas

Estándar	Descripción
ANSI (American National Standards Institute)	ANSI/NFPA 70E: Requisitos de seguridad eléctrica para empleados en su lugar de trabajo. ANSI/NFPA 79: Estándar eléctrico para maquinaria industrial.
OSHA (Administración de Seguridad y Salud Ocupacional)	Tiene como finalidad disminuir las lesiones y enfermedades laborales.
ASME (American Society Of Mechanical Engineers)	Manual para construir, diseñar, inspeccionar y realizar pruebas de equipos industriales.
ISO (International Standard Organization)	ISO 9001 Sistemas de Calidad: Modelo para Aseguramiento de Calidad en Diseño, Desarrollo, Producción, Instalación y Servicio; Segunda Edición. ISO 10012: Sistema de Confirmación. Metrológica para Equipo de Medición. ISO 10628: Elaboración de diagramas de proceso.
NTC (Norma Técnica Colombiana)	NTC 4435: aplica a la preparación de las hojas de seguridad de materiales para sustancias químicas. NTC-ISO 14001: sistemas de gestión ambiental. Requisitos con orientación para su uso (Icontec Internacional).

4.1.2. DIAGRAMA DE ENTRADAS Y SALIDAS

El diagrama de entradas y salidas, permite tener una visión general del proceso, en el cual se muestran las materias primas requeridas, desechos, productos principales y secundarios (Fogler, 2006). En la figura 4.1, se presenta el esquema para el proceso acoplado de EC-EO, los cuadros que se encuentran resaltados son los que intervienen solamente para el tratamiento de EC.

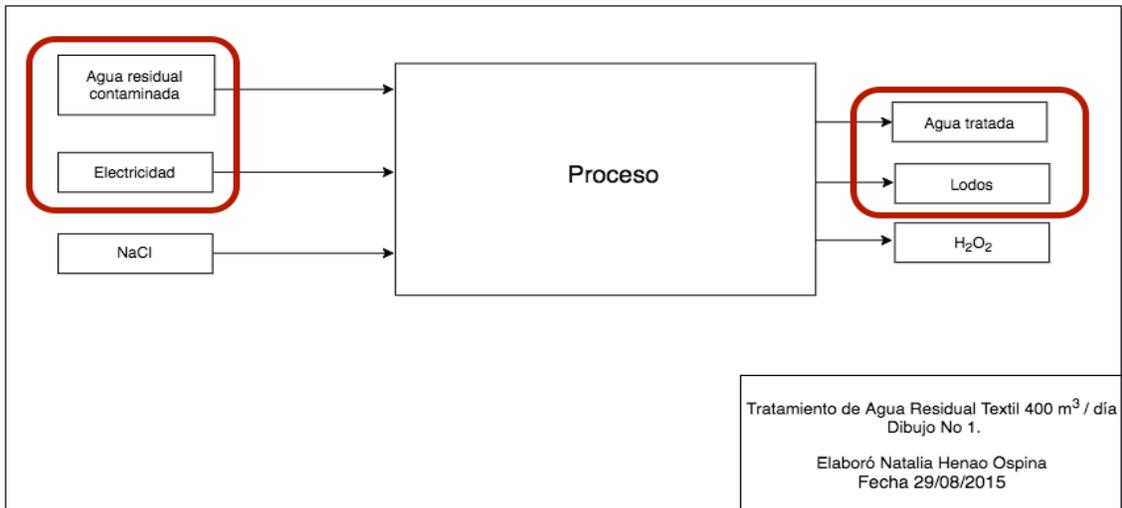


Figura 4.1 Diagrama de entradas y salidas

4.1.3. DIAGRAMA DE BLOQUES (BFD)

Los diagramas de bloques permiten identificar las interacciones entre las principales unidades, mediante la definición de los flujos de las sustancias químicas involucradas para la obtención de un producto (Turton *et al.*,2009). En la figura 4.2, se muestra el esquema para el proceso acoplado de EC-EO, el cuadro resaltado indica las etapas aplicables sólo para el tratamiento de EC.

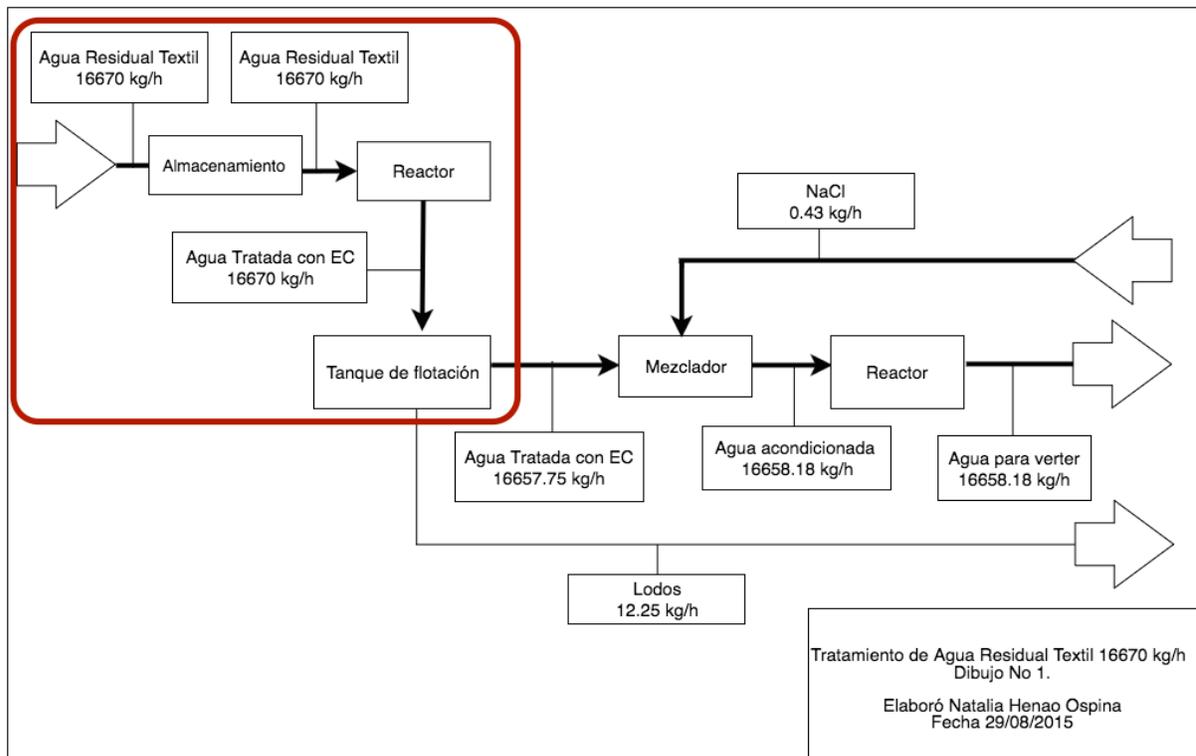


Figura 4.2 Diagrama de bloques del proceso acoplado.

4.1.4 Descripción del proceso

El proceso comienza cuando el agua es alimentada a la celda de EC, que tiene capacidad de procesar 16.67 m³/h, y tiene con 32 electrodos de Fe conectados en configuración bipolar, debido a que esto permite disminuir los costos asociados al mantenimiento en la operación (Koby *et al.*, 2007). Las dimensiones del reactor fueron determinadas teniendo en cuenta el estudio a escala de laboratorio realizado, tal como lo hizo también Lin *et al.*, 2002. la distancia entre los electrodos fue fijada en 1 cm, cada placa de Fe con dimensiones de 1 m de largo, 0,7 m de ancho y 0,023 m de espesor con un área efectiva de 1,43 m².

Al final del tratamiento de EC, el efluente pasa a un proceso flotación, en el cual se remueven 12,25 kg/h de lodos por la parte superior del equipo. Luego el agua tratada, pasa al equipo M-109, donde se ajusta la conductividad eléctrica de 4 mS/cm a 5,5 mS/cm mediante la adición de 0,023 kg/m³ de NaCl. Adicionalmente, el pH no es necesario modificarlo, debido a que al final del proceso de EC su valor es de 7,04, y para el tratamiento de EO se requiere un pH de 7.

El efluente acondicionado, se alimenta a la celda de EO, que tiene una capacidad de procesar 16,67 m³/h y cuenta con 23 ánodos de grafito y 23 cátodos de titanio, cada placa tiene dimensiones de 1,05 m de largo, 0,75 m de ancho y 0,023 m de espesor con un área efectiva de 1,69 m².

Los reactores de EC y EO serán construidos en Poliester reforzado con fibra de vidrio, debido a que es un material con una baja conductividad eléctrica y un bajo precio comparado con otras opciones en el mercado (Mollah *et al.*, 2004). A los equipos R-101, M-101 y R-201 se le incrementó un 25% su capacidad, para evitar derrames provocados por la agitación.

4.1.5. DIAGRAMA DE FLUJO DE PROCESO (PFD)

Los diagramas de flujo muestran los equipos que intervienen en el proceso, además de información relevante de las corrientes, presión, composición y temperatura (Turton *et al.*, 2009). En la figura 4.3 se especifican todas las unidades de operación, las materias primas e información de las corrientes involucradas en el proceso acoplado de EC-EO, y el cuadro resaltado indica las etapas que participan solamente para el tratamiento de EC.

Flujo N°		1	2	3	4	5	6	7	8
Nombre corriente		Alimentación agua residual	Alimentación al reactor	Agua tratada con EC	Lodos	Alimentación al mezclador	Alimentación de NaCl	Alimentación al reactor de EO	Agua tratada EC-EO
Flujo N°	kg/h	16670	16670	16670	12.25	16657.75	0.43	16658.18	16658.18
Presión	atm	0.84	0.84	0.84	0.84	0.84	0.84	0.84	0.84
Temperatura	°C	25	25	25	25	25	25	25	25

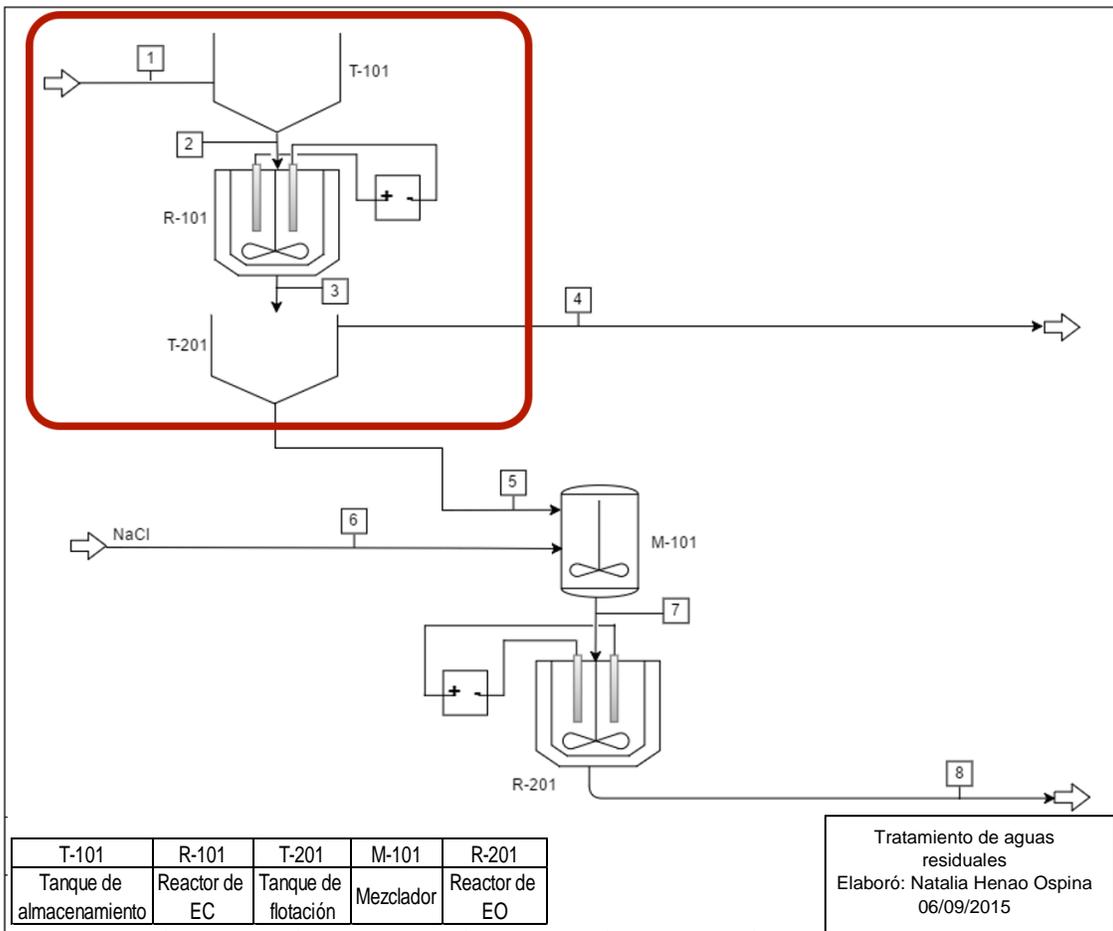


Figura 4.3 Diagrama de flujo del proceso EC-EO

En la tabla 4.4 se observan las especificaciones de los equipos y materiales requeridos para el proceso acoplado de EC-EO.

Tabla 4.4 Lista de especificación de equipos y electrodos

	T-101	T-201	M-101	R-101	R-201
Material	Poliéster reforzado con fibra de vidrio				
Volumen (m ³)	20	2	4	2	4
Diámetro (m)	1,17	2	0,98	Rectangular	Rectangular
Longitud (m)	4,67	6	3,94	1,12	2,03

Electrodos			
Dimensiones	Hierro	Titanio	Grafito
Largo (m)	1	1,05	1,05
Ancho (m)	0,7	0,75	0,75
Espesor (m)	0,023	0,023	0,023
Cantidad	32	23	23

4.2 REACTOR A ESCALA INDUSTRIAL

Los reactores empleados en el proceso acoplado de EC-EO, operan en modo batch durante 24 horas/día para el tratamiento de 400 m³ de agua residual proveniente de una planta de producción textil. Los equipos serán diseñados en Poliéster reforzado con fibra de vidrio debido a que es un material con una baja conductividad y un bajo costo económico (Mollah *et al.*, 2004). En la figura 4.4 (A), se presenta la configuración para la celda de EC, similar al empleado por Emamjomeh *et al.*, (2009), y Hu *et al.*, (2008); el diseño del tanque de flotación es similar al sugerido por Chen *et al.* (2004). En la figura 4.4 (B), se muestra la geometría para el reactor de EO.

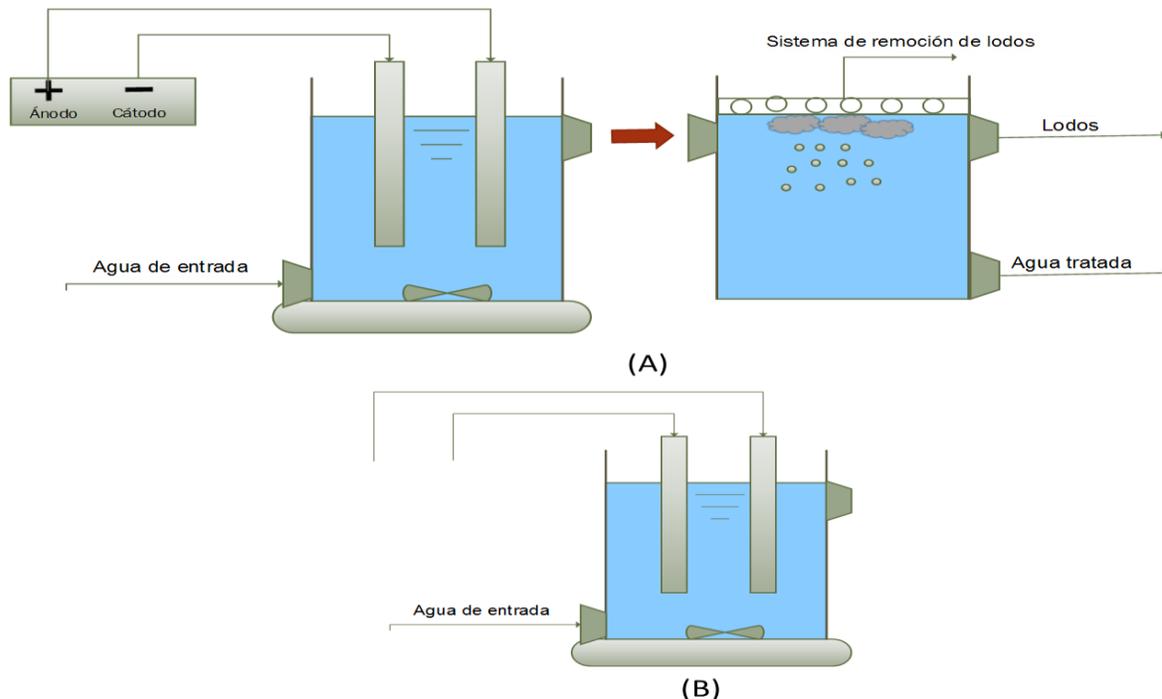


Figura 4.4 Esquema de las celdas de: (A) EC y (B) EO

A continuación, se presenta el algoritmo de diseño empleado para el dimensionamiento de los equipos.

1. Determinar el número de lotes que serán procesados en la planta empleando la ecuación 4.1, teniendo en cuenta que el tiempo del proceso de EC y EO son 5 min y 10 min respectivamente. Además, que la planta opera 24 horas/día

$$NL = \frac{\text{Tiempo de operación planta}}{\text{Tiempo de operación proceso}} \quad (4.1)$$

2. Hallar el volumen por lote empleando la ecuación 4.2, y considerando que la planta tiene capacidad para el tratamiento de 400 m³/día de agua residual.

$$V = \frac{\text{Volumen a tratar}}{NL} \quad (4.2)$$

3. Empleando la ecuación 4.3, se determina la longitud de los lados del reactor, considerando que la geometría de los reactores es rectangular.

$$L_R = V^{\frac{1}{3}} \quad (4.3)$$

4. Teniendo en cuenta la relación A_1/V_1 empleada a escala de laboratorio, se procede a calcular el área sumergida del ánodo para el tratamiento de 400 m³/día, empleando la ecuación 4.4. (Urriaga *et al.*, 2009)

$$A_2 = \frac{A_1}{V_1} * V_2 \quad (4.4)$$

5. Calcular el área de un electrodo empleando la ecuación 4.5.

$$A_t = 2 * \text{largo} * \text{ancho} + 2 * \text{largo} * \text{espesor} + \text{espesor} * \text{ancho} \quad (4.5)$$

6. Determinar el número de electrodos requeridos, empleando en la ecuación 4.6, el A_2 y el A_t previamente calculados.

$$N^{\circ} \text{ electrodos} = \frac{A_2}{A_t} \quad (4.6)$$

7. Además, para confirmar los resultados anteriores, se determina el número máximo de electrodos que puede ser contenido en la celda empleando la ecuación 4.7.

$$N^{\circ} \text{ electrodos máximos} = \frac{\text{Ancho celda} - (2 * \text{distancia entre una cara celda y el primer electrodo})}{\text{Espesor del electrodo} + \text{espaciamento entre electrodos}} \quad (4.7)$$

En caso que el número de electrodos máximos sean mayores a los calculados mediante la ecuación 4.6, se debe modificar las dimensiones de las placas.

En la tabla 4.5 se presentan las especificaciones de diseño obtenidas mediante el anterior algoritmo, para el dimensionamiento de las celdas de EC y EO.

Tabla 4.5 Especificaciones del reactor

Reactor EC (R-101)	
Un reactor que funciona 24 h	
Volumen a tratar (m ³ /día)	400
Tiempo de funcionamiento planta (min/día)	1440
Tiempo de proceso (min)	5
Número lotes por día	288
Volumen por lote (m ³)	1,39
Longitud reactor (m)	1,12
Asumergida/V _{tratado} piloto (cm ⁻¹)	0,17
Asumergida/V _{tratado} piloto (m ⁻¹)	16,51
Área sumergida escalada (m ²)	22,93
Número de ánodos supuestos	16
Área sumergida por ánodo (m ²)	1,43
Número de electrodos supuestos	32
Rel Largo/ancho piloto	1,67
Rel Largo/espesor	43,48
Largo electrodos (m)	1
Ancho electrodos (m)	0,700
Espesor electrodos (m)	0,023
Espacio electrodos cara lateral(m)	0,015
Separación entre placas (m)	0,010
#Máximo de electrodos	33

Reactor EO	
Un reactor que funciona 24 h	
Volumen a tratar (m ³ /día)	400
Tiempo de funcionamiento planta (min/día)	1440
Tiempo de proceso (min)	10
Número lotes por día	144
Volumen por lote (m ³)	2,78
Longitud reactor (m)	1,41
Asumergida/V _{tratado} piloto (cm ⁻¹)	0,14
Asumergida/V _{tratado} piloto (m ⁻¹)	14,01
Área sumergida escalada (m ²)	38,92
Número de ánodos grafito supuestos	23
Área sumergida por ánodo (m ²)	1,69
Número de ánodos titanio supuestos	23
Rel Largo/ancho piloto	1,25
Rel Largo/espesor	65,22
Largo electrodos (m)	1,05
Ancho electrodos (m)	0,75
Espesor electrodos (m)	0,02
Espacio electrodos cara lateral(m)	0,02
Separación entre placas (m)	0,01
#Máximo de electrodos	46

ANÁLISIS ECONÓMICO

El estudio económico del proceso acoplado de EC-EO a escala industrial se realiza teniendo en cuenta el esquema propuesto por Turton *et al.*, (2009), quien indica el algoritmo que permite determinar el precio para el montaje y operación de la planta de tratamiento, teniendo en cuenta el costo de capital y de operación.

En los resultados presentados en el capítulo 3, se puede observar que el valor de la DQO del efluente al final de proceso de EC es cercano al exigido por la legislación colombiana en el decreto 0631 del 2015, por lo tanto, se presenta el análisis de costos de capital y operación para el tratamiento de EC y para el proceso acoplado de EC-EO de forma independiente, con la finalidad de evaluar la viabilidad económica de la planta.

Costo Operacional

El costo de operación se calcula a partir de la ecuación 4.8, que tiene en cuenta los aspectos más relevantes para el tratamiento de 400 m³/día de agua durante los 365 días/años de operación de la planta.

$$\text{Costo Operacional} = CM + CU + CL + CF \quad (4.8)$$

Donde:

CM: Costo por reposición de electrodo de Fe, durante el proceso de EC

CU: Costo del consumo energético

CL: Costo de mano de obra

CF: Costo de disposición y tratamiento de lodos

El desgaste de los electrodos de Fe, fue calculado mediante la ecuación 4.9 (Brahmi *et al.*, 2014), la cual es conocida como la Ley de Faraday.

$$\text{ConFe} = \frac{I * t * M}{Z * F * V} \quad (4.9)$$

Donde:

ConFe: Consumo del electrodo (kg/m³)

I: Corriente (A)

t: Tiempo de proceso (s)

M: Masa molecular del Fe (55,84 g/mol)

Z: Número de e⁻ transferidos (Z=2)

F: Constante de Faraday (F= 96.487 C/mol)

V: Volumen (m³)

Empleando la ecuación anterior se tiene un valor teórico de 0,114 kg/m³, comparado con el obtenido experimentalmente en el laboratorio de 0,125 kg/m³, lo que implica una diferencia de 8,8% aproximadamente.

El costo asociado al consumo de los electrodos de Fe, durante el proceso de EC está dado por la ecuación 4.10 (Turton *et al.*,2009).

$$CM = \text{CostFe} * \text{ConFe} \quad (4.10)$$

Donde:

CostFe: Precio del Fe (\$/kg)

ConFe: Consumo del electrodo (kg/m³)

Teniendo en cuenta que se consume 0,125 kg/m³ del ánodo para la electrogeneración de coagulantes, y que el precio del Fe, cotizado en Metales y textiles S.A.S, es de \$/kg

3.285,71 se tiene un costo anual de \$ 59.964.285,71 por reposición de electrodos, tanto para el tratamiento de EC como para el proceso acoplado de EC-EO.

Otro factor que se debe tener en cuenta para la evaluación financiera del proceso acoplado de EC-EO, es el gasto económico asociado al consumo energético que se calcula a partir de la ecuación 4.11.

$$CU = CostEnerg * ConEnerg \quad (4.11)$$

Donde:

CostEnerg: Precio de la energía (\$/kWh).

ConEnerg: Consumo energético del proceso acoplado de EC-EO (kWh/m³)

El precio de la energía es de \$/kWh 560 (Empresas Públicas de Medellín, EPM) para el 2016. El consumo energético calculado fue de 0,976 kWh/m³ y 6,34 kWh/m³ para el tratamiento de EC y el proceso acoplado EC-EO respectivamente, con un costo para el primero de \$/año 79.797.760 y para el segundo de \$/año 518.358.400.

Además, se determinó que se requieren dos empleados para la operación del proceso, empleando la ecuación 4.12.

$$N_{OL} = (6.29 + 0.23 N_{np})^{0.5} \quad (4.12)$$

Donde

N_{OL} : Número de operarios requeridos.

N_{np} : Cantidad de equipos utilizados en el proceso (incluye solamente compresores, torres, reactores, calentadores e intercambiadores).

El costo de contratar dos operarios, se determina mediante la ecuación 4.13

$$CL = Sueldo * N_{OL} \quad (4.13)$$

Donde el sueldo de los operarios será de \$ 877.467, lo que corresponde al salario mínimo legal vigente estipulado por el ministerio de trabajo para el 2016, incluyendo el subsidio de transporte, pago de pensión y afiliación a riesgos profesionales. Lo anterior implica un costo anual de \$ 21.059.208.

Finalmente, los lodos generados deben ser dispuestos de una forma adecuada, esto conlleva un egreso que es similar tanto para el tratamiento de EC como para el proceso acoplado de EC-EO, el cual se calcula empleando la ecuación 4.14.

$$CF = CostLod * ProdLod \quad (4.14)$$

Donde

CostLod: Precio tratamiento de lodos (\$/kg)

ProdLod: Producción de lodos (kg/m³)

La cantidad de lodos generados para ambos procesos (EC, EC-EO) corresponde a 0,882 kg/m³ con 20% de humedad, y el precio de transporte y disposición final de estos residuos, realizado por la empresa colombiana Biomovil, es de 300 \$/kg, lo que implica un gasto de \$/año 38.631.600.

En la tabla 4.6, se resumen los costos operativos, tanto para el tratamiento de EC como para el proceso acoplado de EC-EO, para este último se debe tener en cuenta que se requiere la adición de 0,026 kg/m³ de NaCl para ajustar la conductividad eléctrica, con un costo adicional de \$/kg 631, dato reportado por Protokimica.

Tabla 4.6 Costos Operativos proceso acoplado EC-EO

	Costo EC (\$/m ³)	Costo EC (\$/año)	Costo EC+EO (\$/m ³)	Costo EC+EO (\$/año)
Costos operacionales				
Electricidad	546,56	79.797.760	3.550,4	518.358.400
Reposición electrodo de Hierro	410,71	59.964.285,71	410,71	59.964.285,71
NaCl	0	0	16,56	2.418.307,5
Tratamiento de lodo	264,6	38.631.600	264,6	38.631.600
Mano de obra	-	21.059.208	-	21.059.208
Total costo operacional	1.221,87	178.393.645,7	4.242,27	619.372.593,2

Costo de capital

Corresponde a la inversión inicial que se requiere para el diseño, construcción y transporte de los equipos necesarios para el funcionamiento de la planta. Para tal efecto se emplea el factor Lang, que tiene en cuenta costos asociados a la configuración y al tipo de planta química a instalar. La ecuación 4.15, permite determinar este ítem (Turton *et al.*,2009).

$$C_{TM} = F_{lang} * \sum_{i=1}^n C_{pi} \quad (4.15)$$

Donde

C_{TM} : Costo total de capital

C_{pi} : Precio de los equipos (kg/m³)

F_{lang} : Factor lang

Los equipos T-101, R-101, F-101, M-101 y R-201 fueron cotizados en Eduardoño, el precio de los electrodos de Fe fue consultado a la empresa metales y textiles S.A.S., mientras que el costo de los ánodos de grafito se solicitó a Proferro. En Colombia no se encontró una empresa dedicada a la distribución de placas de titanio, por lo tanto, la inversión que

aparece en la tabla 4.7 contempla el transporte y los impuestos requeridos para traer el material desde España hasta la ciudad de Medellín, esta información fue consultada a la empresa SMP aleaciones y metales. Teniendo en cuenta que el factor de Lang según Turton *et al.*, (2009), para las plantas de procesamiento de líquidos es de 4.74, se determina un costo total de inversión de capital de \$145.675.102 y \$265.102.251 para el tratamiento de EC y el proceso acoplado de EC-EO respectivamente.

Tabla 4.7 Costos de los equipos

Equipo	Cantidad	Costo unitario (\$)	Costo EC (\$)	Costo EC + EO (\$)
T-101	1	9.108.900	9.108.900	9.108.900
R-101	1	3.959.200	3.959.200	3.959.200
T-201	1	2.945.044	2.945.044	2.945.044
M-101	1	7.405.440	-	7.405.440
R-201	1	6.171.200	-	6.171.200
Electrodos de Fe	32	460.000	14.720.000	14.720.000
Electrodos de grafito	23	347.222	-	7.986.111
Electrodos titanio	23	157.950	-	3.632.850
Costo total de equipos			30.733.144	55.928.745,06
Costo de capital			145.675.102	265.102.251

4.3.7. INGRESOS

Colombia cuenta con normas de intervención directa e instrumentos económicos que buscan incentivar a los agentes que causan la contaminación para disminuir los impactos generados por su actividad industrial. Por lo tanto, los ingresos monetarios generados por la planta de tratamiento, corresponden a las tasas retributivas establecidas por el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, mediante los Decretos 3440 de 2004 y el 3930 de 2010. Con la ecuación 4.16 se cuantifica lo que deja de pagar la empresa por concepto de tasas retributivas.

$$TR = Tr * Cc * T \quad (4.16)$$

Donde:

TR: Tasa retributiva de DQO

Tr: Factor regional

Cc: Carga contaminante kg/día

T: Período de descarga

Teniendo en cuenta que el factor regional es 1 y la cantidad de contaminantes removidos es de 431 kg/día y 556 kg/día para el tratamiento de EC y el proceso acoplado de EC-EO respectivamente. Se determinó un ingreso para el primero de \$/año 18.644.973 y para el segundo de \$/año 24.060.566 por concepto de tasa retributiva por parte del gobierno.

Adicionalmente, hay que tener en cuenta el ahorro por concepto de servicio de alcantarillado, con una tarifa de 2.669,73 \$/m³ (EPM), se traduce en un ahorro de \$/año 389.780.580.

4.3.8 FLUJO DE CAJA

En la tabla 4.8 se presenta el flujo de caja proyectado a 12 años para el proceso de EC, donde se observa que los dos primeros períodos corresponden a la inversión para la compra e instalación de los equipos. La planta comienza a funcionar en el segundo año, en donde ocurre también la recuperación de la inversión inicial.

Tabla 4.8 Flujo de caja proceso de EC

Año	Inversión	Flujo caja	Flujo caja acumulado	Flujo caja con descuento	Flujo caja con descuento acumulado
0	-30.733.144	-30.733.144	-30.733.144	-307.331.44	-30.733.144
1	-11.4941.959	-114.941.958,56	-145.675.102,56	-106.972.506,80	-137.705.650,80
2	0	158.928.656,27	13.253.553,71	137.654.169,90	-51.480,91
3	0	158.928.656,27	172.182.209,97	128.109.976,64	128.058.495,73
4	0	158.928.656,27	331.110.866,24	119.227.525,95	247.286.021,68
5	0	158.928.656,27	490.039.522,50	110.960.936,21	358.246.957,88
6	0	158.928.656,27	648.968.178,77	103.267.506,94	461.514.464,82
7	0	158.928.656,27	807.896.835,04	96.107.498,31	557.621.963,14
8	0	158.928.656,27	966.825.491,30	89.443.925,84	647.065.888,98
9	0	158.928.656,27	1.125.754.147,57	83.242.369,32	730.308.258,30
10	0	158.928.656,27	1.284.682.803,83	77.470.795,09	807.779.053,39
11	0	158.928.656,27	1.443.611.460,10	72.099.390,50	879.878.443,89
12	14.567.510,3	154.121.377,88	1.597.732.837,98	65.070.754,90	944.949.198,79

En la tabla 4.9 se presenta el flujo de caja proyectado a 12 años para el proceso acoplado de EC-EO, en donde se observa que los dos primeros periodos corresponden a la inversión para la compra e instalación de los equipos. La planta comienza a operar en el segundo año, y se evidencia que no ocurre la recuperación de la inversión inicial en el transcurso del tiempo evaluado.

Tabla 4.9 Flujo de caja proceso acoplado EC-EO

Año	Inversión	Flujo caja	Flujo caja acumulado	Flujo caja con descuento	Flujo caja con descuento acumulado
0	-55.928.745,06	-55.928.745,1	-55.928.745,06	-55.928.745,06	-55.928.745,06
1	-209.173.506,52	-209.173.507	-265.102.251,6	-194.670.550,5	-250.599.295,6
2	0	-128.957.695	-394.059.946,9	-111.695.177,7	-362.294.473,3
3	0	-128.957.695	-523.017.642,2	-103.950.840,1	-466.245.313,4
4	0	-128.957.695	-651.975.337,6	-96.743.452,87	-562.988.766,2
5	0	-128.957.695	-780.933.032,9	-90.035.786,75	-653.024.553
6	0	-128.957.695	-909.890.728,2	-83.793.193,82	-736.817.746,8
7	0	-128.957.695	-1.038.848.424	-77.983.428,4	-814.801.175,2
8	0	-128.957.695	-1.167.806.119	-72.576.480,6	-887.377.655,8
9	0	-128.957.695	-1.296.763.814	-67.544.421,21	-954.922.077
10	0	-128.957.695	-1.425.721.510	-62.861.257,53	-1.017.783.335
11	0	-128.957.695	-1.554.679.205	-58.502.799	-1.076.286.134
12	26.510.225,16	-128.957.695	-1.683.636.900	-54.446.532,34	-1.130.732.666

4.4 CONCLUSIONES

El diseño conceptual permitió dimensionar una planta para el tratamiento de 400 m³/día de agua residual proveniente del sector textil empleando un proceso acoplado de EC-EO.

El proceso de EC de acuerdo a los resultados obtenidos, es técnica y económicamente viable debido a que la inversión inicial se recupera al cabo del segundo año de operación de la planta por concepto de ahorro de la tasa retributiva y del servicio de alcantarillado. Además, el precio de tratamiento es de 1.221,87 \$/m³, muy por debajo del costo que tiene EPM de 2.669 \$/m³. Por otro lado, el proceso acoplado de EC-EO, aunque es tecnológicamente viable, no lo es financieramente, debido a que la inversión inicial no se recupera en los 12 años en que fue evaluado el flujo de caja de la planta. Además, el precio de tratamiento es de 4.242,27 \$/m³, por encima del costo que tiene las Empresas Públicas de Medellín (EPM) de 2.669 \$/m³.

4.5 BIBLIOGRAFIA

- Brahmi, K., Bouguerra, W., Hamrouni, B., Elaloui, E., Loungou, M., & Tlili, Z. (2014). Investigation of electrocoagulation reactor design parameters effect on the removal of cadmium from synthetic and phosphate industrial wastewater. *Arabian Journal of Chemistry* (27), 1-12.
- Chen, G. (2004). Electrochemical technologies in wastewater treatment. *Separation and Purification Technology* (38), 11-41.

- Emamjomeh, M. M., & Sivakumar, M. (2009). Review of pollutants removed by electrocoagulation and electrocoagulation / flotation processes. *J of Environmental Management*. 90, 1663–1679.
- Fogler. H. S. (2006). Elements of Chemical Reaction Engineering (Vol. 4). Pearson Education.
- Hu, C., Lo, S., Kuan, W., & Lee, Y. (2008). Treatment of high fluoride-content wastewater by continuous electrocoagulation – flotation system with bipolar aluminum electrodes. *Separation and Purification Technology*. 60, 1–5.
- Kobyas, M., Bayramoglu, M., & Eyvaz, M. (2007). Techno-economical evaluation of electrocoagulation for the textile wastewater using different electrode connections. *J of Hazardous Materials*. 148, 311–318.
- Magrab. E. Gupta. S. McCluskey. P. & Sandborn. P. (2009). Integrated product and process design and development. Florida: CRC Press.
- Mollah, M. Y. A., Morkovsky, P., Gomes, J. A. G., Kesmez, M., Parga, J., & Cocke, D. L. (2004). Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation. *J of Hazardous Materials*. 114, 199–210.
- Turton. R. Bailie. R. Whiting. W. & Shaeiwitz. J. (2009). Analysis, Synthesis and Design of Chemical Processes (Third ed.). Westford. Massachusetts.
- Urriaga. A. Rueda. A. Anglada. Á. & Ortiz. I. (2009). Integrated treatment of landfill leachates including electrooxidation at pilot plant scale. *J of Hazardous Materials* .166, 1530–1534.

5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

5.1 CONCLUSIONES

En el presente trabajo, se realizó la caracterización de un efluente proveniente de la industria textil, encontrando que la muestra presenta una elevada carga contaminante observado en el valor de la DQO (861 mg/L) y COT (155 mg/L) obtenidos. Además, el pH y la conductividad eléctrica son de 6,29 y 3,42 mS/cm respectivamente. En el espectro UV/Vis, se evidencia tres picos de absorbancia a 230, 290 y 670 nm, los dos primeros indican la existencia de compuestos aromáticos en la muestra, mientras que el tercero da indicios de la presencia del colorante índigo, ampliamente usado en la industria textil.

Primero, se evaluó el proceso de EC empleando el diseño estadístico factorial 3^k , obteniendo las condiciones óptimas de operación, empleando una i : 10 mA/cm² y tiempo: 5 min obteniendo así una remoción del 49,36 %DDQO, 47,42 %DCOT y 100 %DC, con un consumo energético de 0,976 kWh/m³ y generación de lodos de 0,882 kg/m³ con 20% de humedad.

Con el agua resultante del tratamiento de EC, el proceso de EO fue optimizado mediante la MSR Box-Behnken, definiendo las siguientes condiciones óptimas de operación, i : 20 mA/cm², pH: 7, conductividad eléctrica: 5,5 mS/cm y tiempo de electrólisis: 30 min, obteniendo así un 62,16 %DDQO y 74,23 %DCOT, con un consumo energético de 14,98 kWh/m³.

Luego se evaluó la cinética de degradación del proceso de EO bajo las condiciones óptimas anteriormente descritas, determinando que el comportamiento del %DDQO se ajusta a un modelo de primer orden, lo que indica que la constante de velocidad de reacción es muy dependiente de la cantidad generada del agente oxidante durante el proceso alcanzado un 98 %DDQO, al finalizar los 90 minutos de la cinética. Además, se determinó que a los 10 minutos del proceso de EO se logra un valor de la DQO de 305 mg/L, el cual es inferior al exigido en el decreto 0631 de 2015. Por lo tanto, se utiliza este como tiempo de operación, con la finalidad de disminuir los costos operacionales y de inversión inicial para el montaje de la planta de tratamiento de agua residual textil.

Teniendo en cuenta las consideraciones anteriormente descritas, el proceso acoplado de EC-EO logra un 64,57 %DDQO, 86,45 %DCOT y 100 %DC, con una producción de lodos de 0,882 kg/m³ con 20% de humedad y un consumo energético de 6,34 kWh/m³ en un tiempo de operación total de 15 minutos.

Finalmente, se dimensionó una planta para el tratamiento de 400 m³/día de agua residual proveniente del sector textil, evaluando tanto el tratamiento de EC como el proceso acoplado de EC-EO obteniendo en ambos casos un efluente en condiciones aptas para su vertimiento, cumpliendo la resolución 0621 de la norma colombiana. Además, se concluyó:

- El tratamiento de EC es viable técnica y económicamente debido a que la inversión inicial se recupera al cabo del segundo año de operación por concepto de ahorro de

la tasa retributiva y del servicio de alcantarillado. Además, el precio de tratamiento es de 1.221,87 \$/m³, muy por debajo del costo que tiene EPM de 2.669 \$/m³.

- El proceso acoplado de EC-EO, aunque es tecnológicamente viable, no lo es financieramente, debido a que la inversión inicial no se recupera en los 12 años en que fue evaluado el flujo de caja de la planta. Además, el precio de tratamiento para el agua residual industrial es de 4.242,27 \$/m³, por encima del costo que tiene las Empresas Públicas de Medellín (EPM) de 2.669 \$/m³.

5.2 RECOMENDACIONES

El proceso acoplado de EC-EO, a pesar de que no es viable económicamente, debe ser considerado como una alternativa para el tratamiento de agua proveniente del sector textil, debido a que es capaz de lograr grandes remociones de contaminantes en tiempos cortos de operación. Por lo cual, se debería incorporar energías renovables para suplir el consumo energético requerido en el proceso, ya que este factor representa aproximadamente el 80% del costo operacional de la planta.

También, se debería investigar la reutilización de los lodos durante el proceso de EC con la finalidad de que sirvan como un iniciador de la coagulación, y así disminuir el consumo energético lo que podría reducir los costos asociados a la energía y al tratamiento de los lodos, tal como lo recomienda Meas *et al.*, 2010.

Además, se recomienda realizar el diseño detallado de la planta, como diagramas de tuberías, sistemas de control y otros detalles para su construcción que permitan identificar de forma completa los requerimientos necesarios para la implementación y puesta en marcha de la planta de tratamiento.

5.3 BIBLIOGRAFÍA

Meas, Y., Ramirez, J. A., Villalon, M. A., & Chapman, T. W. (2010). Industrial wastewaters treated by electrocoagulation. *International Society of Electrochemistry*, 55(27), 8.