



S.E.P.

S.E.S.

Tec.N.M.

INSTITUTO TECNOLÓGICO DE TOLUCA

**“TRATAMIENTO POR ELECTROCOAGULACIÓN-FOTOCATÁLISIS
HOMOGÉNEA ($O_3/H_2O_2/UV$) PARA LA DEGRADACIÓN DE ÍNDIGO
CARMÍN PRESENTE EN AGUA CONTAMINADA”**

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:
MAESTRA EN CIENCIAS EN INGENIERÍA AMBIENTAL

PRESENTA:

ANA ROSA ROJAS MENA

No. de Control: 0928M0074

DIRECTORA DE TESIS:

DRA. Ma. GUADALUPE MACEDO MIRANDA

CO-DIRECTOR DE TESIS:

DR. JULIO CÉSAR GONZÁLEZ JUÁREZ

METEPEC, ESTADO DE MÉXICO, DICIEMBRE DE 2017



"Año del Centenario de la Promulgación de la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos"

Metepec, Méx., 18/diciembre/2017

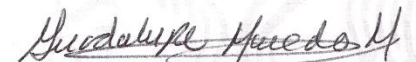
DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO
E INVESTIGACIÓN

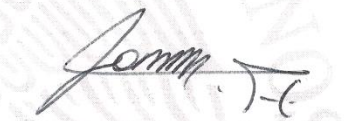
DEPI-395-2075/2017


DR. JOSÉ LUIS GARCÍA RIVAS
JEFE DE LA DIVISIÓN DE ESTUDIOS
DE POSGRADO E INVESTIGACIÓN
PRESENTE.

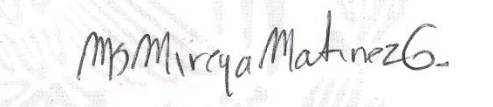
Por este medio comunicamos a usted que la Comisión Revisora designada para analizar la tesis denominada "**TRATAMIENTO POR ELECTROCOAGULACIÓN-FOTOCATÁLISIS HOMOGÉNEA (O₃-H₂O₂/UV) PARA LA DEGRADACIÓN DE ÍNDIGO CARMÍN PRESENTE EN AGUA CONTAMINADA**", que como parte de los requisitos para obtener el grado académico de Maestra en Ciencias en Ingeniería Ambiental presenta la C. ANA ROSA ROJAS MENA, con número de control 0928M0074 para sustentar el acto de Recepción Profesional, ha dictaminado que dicho trabajo reúne las características de contenido y calidad necesario para proceder a la impresión del mismo.

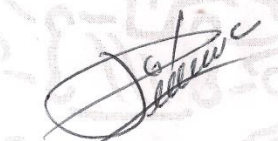
ATENTAMENTE


DRA. MA. GUADALUPE MACEDO MIRANDA
DIRECTORA DE TESIS


DR. JULIO CÉSAR GONZÁLEZ JUÁREZ
CO-DIRECTOR DE TESIS


DR. SÉRGIO DIÁZ ZAGAL
REVISOR


DRA. MARÍA SONIA MIREYA MARTÍNEZ GALLEGOS
REVISORA


DR. PEDRO IBARRA ESCUTIA
REVISOR


SECRETARÍA DE EDUCACIÓN PÚBLICA
TECNOLÓGICO NACIONAL
DE MÉXICO
INSTITUTO TECNOLÓGICO DE TOLUCA
DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE
POSGRADO E INVESTIGACIÓN



Av. Tecnológico S/N, Col. Agrícola Bellavista, C.P. 52149,
Metepec, Estado de México. Tels. Dirección (01722) 208 7205, Subd. Académica 208 7207,
Subd. de Planeación 208 7206, Subd. Administrativa 208 7208, Conmut. 208 72 00
e-mail: info@toluca.tecnm.mx, www.toluca.tecnm.mx





"Año del Centenario de la Promulgación de la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos"

Metepec, Méx., 19/diciembre/2017

DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO
E INVESTIGACIÓN

DEPI-395-2093/2017

ASUNTO: AUTORIZACIÓN DE IMPRESIÓN DE TESIS

**C. ANA ROSA ROJAS MENA
CANDIDATA AL GRADO DE MAESTRA
EN CIENCIAS EN INGENIERÍA AMBIENTAL
PRESENTE.**

De acuerdo con el Reglamento de Titulación del Sistema Nacional de Educación Superior Tecnológica de la Subsecretaría de Educación Superior de la Secretaría de Educación Pública y habiendo cumplido con todas las indicaciones que la Comisión Revisora realizó con respecto a su Trabajo de Tesis titulado **"TRATAMIENTO POR ELECTROCOAGULACIÓN-FOTOCATÁLISIS HOMOGÉNEA ($O_3-H_2O_2/UV$) PARA LA DEGRADACIÓN DE ÍNDIGO CARMÍN PRESENTE EN AGUA CONTAMINADA"** la División de Estudios de Posgrado e Investigación concede autorización para que proceda a la impresión del mismo.

Sin más por el momento, quedo de usted.

ATENTAMENTE

Educación, Integridad y Ciencia

**DR. JOSÉ LUIS GARCÍA RIVAS
JEFE DE LA DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE
POSGRADO E INVESTIGACIÓN**



SECRETARÍA DE EDUCACIÓN PÚBLICA
TECNOLÓGICO NACIONAL
DE MÉXICO
INSTITUTO TECNOLÓGICO DE TOLUCA
DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE
POSGRADO E INVESTIGACIÓN

JLGR/magj



Av. Tecnológico S/N, Fraccionamiento La Virgen, C.P. 52149,
Metepec, Estado de México. Tels. Dirección (01722) 208 7205, Subd. Académica 208 7207,
Subd. de Planeación 208 7206, Subd. Administrativa 208 7208, Conmut. 208 72 00
e-mail: info@ittoluca.edu.mx, www.ittoluca.edu.mx



DEDICATORIAS

A mis padres *Martha Luz Mena Florencio* y *Lorenzo Rojas Matías* por su apoyo, consejos, comprensión y paciencia en lo bueno y malo, sin importar nuestras diferencias de opiniones en algunos momentos, siempre están conmigo.

A mis hermanos *Valentín* y *Juan Luis* por ser parte importante de mi familia, por sus consejos, motivación y admiración, porque sé que siempre puedo contar con ellos.

A mi familia en general por confiar y creer en mí.

A mis amigos y compañeros del ITT por brindarme su amistad y mostrarme su apoyo incondicional durante todo este tiempo.

A mis asesores *Lupita* y *Julio* por su apoyo y aceptación para el desarrollo de este trabajo.

A todas aquellas personas que sin mencionar sus nombres, fueron clave importante para la realización de esta nueva meta.

A *Dios* que me permitió alcanzar un logro más en mi vida tanto profesional como personal, por los triunfos y aquellos momentos difíciles que me han enseñado a valorar cada día más de vida.

AGRADECIMIENTOS

A mis asesores por su conocimiento y apoyo brindado para el desarrollo de esta tesis;

Dra. Ma. Guadalupe Macedo Miranda

Dr. Julio Cesar González Juárez

Dr. Sergio Díaz Zagal

Dra. Ma. Sonia Mireya Martínez Gallegos

Dr. Pedro Ibarra Escutia

Al ITT por abrirme sus puertas una vez más y poder formar parte de esta institución.

Al TecNM, por el financiamiento al proyecto TNM-2016-Clave 5889.16-p. Este trabajo se desarrolló dentro de la línea de investigación "*Desarrollo de materiales, procesos fisicoquímicos y de oxidación novedosos, para aplicación ambiental*".

A CONACYT por la beca otorgada durante la Maestría.

RESUMEN

La industria textil genera grandes cantidades de agua residual (AR), una de sus consecuencias es que tiende a presentar una alta demanda química de oxígeno (DQO) y esto inhibe los procesos biológicos (fotosíntesis). El problema de la contaminación del agua es un tema de interés, además de la implementación de nuevas alternativas para su tratamiento, con el objeto de remover los contaminantes y producir agua reutilizable.

Existen métodos convencionales para el tratamiento de aguas residuales (TAR), no obstante algunos requieren grandes espacios y la adición de sustancias químicas para lograr la degradación o remoción de los contaminantes presentes en el agua, por lo cual el presente trabajo se enfoca en el uso de tratamientos capaces de remover el colorante índigo carmín (IC) presente en solución acuosa y en agua residual textil (ART) por electrocoagulación (EC) y procesos de oxidación avanzada (POA) ya que estos presentan ventajas para la remoción y degradación de colorantes.

Se realizó el tratamiento por EC a muestras de solución acuosa en presencia del colorante IC con diferente concentración inicial 100, 200 y 300 mg/L, con la finalidad de observar la capacidad de remoción de IC, se determinó la DC óptima para cada una de las concentraciones las cuales corresponden a 8.8, 12.2 y 15.5 A/m² respectivamente. También se realizó el tratamiento por O₃/H₂O₂/UV de las concentraciones ya mencionadas para observar la degradación del colorante al aumentar dicha concentración inicial.

Posteriormente se aplicó un tren de tratamiento (EC-O₃/H₂O₂/UV) para las soluciones acuosas, la EC se llevó a cabo durante 20 minutos, posteriormente se aplicó el tratamiento por O₃/H₂O₂/UV por 60 minutos. Se encontró que la combinación de tratamientos en este caso la EC seguido del tratamiento por O₃/H₂O₂/UV, reduce el tiempo de tratamiento haciendo más eficiente la degradación del colorante IC.

Finalmente se realizó el tren de tratamiento a una muestra de AR proveniente de una lavandería textil, ubicada en el municipio de Mexicaltzingo, Estado de México. De acuerdo a los resultados obtenidos la propuesta cumple como un agua aceptable de descarga, para el tren de tratamiento realizado al AR textil y para una solución acuosa con concentración de 100 mg/L de colorante IC.

ABSTRACT

The textile industry generates large amounts of wastewater (WW), one of its consequences is that it tends to present a high chemical oxygen demand (COD) and this inhibits biological processes (photosynthesis). The problem of water pollution is a topic of interest, in addition to the implementation of new alternatives for its treatment, in order to remove contaminants and produce reusable water.

There are conventional methods for the treatment of wastewater (TWW), however some of them require large extensions and the addition of chemical substances to achieve the degradation or removal of contaminants present in the water, so this work focuses on the use of materials capable of eliminating the indigo carmine (IC) dye present in aqueous solution and textile WW by electrocoagulation (EC) and advanced oxidation processes (AOP) since these present advantages for the removal and degradation of dyes.

The EC treatment was carried out on samples of aqueous solution in the presence of the IC dye with different initial concentrations 100, 200 and 300 mg/L, in order to observe the IC removal capacity, the optimal DC was determined for each of them. the concentrations which correspond to 8.8, 12.2 and 15.5 A/m² respectively.

The O₃/H₂O₂/UV treatment of the afore mentioned concentrations was also carried out to observe the degradation of the dye when said initial concentration was increased. A treatment train was then applied (EC-O₃/H₂O₂/UV) for the aqueous solutions, the EC was carried out for 20 minutes, then the treatment was applied by O₃/H₂O₂/UV for 60 minutes. It was found that the combination of treatments in this case the EC followed by the treatment by O₃/H₂O₂/UV, reduces the treatment time making the degradation of the IC dye more efficient.

Finally, the treatment train was made to a sample of WW from a textile laundry, located in the town of Mexicaltzingo, State of Mexico. According to the results obtained, the proposal complies as an acceptable discharge water, for the treatment train made to ar textile and for solution aqueous concentration mg/L dye IC.

ÍNDICE

INTRODUCCIÓN	1
1. FUNDAMENTOS	3
1.1 Agua	3
1.2 Agua residual	3
1.2.1 Fuentes de contaminación del agua	4
1.2.2 Contaminación del agua	5
1.3 Efluentes de la industria textil	5
1.4 Colorantes	6
1.4.1 Índigo carmín (IC)	8
1.5 Electroquímica	10
1.5.1 Electrocoagulación	11
1.5.2 Reactor de electrocoagulación	13
1.6 Procesos de oxidación avanzada (POA)	14
1.6.1 Combinación de POA ($O_3/H_2O_2/UV$)	18
2. METODOLOGÍA EXPERIMENTAL	22
2.1 Reactivos y materiales	24
2.1.1 Celda electrolítica	24
2.1.2 Reactor de fotocatalisis homogénea ($O_3/H_2O_2/UV$)	25
2.2 Preparación de soluciones acuosas de IC	25
2.3 Caracterización de las soluciones (parámetros de respuesta)	26
2.3.1 Determinación de la concentración del colorante IC	26
2.3.2 Determinación de pH y conductividad	26
2.3.3 Determinación de color	26
2.3.4 Determinación de turbiedad	27
2.3.5 Determinación de la demanda química de oxígeno (DQO)	27
2.3.6 Determinación de H_2O_2 residual	27
2.4 Tratamiento por EC	28
2.5 Tratamiento por $O_3/H_2O_2/UV$	28
2.5.1 Diseño factorial 2^2	28
3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	30
3.1 Electrocoagulación (EC)	30

3.1.1	Determinación de aluminio disuelto	31
3.1.2	Efecto de la densidad de corriente (DC)	32
3.1.3	Efecto de la concentración inicial de colorante IC.....	37
3.1.4	Resultados del tratamiento por EC	38
3.2	Tratamiento por O ₃ /H ₂ O ₂ /UV.....	42
3.2.1	Efecto del H ₂ O ₂ en la determinación de DQO	43
3.2.2	Diseño experimental O ₃ /H ₂ O ₂ /UV	43
3.2.3	Tratamiento estadístico	50
3.2.4	Degradación del colorante IC	52
3.2.5	Tren de tratamiento EC + (O ₃ /H ₂ O ₂ /UV)	55
3.2.6	Tratamiento por EC-O ₃ /H ₂ O ₂ /UV del agua residual de una lavandería textil	59
CONCLUSIONES		64
RECOMENDACIONES.....		65
REFERENCIAS		66
ANEXOS.....		79

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1 Distribución del agua en el planeta (SEMARNAT, 2013).....	3
Figura 1.2 Estructura química y bandas de absorción del colorante IC (Palma <i>et al.</i> , 2014) ..	9
Figura 1.3 Reacciones generadas por oxidación y reducción del IC	9
Figura 1.4 Degradación de IC mediante oxidación (Bernal <i>et al.</i> , 2013).....	10
Figura 1.5 Mecanismos del proceso de EC (An <i>et al.</i> , 2017).....	12
Figura 1.6 Diagrama de especiación del Al en función de la concentración y pH (Kobya & Demirbas, 2015)	12
Figura 1.7 Reactor con electrodos conectados en (a) MP-P y (b) MP-S (c) BP-S.....	14
Figura 1.8 Esquema de los procesos de oxidación avanzada (POA)	17
Figura 2.1 Proceso del tren de tratamiento EC – O ₃ /H ₂ O ₂ /UV.....	22
Figura 2.2 Desarrollo experimental del tratamiento por EC.....	23
Figura 2.3 Desarrollo experimental del tratamiento por O ₃ /H ₂ O ₂ /UV	23
Figura 2.4 Dimensiones del ánodo, cátodo y electrodos de sacrificio	25
Figura 2.5 Reactor de fotocátalisis homogénea (O ₃ /H ₂ O ₂ /UV)	25
Figura 3.1 Espectros UV-Vis del colorante IC a una λ de 200 a 800 nm.....	30
Figura 3.2 Espectros de absorción del colorante IC en la región de 500 a 700 nm.....	31
Figura 3.3 Curva de calibración del colorante IC para la banda de absorción a 612 nm	31
Figura 3.4 Efecto de la DC sobre el % de remoción a) [IC], b) color y c) DQO, del colorante IC 100 mg/L.....	34
Figura 3.5 Efecto de la DC sobre el % de remoción a) [IC], b) color y c) DQO, del colorante IC 200 mg/L.....	35
Figura 3.6 Efecto de la DC sobre el % de remoción a) [IC], b) color y c) DQO, del colorante IC 300 mg/L.....	37
Figura 3.7 Efecto de la concentración de IC, sobre el % de remoción a) [IC], b) color y c) DQO, DC 14.6 A/m ²	37
Figura 3.8 Efecto de la concentración del IC, sobre el % de remoción, a) [IC], b) color y c) DQO, DC 17.5 A/m ²	38
Figura 3.9 Resultados de DQO para 100, 200 y 300 mg/L con la DC óptima (8.8, 12.2 y 15.5 A/m ²).....	38
Figura 3.10 Resultados del % de remoción para las concentraciones de 100, 200 y 300 mg/L de colorante IC	39

Figura 3.11 Espectros de absorción a diferentes tiempos de tratamiento de EC (0, 20, 40 y 60 min), a) 100 mg/L, b) 200 mg/L y c) 300 mg/L.....	39
Figura 3.12 Resultados del tratamiento aplicando UV, O ₃ , O ₃ /UV y O ₃ /H ₂ O ₂ /UV 100 mg/L..	42
Figura 3.13 Curva de calibración de DQO vs H ₂ O ₂	43
Figura 3.14 Curva de calibración de H ₂ O ₂ residual	43
Figura 3.15 Resultados de a) DQO y b) C/Co, para 100 mg/L de IC, (BB, AB, BA y AA) de O ₃ y H ₂ O ₂	44
Figura 3.16 Resultados del tratamiento O ₃ /H ₂ O ₂ /UV de a) [IC] y b) color, (BB, AB, BA y AA) de O ₃ y H ₂ O ₂	44
Figura 3.17 Resultados de a) DQO y b) C/Co, para 200 mg/L de IC, (BB, AB, BA y AA) de O ₃ y H ₂ O ₂	46
Figura 3.18 Resultados del tratamiento O ₃ /H ₂ O ₂ /UV de a) [IC] y b) color, (BB, AB, BA y AA) de O ₃ y H ₂ O ₂	47
Figura 3.19 Resultados de a) DQO y b) C/Co, para 300 mg/L de IC, (BB, AB, BA y AA) de O ₃ y H ₂ O ₂	48
Figura 3.20 Resultados del tratamiento O ₃ /H ₂ O ₂ /UV de a) [IC] y b) color, (BB, AB, BA y AA) de O ₃ y H ₂ O ₂	49
Figura 3.21 Espectros de absorción para 100 mg/L, O ₃ =0.3 ft ³ /min, a) H ₂ O ₂ =3.6 mmol/L, b) H ₂ O ₂ =15 mmol/L.....	53
Figura 3.22 Espectros de absorción para 200 mg/L, O ₃ =0.3 ft ³ /min, a) H ₂ O ₂ =3.6 mmol/L, b) H ₂ O ₂ =15 mmol/L.....	54
Figura 3.23 Espectros de absorción para 300 mg/L, O ₃ =0.3 ft ³ /min a) H ₂ O ₂ =3.6 mmol/L, b) H ₂ O ₂ =15 mmol/L.....	55
Figura 3.24 Resultados de la remoción de [IC] durante el tren de tratamiento por EC-O ₃ /H ₂ O ₂ /UV para una concentración de 100 mg/L de IC.....	56
Figura 3.25 Resultados del color durante el tren de tratamiento EC-O ₃ /H ₂ O ₂ /UV para una concentración de 100 mg/L de IC	56
Figura 3.26 Resultados de la remoción de [IC] durante el tren de tratamiento por EC-O ₃ /H ₂ O ₂ /UV para una concentración de 200 mg/L de IC.....	56
Figura 3.27 Resultados del color durante el tren de tratamiento EC-O ₃ /H ₂ O ₂ /UV para una concentración de 200 mg/L de IC	56
Figura 3.28 Resultados de la remoción de [IC] durante el tren de tratamiento EC-O ₃ /H ₂ O ₂ /UV para una concentración de 300 mg/L de IC	57

Figura 3.29 Resultados del color durante el tren de tratamiento EC-O ₃ /H ₂ O ₂ /UV para una concentración de 300 mg/L de IC	57
Figura 3.30 Espectros de absorción de la remoción y degradación del colorante IC durante el tren de tratamiento EC-O ₃ /H ₂ O ₂ /UV, para una concentración inicial de 100 mg/L.....	57
Figura 3.31 Espectros de absorción de la remoción y degradación del colorante IC durante el tren de tratamiento EC-O ₃ /H ₂ O ₂ /UV, para una concentración inicial de 200 mg/L.....	58
Figura 3.32 Espectros de absorción de la remoción y degradación del colorante IC durante el tren de tratamiento EC-O ₃ /H ₂ O ₂ /UV, para una concentración inicial de 300 mg/L.....	58
Figura 3.33 Espectro de absorción del AR (lavandería textil – mezclilla)	59
Figura 3.34 Espectros de absorción del tren de tratamiento EC-O ₃ /H ₂ O ₂ /UV para una muestra de AR (lavandería textil – mezclilla)	60
Figura 3.35 Resultados de la remoción de colorante durante el tren de tratamiento por EC-O ₃ /H ₂ O ₂ /UV para una muestra de ART-mezclilla	61
Figura 3.36 Resultados del color durante el tren de tratamiento EC-O ₃ /H ₂ O ₂ /UV para una muestra de ART-mezclilla	61

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1-1 Principales grupos cromóforos (Cortazar, 2013)	7
Tabla 1-2 Principales grupos auxocromos	8
Tabla 1-3 Resumen de trabajos reportados, del tratamiento por EC y/o el uso de POA	21
Tabla 2-1 Equipo y material empleado para el tratamiento por EC y POA	24
Tabla 2-2 Combinaciones empleadas para el diseño factorial 2 ²	29
Tabla 2-3 Diseño experimental 2 ² para el POA (O ₃ /H ₂ O ₂ /UV)	29
Tabla 3-1 Características iniciales de las soluciones de IC de 100, 200 y 300 mg/L	30
Tabla 3-2 Aluminio disuelto	32
Tabla 3-3 Resultados del tratamiento por EC para 100 mg/L	33
Tabla 3-4 Resultados del porcentaje de remoción de [IC], color y DQO	33
Tabla 3-5 Resultados del tratamiento por EC para 200 mg/L	34
Tabla 3-6 Resultados del porcentaje de remoción de [IC], color y DQO	35
Tabla 3-7 Resultados del tratamiento por EC para 300 mg/L	36
Tabla 3-8 Resultados del porcentaje de remoción de [IC], color y DQO	36
Tabla 3-9 Resultados del tratamiento por EC para concentraciones iniciales de 100, 200 y 300 mg/L del colorante IC	41
Tabla 3-10 Resultados del tratamiento O ₃ /H ₂ O ₂ /UV para 100 mg/L de IC	45
Tabla 3-11 Resultados del tratamiento O ₃ /H ₂ O ₂ /UV para 200 mg/L de IC	47
Tabla 3-12 Resultados del tratamiento O ₃ /H ₂ O ₂ /UV para 300 mg/L de IC	49
Tabla 3-13 Resultados del tratamiento por O ₃ /H ₂ O ₂ /UV, empleando como factores de respuesta DQO, [IC] y color	50
Tabla 3-14 Resultados del diseño factorial 2 ² , factores de respuesta DQO, Color y [IC]	51
Tabla 3-15 Resultados de la caracterización del agua residual (lavandería textil-mezclilla) ..	59
Tabla 3-16 Resultados del tren de tratamiento para la solución acuosa de 100, 200 y 300 mg/L y muestra de AR lavandería textil	63

INTRODUCCIÓN

En los últimos años se ha dado un gran interés por el tratamiento de aguas residuales (TAR) como una forma de proteger el medio ambiente y la salud humana. La contaminación continua de los suministros de agua dulce y la creciente demanda de agua potable amenazan las especies y el medio ambiente (Abdul *et al.*, 2015).

Las técnicas electroquímicas han sido ampliamente utilizadas para el TAR con un amplio espectro de aplicaciones, minimizando la utilización de coagulantes químicos también permite realizar la remoción en el lugar de origen, facilitando el proceso de tratamiento (Taborda *et al.*, 2011).

La técnica de electrocoagulación (EC) es considerada una herramienta eficaz para el tratamiento de aguas residuales textiles (ART) con una alta remoción de colorantes, al remover los compuestos orgánicos tóxicos de los efluentes acuosos y de los procesos industriales textiles los cuales además de ser un problema ambiental representan un riesgo a la salud (Keshmirizadeh *et al.*, 2012).

Los colorantes índigos constituyen uno de los mayores grupos de contaminantes en las AR de las industrias textiles, se ha encontrado en concentraciones de mg/L en el medio ambiente (Genázio *et al.*, 2017). Así mismo han reportado la eficiencia de degradación de colorante IC en un efluente de la industria textil mediante la integración de EC y ozonización (García *et al.*, 2013). Por otro lado, el uso de peróxido de hidrógeno (H_2O_2) para el tratamiento de efluentes industriales y de aguas potables, cuyo objetivo es remover materia orgánica, convierte el H_2O_2 en un oxidante versátil que tiene la capacidad de producir radicales hidroxilo (OH^\cdot) favoreciendo su uso en diferentes aplicaciones, puede oxidar compuestos orgánicos complejos en compuestos menos tóxicos y biodegradables (Rodríguez *et al.*, 2008).

Por lo cual el objetivo general fue evaluar las condiciones del proceso de EC y fotocátalisis homogénea ($O_3/H_2O_2/UV$) para su aplicación en la remoción y degradación del colorante IC presente en solución acuosa y agua contaminada. Así mismo los objetivos específicos fueron: Establecer las condiciones óptimas de intensidad de corriente eléctrica para disminuir la concentración del IC en solución acuosa. Determinar la dosis útil de H_2O_2 para la

degradación del colorante por fotocátalisis homogénea y establecer la eficiencia del proceso combinado de EC-O₃/H₂O₂/UV para la degradación del colorante IC en ART.

La hipótesis propuesta fue degradar eficientemente el colorante IC presente en agua contaminada mediante el proceso de EC y fotocátalisis homogénea O₃/H₂O₂/UV, lo cual dependerá de la intensidad de corriente eléctrica aplicada, de la concentración de H₂O₂, O₃, del tiempo de tratamiento y de la concentración inicial del colorante. Además, se realizó un diseño experimental 2² para obtener las condiciones óptimas del tratamiento por O₃/H₂O₂/UV.

La finalidad de esta investigación fue establecer una alternativa eficiente para el tratamiento de colorante IC presente en agua contaminada, mediante la aplicación de un tren de tratamiento de los procesos de EC-O₃/H₂O₂/UV, a una muestra procedente de una lavandería textil – mezclilla.

1. FUNDAMENTOS

Los recursos hídricos en México, al igual que en el resto del mundo se encuentran bajo una creciente presión, ya que el crecimiento demográfico, la urbanización y el aumento en el consumo de agua en los hogares, la agricultura y la industria, han aumentado significativamente la demanda global del agua (de la Peña *et al.*, 2013). La limitación de las fuentes hídricas, el impacto ambiental para el planeta y la creciente AR contaminada son una preocupación mundial innegable (García *et al.*, 2017). Por lo cual la escasez de agua es uno de los retos que enfrenta la humanidad a medida que la población sigue creciendo. Esto ha llevado a un interés en el desarrollo de tecnologías de TAR rentables, fiables y amigables con el medio ambiente (Moussa *et al.*, 2017).

1.1 Agua

El agua (H₂O) es un componente de nuestra naturaleza que ha estado presente en la tierra desde hace más de 3,000 millones de años, es una sustancia cuya molécula está formada por dos átomos de hidrógeno (H₂) y uno de oxígeno (O₂). Se ha estimado que existen alrededor de 1,400 millones de km³ de agua en el planeta, de los cuales sólo el 2.5% corresponden a agua dulce. Este pequeño porcentaje se localiza principalmente en los ríos, lagos, glaciares, mantos de hielo y acuíferos del mundo. Del agua dulce existente en el planeta 30% corresponde a agua subterránea, 0.8% a Permafrost y sólo el 0.4% a aguas superficiales y en la atmósfera (SEMARNAT, 2013).

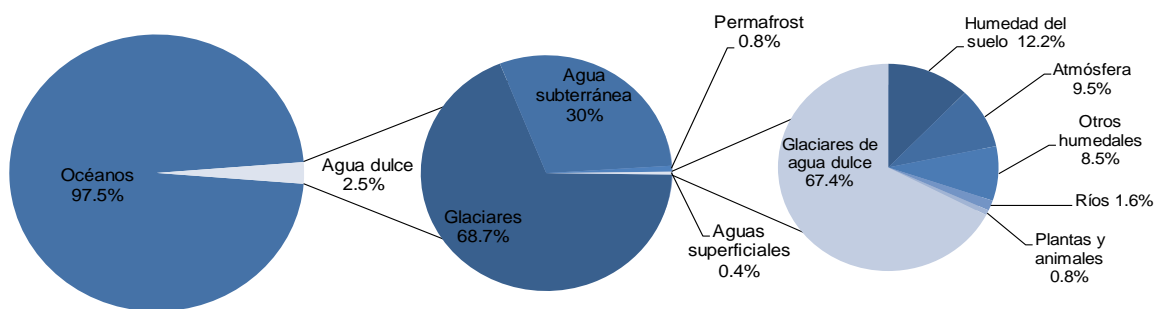


Figura 1.1 Distribución del agua en el planeta (SEMARNAT, 2013)

1.2 Agua residual

La generación de AR es una consecuencia inevitable de las actividades humanas, estas modifican las características del agua, contaminándola e invalidando su aplicación para otros usos (Centa, 2008). La caracterización del AR sirve para verificar si los contaminantes

presentes en los efluentes, se encuentran dentro de los límites máximos permisibles (LMP) establecidos en las normas de descarga, de no ser así, entonces se deberán diseñar los tratamientos necesarios para el efluente residual (Orellana, 2005).

Se considera una AR a las aguas de composición variada provenientes de las descargas de usos municipales, industriales, comerciales, de servicio, agrícolas, pecuarios, domésticos, incluyendo fraccionamientos y en general de cualquier otro uso, así como la mezcla de ellas según la NOM-001-SEMARNAT-1996, que establece los LMP de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales (SEMARNAT, 2003).

1.2.1 Fuentes de contaminación del agua

Existen tres fuentes principales de contaminación de los recursos hídricos, se clasifican de la siguiente manera:

- i. AR municipales; generadas en casas habitación y en lugares públicos, se descargan a los sistemas municipales de alcantarillado.
- ii. AR de actividades productivas; provienen de la industria, agricultura y actividad minera, pueden contener una serie de sustancias tóxicas.
- iii. Lixiviados; se producen por la descomposición de la basura y se filtran al suelo, estas sustancias son carentes de oxígeno, ricas en ácidos orgánicos y pueden contener altas concentraciones de metales pesados (Pierre *et al.*, 2012).

Hay un gran número de contaminantes en el agua se clasifican en los siguientes grupos:

- a. Microorganismos patógenos: bacterias, virus, protozoos y otros organismos.
- b. Desechos orgánicos: residuos que pueden ser descompuestos por bacterias aeróbicas.
- c. Sustancias químicas inorgánicas: ácidos, sales y metales tóxicos.
- d. Nutrientes vegetales inorgánicos: nitratos y fosfatos, en exceso inducen el crecimiento desmesurado de algas y otros organismos provocando la eutrofización del agua.
- e. Compuestos orgánicos: petróleo, gasolina, plásticos, plaguicidas, disolventes, colorantes, aceites y grasas difíciles de degradar.
- f. Sedimentos y material suspendido: partículas del suelo arrastradas con otros materiales.
- g. Sustancias radiactivas: isótopos que se acumulan en las cadenas tróficas.
- h. Contaminación térmica: agua caliente liberada por centrales de energía y procesos industriales, disminuyendo su capacidad de contener O₂ (Pérez & Camacho, 2011).

1.2.2 Contaminación del agua

Una tercera parte de la población mundial padece escasez de agua, una sexta parte no tiene acceso a una fuente limpia de agua y la mitad de los habitantes de países en desarrollo no tienen un sistema de saneamiento. Desde hace 40 años, las poblaciones de especies de agua dulce se han reducido al 50%. En México, más del 70% de los cuerpos de agua presentan algún grado de contaminación. La disponibilidad anual de agua por habitante en el país ha tenido una dramática reducción en los últimos 55 años, al pasar de 11,500 m³ en 1955 a 4,263 m³ en 2011 (Pierre *et al.*, 2012).

Cada contaminante tiene una manera específica de introducirse en el medio ambiente y sus peligros específicos. Algunos compuestos químicos son considerados contaminantes, desde simples iones inorgánicos hasta complejas moléculas orgánicas, todas las clases incluyen contaminantes importantes (Pérez & Camacho, 2011).

Los contaminantes de la industria textil se clasifican de la siguiente manera:

- I. Materia en suspensión; incluye residuos minerales, fibras, sustancias insolubles, cuando es de composición orgánica se descompone progresivamente agotando el oxígeno, generando gas tóxico y mal oliente.
- II. Materia flotante; grasas y aceites provenientes del lavado de lana y en procesos de estampación, disminuyen el crecimiento de la flora acuática al impedir la penetración de luz y perturban la aireación, los tensoactivos son de uso generalizado producen espuma, incluso después de un proceso de depuración en concentraciones de (1-3 mg/L). Impurezas disueltas; ácidos, álcalis reductores, oxidantes y colorantes todos ellos solubles en agua (Maldonado & Molina, 2011).

1.3 Efluentes de la industria textil

La industria textil constituye la cuarta actividad de manufactura en México y es vital para su economía (Bentouami *et al.*, 2010). El sector textil es uno de los más importantes, con más de 500,000 mexicanos contratados. Adicionalmente, México es el cuarto proveedor de textiles y prendas más grande para el mercado de los EE.UU. (Brigden *et al.*, 2012). La industria textil consume anualmente un promedio de 18.5 millones de litros (L) de agua, de los cuales 3.5 millones se emplean en el proceso de teñido con colorantes dispersos y reactivos, se utilizan entre 100 y 150 L/kg (litros de agua por kilogramo de producto).

En los efluentes provenientes de la industria textil se pueden encontrar sales, almidón, peróxidos, EDTA, tensoactivos, **colorantes**, metales, sucrosa, suavizantes, hidróxido de sodio, detergentes, cloruro de sodio y carbonato de sodio, los cuales provienen de distintas etapas del proceso (Pérez, 2009; Keshmirizadeh *et al.*, 2012). Estos efluentes se caracterizan por una alta demanda química de oxígeno (DQO) (Khelifi *et al.*, 2008) con valores de 150 - 10,000 mg/L, demanda bioquímica de oxígeno (DBO) con valores de 100 - 4,000 mg/L, contenido de color de 50 - 2500 Pt/Co (Asghar *et al.*, 2015) y una variación en el pH de 6 - 10 (Riera & Gutiérrez, 2012). La DBO y DQO, son indicadores de calidad del agua establecidos por la Comisión Nacional del Agua (Conagua) (Pierre *et al.*, 2012).

El color debe ser eliminado antes de la descarga al cuerpo receptor (Ghanbari & Moradi, 2015), debido a que provocan contaminación estética a los ecosistemas acuáticos (Martínez & Brillas, 2009). Dado que los colorantes suelen presentar una alta estabilidad bajo la luz solar y la resistencia al ataque microbiano y la temperatura, la gran mayoría de estos compuestos no son degradables. El color interfiere con la transmisión de la luz solar en la corriente, reduciendo la acción fotosintética (El-Ashtoukhy, 2013).

En general las moléculas de los colorantes tienen estructuras variadas y complejas, la mayoría son de origen sintético, solubles en agua, altamente resistentes a la acción de agentes químicos y poco biodegradables (Maldonado & Molina, 2011). Se estiman más de 100,000 colorantes sintéticos en el mundo (García *et al.*, 2013; Mendes *et al.*, 2015). La presencia de colorantes en los cuerpos acuáticos restringe la absorción y reflexión de la luz solar, además aumenta la concentración de toxicidad creando problemas a la vida acuática.

Por lo cual uno de los desafíos reside en la mejora y eficiencia del TAR de colorantes textiles, ya que alrededor de 200 L de agua se utilizan para producir 1 Kg de materia textil, lo que resulta en una alta cantidad de residuos de alto color y estructuras moleculares aromáticas estables y difíciles de biodegradar (Basiri & Hagh, 2012; Cardoso *et al.*, 2016).

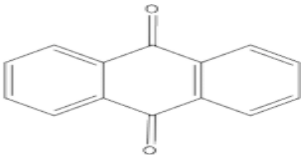
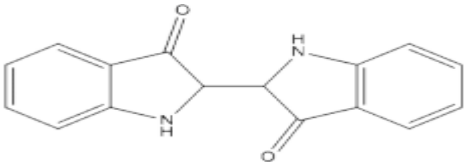
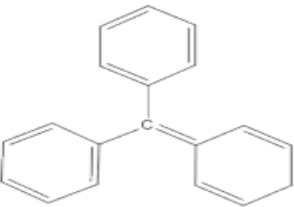
1.4 Colorantes

Las civilizaciones antiguas utilizaban como materia prima para el teñido de ropa, plantas y restos de animales, con el paso del tiempo la industria textil surgió utilizando una gran variedad de colorantes sintéticos en sus procesos de fabricación (Espinoza *et al.*, 2016). Los

colorantes son compuestos solubles en medio neutro, ácido o básico poseen una estructura molecular no saturada, es decir, electrónicamente inestables (Índigo Química, 2016). Los colorantes imparten color a una sustancia incolora, o bien, a un sustrato por medio de una absorción selectiva de luz. Los colorantes son materiales muy visibles, incluso una menor liberación al medio ambiente puede causar la aparición de color (El-Ashtoukhy, 2013).

Sus moléculas están constituidas por tres grupos funcionales (cromóforo, auxocromo y solubilizador): el cromóforo; es el responsable de la absorción de la luz, dándole la propiedad de color a la molécula, se pueden definir como grupos químicos que introducidos en un grupo orgánico cromógeno (cíclico) produce la aparición del color al desplazar las bandas de absorción hacia la zona visible. En la Tabla 1-1, se muestran los principales grupos cromóforos (Cortazar, 2013).

Tabla 1-1 Principales grupos cromóforos (Cortazar, 2013)

Familia	Grupo cromóforo	Colores
Azoicos	$— N = N —$	Amarillo - Azul
Antraquinonas		Amarillo - Violeta
Indólicos		Azul - Violeta
Triarilmetano		Naranja - Violeta

Por otra parte el grupo auxocromo; es introducido en una molécula que la hace capaz de ser materia colorante, le dan afinidad por la fibra e intensifican el color y por último el solubilizador; le da afinidad a solventes diversos y está dado por la presencia de iones como SO_3^{-2} , Na^+ , NH_4^+ , Cl^- , entre otros (Ruiz, 2011). En la Tabla 1-2 se muestran los grupos auxocromos.

Tabla 1-2 Principales grupos auxocromos

Familia	Grupo auxocromo
Hidroxilo	-OH
Amina primaria, secundaria, terciaria	-NH ₂ , -NHR, -NR ₂
Halógeno	-X
Carboxilo	-COOH

Los colores textiles son considerados de los compuestos más producidos anualmente. Estos colores suelen ser resistentes a la biodegradación aerobia y no son desprendibles con tratamientos convencionales (Hadi *et al.*, 2016). Una gran proporción de los colorantes que no son tóxicos imparten color a los cuerpos de descarga y pueden suprimir procesos fotosintéticos en el agua (Fernández, 2010). Los efluentes coloreados tienen un impacto ambiental, incluso con pequeñas cantidades de colorante producen efectos visibles en el agua, afectando los ciclos de oxígeno y nitrógeno (Mendes *et al.*, 2015).

1.4.1 Índigo carmín (IC)

El colorante IC, también es conocido como Azul Ácido 74, tiene un peso molecular de 466.36 g/mol, fórmula química C₁₆H₈N₂Na₂O₈S₂, es un componente sólido, azul oscuro, con una solubilidad de 10 g/L en agua y una densidad que varía de 0.4 a 0.6 (Genázio *et al.*, 2017), es tóxico, cancerígeno, causa irritaciones y puede dañar la córnea. El IC es de clase indigoide altamente tóxica (Naciri *et al.*, 2016). Son los más utilizados para teñir algodón en la industria textil, teñido de poliéster y mezclilla (pantalones azules) (Stergiopoulos *et al.*, 2014; Santiago, 2016; Mendes *et al.*, 2015; Hernández *et al.*, 2016; Arenas *et al.*, 2017).

El principal componente del azul índigo es la indigotina, la estructura química de este colorante presenta dos grupos importantes: Na₂SO₃, al que se atribuye su propiedad soluble en agua y el grupo cromóforo (un sistema conjugado de un enlace C=C reemplazado por dos grupos NH y dos grupos C=O), que le da al compuesto su color (Genázio *et al.*, 2017; Mendes *et al.*, 2015), este compuesto es persistente en el ambiente, sus oxidaciones y reducciones parciales pueden generar productos secundarios tóxicos, además de ser resistente a la acción de agentes químicos, luz, calor y es poco degradable (Quintero & Cardona, 2010). En la Figura 1.2 se muestra su estructura y principales bandas de absorción a 251, 287 y 612 nm (Paz *et al.*, 2017; Stepniowski *et al.*, 2016; Stergiopoulos *et al.*, 2014) ó 610 nm (Liao *et al.*, 2009; Mendes *et al.*, 2015).

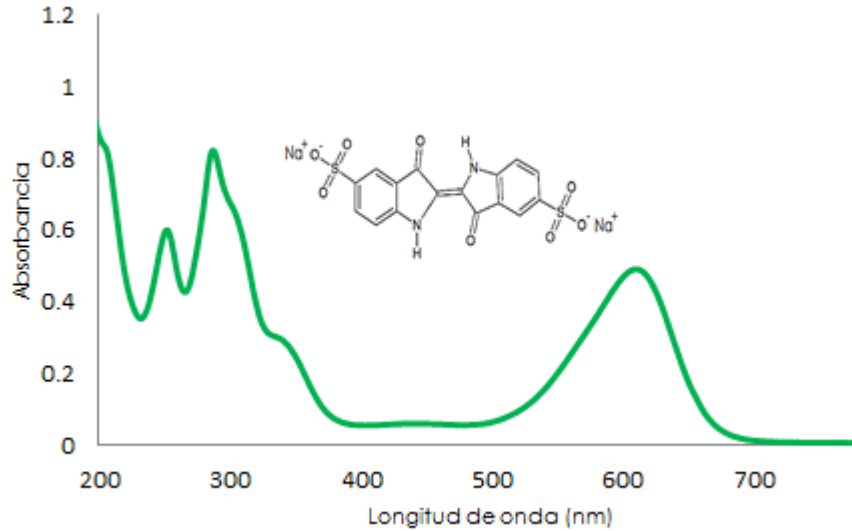


Figura 1.2 Estructura química y bandas de absorción del colorante IC (Palma *et al.*, 2014)

Los principales metabolitos de la decoloración del IC son el isatin o ácido isatin sulfónico se genera después de la ruptura del doble enlace C=C y formación de enlace cetónico C=O a través de métodos oxidativos, la generación del enlace de ácido sulfónico indolina, se forma debido a un proceso reductivo del enlace C=C, C=O, que conlleva a la formación del enlace -CH, contribuyendo a la decoloración del IC (Li *et al.*, 2015; de Andrade *et al.*, 2012), en la Figura 1.3, se muestra el mecanismo de fotodegradación del colorante IC por dos rutas oxidación y reducción utilizando hidrazina y oxígeno disuelto, formando productos intermedios el ácido isatín sulfónico y el leuco índigo (Hernández *et al.*, 2016).

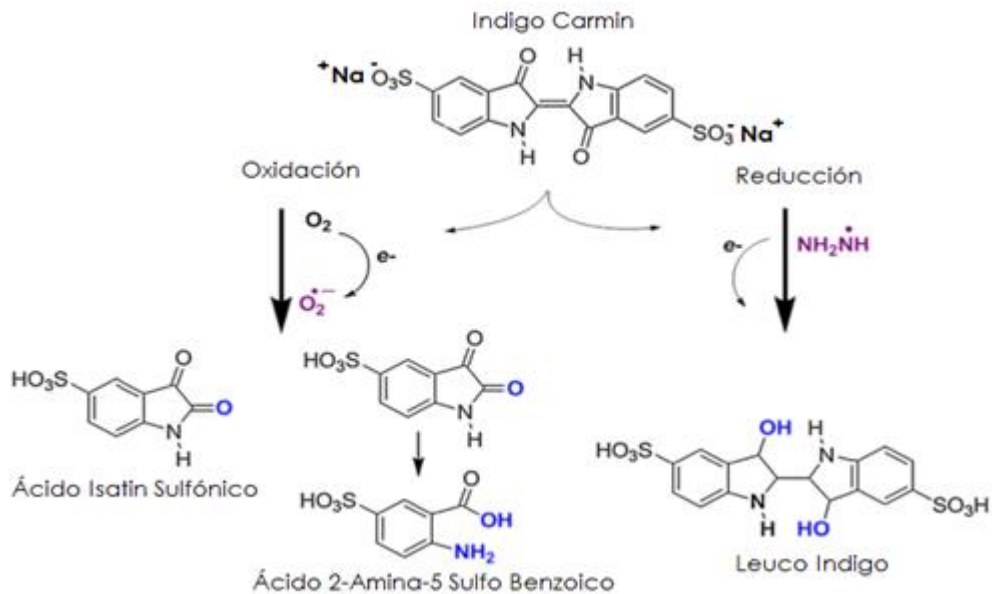


Figura 1.3 Reacciones generadas por oxidación y reducción del IC

Otra ruta de degradación mediante la oxidación del colorante IC por Ti/TiO₂, radiación UV-Vis y ozonización se muestra en la Figura 1.4 (Guaraldo *et al.*, 2013; Bernal *et al.*, 2013). A partir de la formación del grupo benceno y carboxílico se originan las bandas de absorción a 214 y 244 nm (Hernández *et al.*, 2016).

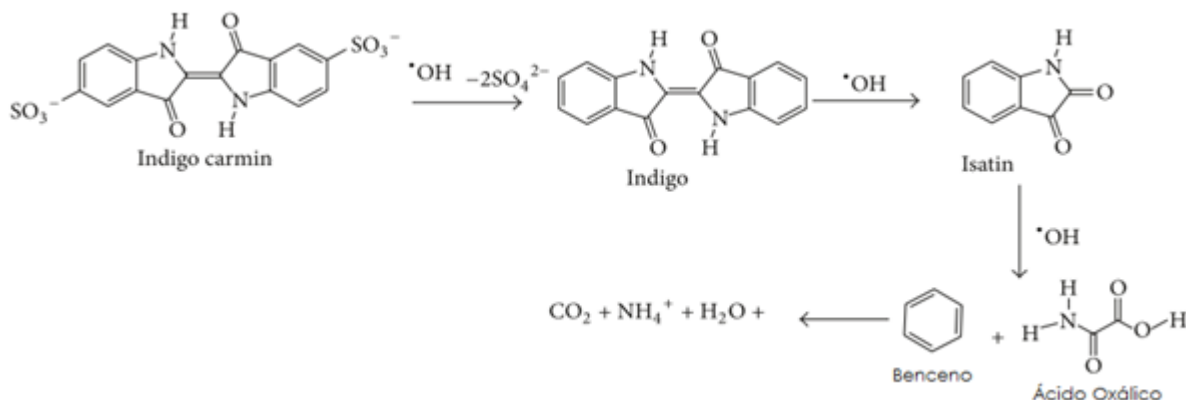


Figura 1.4 Degradación de IC mediante oxidación (Bernal *et al.*, 2013)

Los estudios sobre la contaminación por colorantes y sus impactos sobre la biota han aumentado, uno de los puntos preocupantes es que algunos colorantes presentan alta estabilidad hidrolítica y duran 50 años en el medio acuático, lo que genera riesgos para este ecosistema y la vida circundante. Además, su degradación por procesos biológicos convencionales se produce lentamente, lo que provoca que permanezca un color intenso en el efluente final (Genázio *et al.*, 2017).

Por lo cual se ha prestado atención al desarrollo y avance de nuevos enfoques, ideas o diseños centrados en la mejora de tecnologías o bien en la reducción de costos y desventajas, fusionándolas con métodos baratos y sostenibles (Khataee *et al.*, 2016). Entre los que destacan: adsorción, foto-electrocatalisis, oxidación H₂O₂/UV, EC, filtración, intercambio iónico, ozonización, fotocatalisis, procesos de oxidación y reducción electroquímica y POA (Quintero & Cardona, 2010).

1.5 Electroquímica

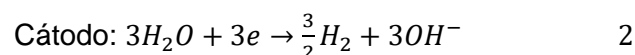
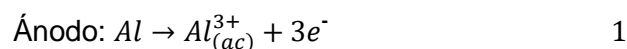
Es una rama de la química que estudia las transformaciones entre las energías eléctrica y química. En otras palabras las reacciones químicas que se dan en la interface de un conductor eléctrico llamado electrodo que puede ser un metal o un semiconductor y un conductor iónico (electrolito) (Maldonado & Molina, 2011).

1.5.1 Electrocoagulación

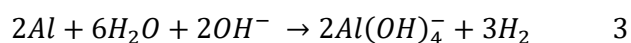
El principio de EC implica la aplicación de un potencial eléctrico a una solución acuosa usando electrodos metálicos que generan una electrodisolución del ánodo, que conduce a la formación de productos de hidrólisis (especies hidroxometal), eficaces en la desestabilización de los contaminantes y formación de partículas con baja solubilidad que retienen contaminantes. La reducción electroquímica del agua en el cátodo produce burbujas de hidrógeno (H_2) que promueven una turbulencia suave en el sistema y éstas se unen con los contaminantes. Por consiguiente, mejoran el proceso de floculación (Mores *et al.*, 2016).

La EC es un proceso efectivo para desestabilizar las partículas dispersas en el AR, se utilizan electrodos de hierro (Fe) ó aluminio (Al) y cuando se aplica corriente eléctrica los ánodos producen iones de (Fe^{2+}) o (Al^{3+}). Estos iones generados electroquímicamente son coagulantes y pueden hidrolizarse cerca del ánodo para producir una serie de intermediarios activados capaces de desestabilizar las partículas dispersas presentes en el agua, las partículas desestabilizadas se unen para formar flóculos (Linares *et al.*, 2011).

Por lo anterior, la EC es una técnica efectiva para el TAR textil, con alta eficiencia de remoción. Durante la EC ocurren tres procesos principales, las reacciones de los electrolitos en la superficie del electrodo; la formación de coagulantes en la fase acuosa y adsorción de los contaminantes solubles o coloidales en los coagulantes y eliminación por sedimentación o flotación. Las reacciones en los electrodos son:



El cátodo también puede ser atacado químicamente por los iones OH^- generados durante la evolución de H_2 a pH alto.



El $Al_{(ac)}^{3+}$ y los iones OH^- generados por las reacciones de EC (1) y (2) reaccionan para formar especies monoméricas como $Al(OH)^{2+}$, $Al(OH)_2^+$, $Al_2(OH)_2^{4+}$, $Al(OH)_4^-$ y especies poliméricas como $Al_6(OH)_{15}^{3+}$, $Al_7(OH)_{17}^{4+}$, $Al_8(OH)_{20}^{4+}$, $Al_{13}O_4(OH)_{24}^{7+}$, $Al_{13}(OH)_{34}^{5+}$, que transforman finalmente al $Al(OH)_3$ según precipitación compleja (Can *et al.*, 2006). En la Figura 1.5 se muestran los principales mecanismos del proceso de EC, donde se observa la formación de lodos y flocs, siendo estas las vías de remoción del colorante IC.

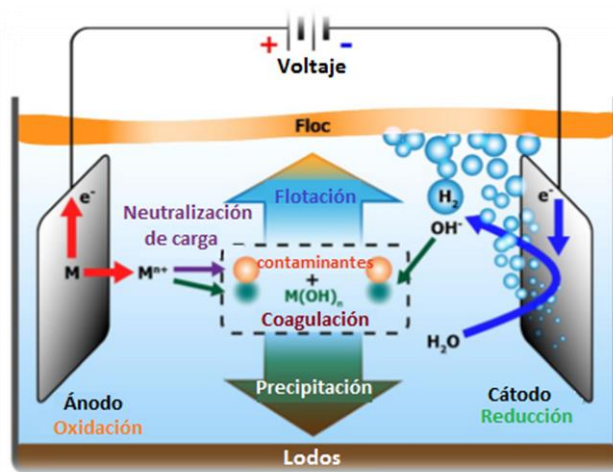


Figura 1.5 Mecanismos del proceso de EC (An *et al.*, 2017)

Los factores que influyen en el desempeño de la EC, son el pH de la solución, la fuerza iónica del agua y el estado de oxidación de las especies; además de los parámetros operacionales, como son los tiempos de retención y los gradientes de velocidad en el mezclado (Pérez *et al.*, 2012). En la Figura 1.6 se muestra el diagrama de especiación del aluminio en donde se puede observar la presencia de especies de Al en función del pH.

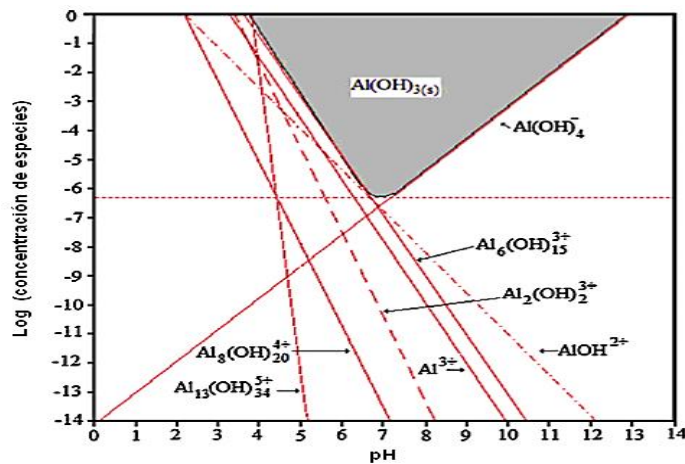


Figura 1.6 Diagrama de especiación del Al en función de la concentración y pH (Kobyta & Demirbas, 2015)

Por otro lado la cantidad de metal disuelto por oxidación anódica puede ser calculada usando la ley de Faraday.

$$m = \phi \frac{It}{ZF} M \quad 4$$

Donde m , es la masa del metal, por lo tanto es una función del tiempo de electrolisis (t) y de la corriente eléctrica (I), M es el peso atómico del material del electrodo y F es la constante

de Faraday 96485 C/mol (Nepo *et al.*, 2017; Mansouri *et al.*, 2011; Gu *et al.*, 2009; Bagga *et al.*, 2008); sin embargo ($\varnothing = 1$) es válido solo cuando todos los electrones que participan en el sistema, son de la reacción de disolución del metal en el ánodo, cuando se producen reacciones paralelas se utiliza un factor de corrección denotado rendimiento farádico, este valor suele ser inferior a 1, pero \varnothing puede ser mayor a 1 cuando los mecanismos de oxidación electroquímica del metal se desarrollan simultáneamente (Nepo *et al.*, 2017).

1.5.2 Reactor de electrocoagulación

El arreglo de los electrodos puede ser de forma monopolar o bipolar y los materiales pueden ser Al o Fe, en forma plana o en paquetes de láminas. Dependiendo de la orientación de los electrodos (placas), el flujo dentro de la celda de EC puede ser vertical u horizontal. También se han utilizado electrodos bipolares con celdas paralelas. En este caso el electrodo de “sacrificio” se localiza entre los dos electrodos paralelos sin ninguna conexión eléctrica, solo los dos electrodos monopolares se conectan a la fuente externa de poder. Es importante considerar el tiempo de residencia en el reactor ya que de esto dependerá el tamaño y tipo de flujo, es decir si se trata de un sistema en lote o continuo y tipos de conexión bipolar o monopolar (Piña *et al.*, 2012).

El material y modo de conexión de los electrodos juegan un papel importante en el análisis de costos del proceso de EC. Según estudios previos indican que el arreglo de los electrodos monopolares en paralelo (MP-P), divide la corriente entre todos los electrodos, además la conexión en paralelo necesita una menor diferencia de potencial en comparación con las conexiones en serie (MP-S) (Khandegar & Saroha, 2013).

Por otro lado en las conexiones bipolares en serie (BP-S), no hay conexión eléctrica entre los electrodos internos, sólo en los externos conectados a la fuente de alimentación. Estos últimos son monopolares y los internos bipolares. La tensión aplicada entre los últimos electrodos por la fuente de alimentación provoca la polarización de los electrodos bipolares intermedios, los cuales presentan diferentes polaridades en las caras opuestas. Este modo de conexión tiene una configuración sencilla y requiere menos costo de mantenimiento durante el funcionamiento, en la Figura 1.7 se observan los diferentes modos de conexión de los electrodos para el proceso de EC (Kobyta *et al.*, 2011).

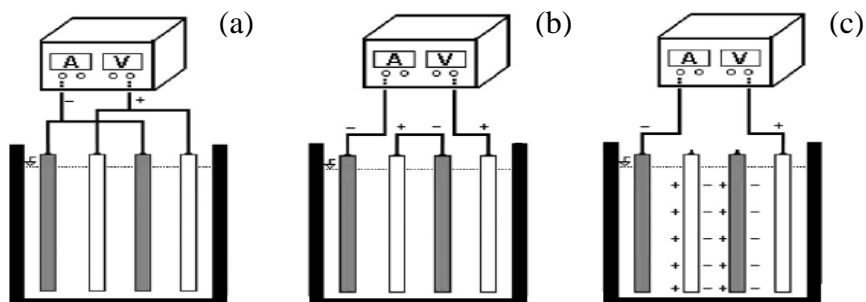


Figura 1.7 Reactor con electrodos conectados en (a) MP-P y (b) MP-S (c) BP-S

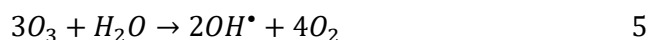
Sin embargo estos sistemas físicos sólo transfieren los contaminantes del líquido a la fase sólida, requiriendo de un tratamiento adicional y aumentando el costo del proceso. Otros sistemas como la incineración, son costosos y pueden conducir a la generación de contaminantes atmosféricos y gases de efecto invernadero. Por lo tanto, es necesario buscar métodos económicos y eficientes para la degradación del IC (Palma *et al.*, 2014).

Se han propuesto varios métodos para la eliminación del color, cabe destacar que la mayoría presenta desventajas ya que dan lugar a la formación de residuos que requieren un tratamiento adicional como la filtración por membrana, coagulación floculación, precipitación y adsorción entre otros (Cardoso *et al.*, 2016). Esta falta de eficiencia de las tecnologías convencionales justificó el interés por otros procesos y la búsqueda de condiciones operativas capaces de mejorar su eficiencia (Dewil *et al.*, 2017). En los últimos años los procesos de oxidación avanzada han aparecido como alternativas interesantes para el TAR.

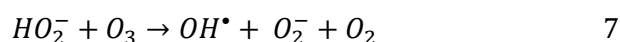
1.6 Procesos de oxidación avanzada (POA)

En la actualidad la investigación se ha centrado en la aplicación de tratamientos combinados para la recuperación de AR, eliminando los contaminantes presentes en el agua. Los POA proporcionan una alternativa para la recuperación sostenible del agua, son métodos químicos, fotoquímicos o electroquímicos (Ganiyu *et al.*, 2015; Khataee *et al.*, 2016), eficaces para descomponer compuestos orgánicos persistentes en el agua (Takeuchi & Mizoguchi, 2017), incluyen ozonización, fotocatalisis, oxidación electroquímica, proceso Fenton, entre otros, capaces de producir cambios en la estructura química de los contaminantes, involucran la generación de especies transitorias principalmente el radical hidroxilo (OH^\bullet). Este radical es generado por medios fotoquímicos (incluida la luz solar) u otras formas de energía y posee alta efectividad para la oxidación de materia orgánica (Lovato *et al.*, 2011).

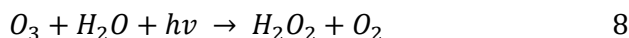
En la actualidad se encuentra en desarrollo la aplicación de POA, basados en la destrucción de contaminantes por medio de radicales OH^\bullet , que tienen la propiedad de ser altamente oxidantes; estos radicales reaccionan con el contaminante y lo transforman en compuestos inocuos al ambiente (Arroyave *et al.*, 2009). Se han propuesto diferentes mecanismos detallados para explicar la generación compleja de OH^\bullet y la reacción global que implica la generación de radicales OH^\bullet se expresa a continuación:



En presencia de otros oxidantes o irradiación, se puede mejorar significativamente el rendimiento de OH^\bullet . Por ejemplo, en el denominado sistema de peroxona ($\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$), la descomposición de ozono (O_3) y la producción de radicales OH^\bullet son mejoradas por el hidroperóxido (HO_2^-) producido por la descomposición del peróxido de hidrógeno (H_2O_2).



En la irradiación O_3/UV , el H_2O_2 se genera como un oxidante adicional principalmente a través de la fotólisis de O_3 .



Como consecuencia, el OH^\bullet puede ser generado como mínimo, a través de tres vías: ozonización (5), $\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$ (2), (3) y fotólisis de H_2O_2 como se muestra en la siguiente ecuación (Deng & Zhao, 2015).



Aunque estos procesos utilizan diferentes sistemas de reacción, todos se caracterizan por utilizar un agente oxidante altamente reactivo, el radical OH^\bullet (Asghar *et al.*, 2015), puede degradar una amplia gama de contaminantes orgánicos e inorgánicos de forma rápida y no selectiva (Asaithambi *et al.*, 2017). Son importantes para la eliminación de contaminantes antropogénicos y por esta razón, han sido investigados e incluso aplicados en el tratamiento de algunos flujos de AR industrial (Dewil *et al.*, 2017).

Los POA generan radicales OH^\bullet , por lo cual los compuestos presentes en los efluentes como los colorantes orgánicos se pueden oxidar a otras especies o puede tener lugar a la mineralización completa, esto nos indica que no produce ningún subproducto secundario,

reaccionando hasta CO_2 y H_2O , en la presencia de compuestos: nitrógeno, azufre o cloro puede producir la formación de sales (Boczkaj & Fernandes, 2017). Sin embargo, también se inician reacciones complejas en cadena y puede producir intermediarios orgánicos incoloros, algunas veces estos intermediarios son más tóxicos que el compuesto original, por lo cual la mineralización completa es el principal objetivo de los POA (Bethi *et al.*, 2016).

Los radicales OH^\bullet atacan los contaminantes orgánicos a través de cuatro vías básicas: la adición de radicales, la extracción de H_2 , transferencia de electrones y combinación de radicales. Todos los radicales reaccionan adicionalmente acompañados con la formación de especies más reactivas como H_2O_2 y superóxido (O_2^\bullet) logrando una degradación química. Debido a que los radicales OH^\bullet tienen un vida muy corta, sólo se producen *in situ* durante la aplicación mediante diferentes métodos, incluyendo los agentes oxidantes H_2O_2 y O_3 , irradiación (luz ultravioleta o ultrasonido) y catalizadores (Fe^{2+}) (Deng & Zhao, 2015).

Los POA se clasifican en procesos fotoquímicos y no fotoquímicos, existen una gran variedad de estos. Otra forma de clasificación de este tipo de tecnologías la ofrece Poyatos *et al.* (2010), como se observa en la Figura 1.8, distingue principalmente los procesos homogéneas y heterogéneas. Otro de los aspectos importantes en la clasificación es la utilización de energía en el proceso. Cada vez son más los POA que se están desarrollando, con una tendencia de posibilitar combinaciones (Sanz *et al.*, 2013).

En el proceso de fotocatalisis homogénea interacciona la absorción de radiación UV y/o luz visible, con un catalizador y los substratos a degradar en una disolución acuosa. El proceso fotoquímico implica la generación de radicales OH^\bullet que inician la oxidación y degradación de contaminantes orgánicos (Gilpavas *et al.*, 2011).

Por otro lado la fotocatalisis heterogénea implica la utilización conjunta de luz o radiación UV y un material sólido inorgánico semiconductor, para promover una transformación química. La radiación incidente inicia esta secuencia de transformaciones, pertenece a una región de longitudes de onda que es absorbida preferentemente por el semiconductor (catalizador), más que por el sustrato de interés, recurre a reductores químicos que realizan transformaciones en contaminantes tóxicos susceptibles a la oxidación, como iones metálicos (Lovato *et al.*, 2011).

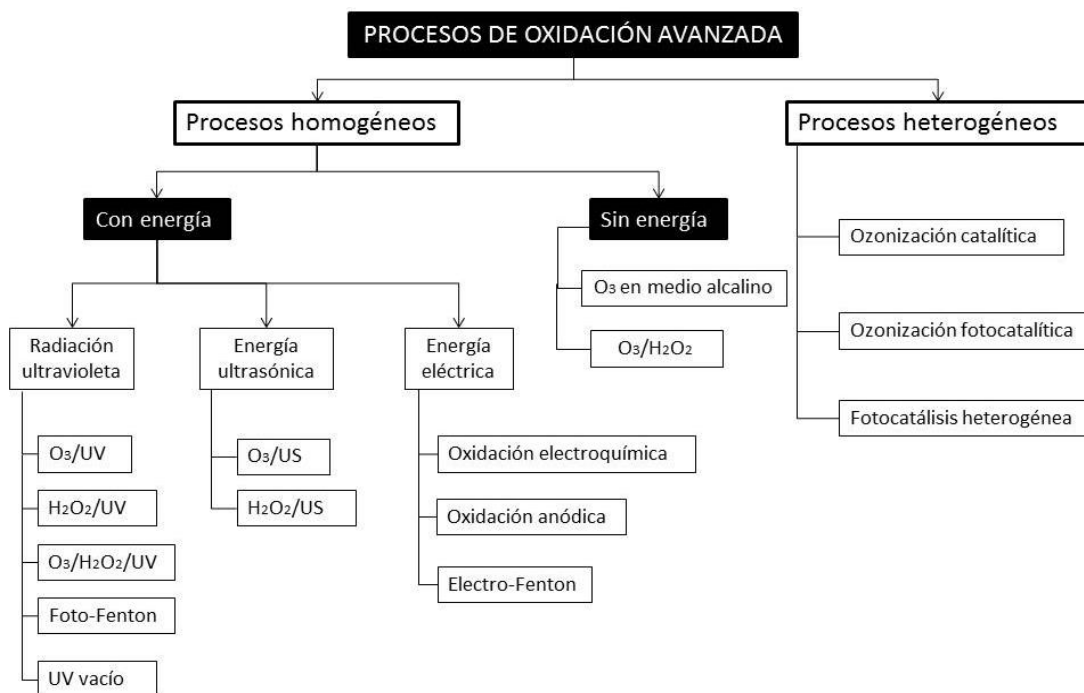


Figura 1.8 Esquema de los procesos de oxidación avanzada (POA)

La ozonación es un proceso homogéneo eficaz para eliminar el color del AR, rompe los enlaces insaturados, cromóforos de colorantes y otros compuestos, reduciendo así el color (Sivagami *et al.*, 2017). Es un método versátil y amigable con el ambiente, fuerte oxidante, reacciona rápidamente, de tal manera que destruye microorganismos, de esta forma logra oxidar contaminantes orgánicos por dos vías: oxidación directa por las moléculas de O_3 y oxidación indirecta por la formación de radicales intermediarios como el radical OH^\bullet es un poderoso agente oxidante nanoselectivo (Bernal *et al.*, 2013; García *et al.*, 2013). La descomposición del O_3 se facilita mediante la combinación con oxidantes como el H_2O_2 , en presencia de radiación UV y con la adición de un catalizador (Rivas *et al.*, 2012).

El O_3 es capaz de oxidar compuestos orgánicos (Basiri & Hagh, 2012), de bajo peso molecular. Normalmente, no se llega a una mineralización hasta CO_2 y H_2O pero conduce a la formación de productos de oxidación parcial como; ácidos orgánicos, aldehídos y cetonas. Los compuestos con grupos funcionales como anillos aromáticos y enlaces $C=C$ son atacados por O_3 produciendo compuestos carbonilos $C=O$ por lo cual se producen subproductos (Basiri & Hagh, 2012). El O_3 es aplicado directamente en su estado gaseoso por lo tanto no aumenta el volumen del AR (Arslan *et al.*, 2014). Una de las desventajas que presenta utilizar O_3 es el costo de generación de O_3 (Pérez & Camacho, 2011).

El H_2O_2 exhibe propiedades tanto del oxidante como reductor, tiene algunas ventajas, alta selectividad de oxidación de impurezas de AR, incluyendo la capacidad de utilizarlo en un amplio rango de temperatura y pH, no causa contaminación secundaria por productos de descomposición (Simonenko *et al.*, 2015). Si se añade H_2O_2 a un sistema que contiene un sustrato orgánico en un medio ácido, se producirán algunas reacciones redox complejas, el radical OH^\bullet ataca el sustrato orgánico como molécula insaturada (Popiel *et al.*, 2008).

La radiación ultravioleta (UV) es un proceso fotoquímico en el que los componentes químicos se descomponen casi instantáneamente en inocuos. Las sustancias orgánicas son más sensibles a la luz que las inorgánicas, por lo tanto se someten a degradación por absorción directa de fotones de radiación UV (Simonenko *et al.*, 2015). La radiación UV es una técnica para la desinfección en el TAR. Se utiliza para dañar la estructura genética de bacterias, virus y otros contaminantes orgánicos. Algunas desventajas son la necesidad de mantenimiento y reemplazo de la lámpara (Pérez & Camacho, 2011).

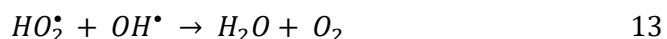
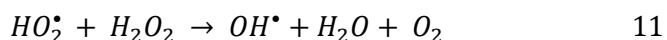
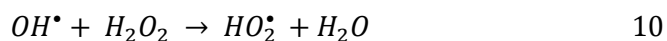
Se ha probado la eficacia de POA en la destrucción de contaminantes como hidrocarburos halogenados, compuestos aromáticos, compuestos orgánicos volátiles, detergentes, tintas, pesticidas, residuos farmacéuticos (Ganiyu *et al.*, 2015), así como en contaminantes inorgánicos (Sanz *et al.*, 2013). El método se ha aplicado a la potabilización de agua, en el TAR contaminada, desinfección, decoloración de agua de la industria del papel, degradación de hidrocarburos alifáticos clorados (García *et al.*, 2013; Ormad *et al.*, 2009), desinfección de efluentes (Gerrity *et al.*, 2009). Así mismo pueden ser una alternativa para la eliminación del colorante IC (Guaraldo *et al.*, 2013).

1.6.1 Combinación de POA ($\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$)

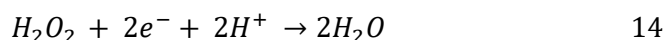
Se han desarrollado tecnologías de tratamiento para eliminar la contaminación del agua asociada a sustancias orgánicas tóxicas de desechos textiles. Entre ellos los POA y sus procesos combinados son las tecnologías más importantes debido a la degradación de materiales orgánicos refractarios y peligrosos (Hong *et al.*, 2016; Moreira *et al.*, 2016). Además la combinación de POA, como ozonización, radiación UV y/o peroxidación han mostrado ser efectivos en el TAR (García *et al.*, 2013). Este tipo de métodos podría considerarse sólo una forma costosa de generar H_2O_2 y luego radicales OH^\bullet . En realidad, se trata de una combinación de $\text{UV}/\text{H}_2\text{O}_2$ y $\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$, de acuerdo al mecanismo ocurrido, pero la

ventaja es que el O₃ posee una absorptividad molar mayor que el H₂O₂ y puede usarse, por consiguiente, para tratar aguas con alto fondo de absorción de UV. La eficiencia es superior a la de O₃ o UV directa. Como ya se mencionó anteriormente se conoce que los POA tienen la capacidad de mineralizar un gran rango de compuestos orgánicos. Estos procesos involucran la generación de especies radicales, predominando el radical OH[•].

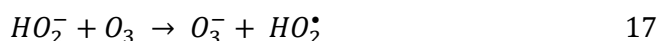
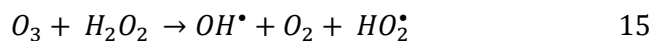
Los radicales OH[•] se generan *in situ* por la aplicación directa o por la combinación de agentes oxidantes como el O₃, H₂O₂, radiación UV, sales férrico/ferrosas, entre otras. Entre la gran variedad de tecnologías disponibles las más comunes son la combinación UV/H₂O₂ se muestra la combinación de radiación en la ecuación (9) (Sanz *et al.*, 2013). Sin embargo en la combinación de POA, UV/H₂O₂ en exceso de H₂O₂ y con altas concentraciones de radicales OH[•], tienen lugar reacciones competitivas que producen un efecto inhibitorio para la degradación. Los radicales OH[•] son susceptibles de recombinarse o reaccionar de acuerdo con las siguientes reacciones:



Las reacciones (10) y (13) consumen radicales OH[•] y disminuyen la probabilidad de oxidación. Se debe determinar en cada caso la cantidad óptima de H₂O₂, para evitar un exceso que podría retardar la degradación (Domènech *et al.*, 2001). Por otro lado la combinación de O₃/H₂O₂ tiene como principales reacciones seguidas de la reacción (6) y (11).

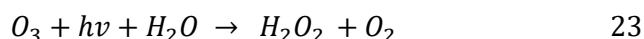


El H₂O₂ puede iniciar la descomposición de O₃ por transferencia de electrones. La reacción genera radicales OH[•] consumiendo H₂O₂ y O₃, ecuación (15), a través de un mecanismo en cadena mostrado en las ecuaciones (6) y (16) a (22):





Para la combinación de O₃/UV, la irradiación del O₃ en agua produce la reacción (8), el H₂O₂ generado se fotoliza a su vez (9) generando radicales OH[•] y reaccionan con el exceso de O₃, generando también radicales (15).



La eficiencia es superior a la de O₃ o UV directa; sin embargo, se requiere de equipamiento adicional para la destrucción de O₃ remanente, así como el peligro del escape a la atmósfera de COVs causado por el burbujeo del reactivo, El proceso es caro pero rápido puede tratar contaminantes a pH entre 7 y 8; la relación molar óptima O₃/H₂O₂ es 2:1 (Domènech *et al.*, 2001). Por otro lado en la combinación O₃/H₂O₂ es posible que la tasa de reducción del carbón orgánico total (COT) aumenta con el aumento de la tasa de suministro de oxidantes (Takeuchi & Mizoguchi, 2017).

Los métodos de oxidación química utilizan agentes oxidantes como O₃ y H₂O₂, formando radicales OH[•] fuertes no selectivos a valores de pH altos. Estos radicales debido a este alto potencial de oxidación pueden romper efectivamente los dobles enlaces conjugados de grupos cromóforos, así como otros grupos funcionales como los anillos aromáticos de colorantes. Disminuye la formación posterior de moléculas no cromóforos así como el color de los efluentes (Holkar *et al.*, 2016).

Los POA actualmente se encuentran en constante cambio a medida que se avanza científica y tecnológicamente en el tema, la aplicación simultanea de dos o más POA es un paso en la dirección correcta para aumentar la capacidad oxidativa del proceso debido al aumento de la producción de especies oxidativas (Dewil *et al.*, 2017). En la Tabla 1-3 se presentan datos de diferentes trabajos considerando los procesos empleados, el tipo de contaminante las características del sistema y la concentración del contaminante empleado para la realización de los trabajos reportados.

Tabla 1-3 Resumen de trabajos reportados, del tratamiento por EC y/o el uso de POA

Tipo de contaminante	Resultados	Volumen (mL)	Colorante [mg/L]	Proceso empleado	O ₃ [mg/L]	H ₂ O ₂ [mg/L]	Autores
Índigo Carmín	El pH óptimo esta entre 3.5 - 5.5	2500	2x10 ⁻⁵ M	UV/H ₂ O ₂	-----	0.5 mol/L	(Aleboyeh <i>et al.</i> , 2005)
Textil	Se ajustó a un pH de 10, se removió un 91% de color, mientras que la DQO se redujo en un 33 %	1000	-----	O ₃	1400	-----	(Meric <i>et al.</i> , 2005)
Textil	Se redujo la toxicidad a un 60 %, y en un 50% la DQO inicial	-----	-----	O ₃ /H ₂ O ₂	105	600	(Selcuk & Meric, 2006)
Textil	Se eliminó el 55 % de DQO inicial (985 mg/L) a los 120 min.	1000	500	O ₃	500-900 mg/h	-----	(Arslan, 2007)
Textil	Se removió un 50% el valor de DQO, 80 % de turbiedad y 95 % de color, con una DC de 40 mA/cm ²	2000	-----	EC/ Nanofiltración	-----	-----	(Aouni <i>et al.</i> , 2009)
Índigo Carmín	Se utilizó una DC de 10.91=A/m ² , removió un 99% una concentración de 40 mg/L y un tiempo de 180 min	1000	25-100	EC	-----	-----	(Sebastian <i>et al.</i> , 2011)
Tartrazina	Se removió un 95.5 % del valor de DQO y 99.4 % de color con una DC de 43.23 A/m ²	2000	100	EC	-----	-----	(Arango, 2011)
Azul de metileno	Se redujo a 64,96 % la decoloración.	2000	5 - 20	O ₃	120 L/h	-----	(Turhan <i>et al.</i> , 2012)
Textil	Removió el 92% de color a partir de una DC=6mA/cm ²	1000	35-175	EC/UV	-----	-----	(Riera & Gutiérrez, 2012)
Textil	La O ₃ redujo la turbiedad un 34%, al integrar el proceso con la EC se redujo la turbiedad en un 92%	2500	-----	EC/O ₃	5200 mg/h	-----	(García <i>et al.</i> , 2013)
Índigo Carmín	Redujo un 97% de decoloración	1000	50	Oxidación Ti/TiO ₂ /UV	-----	-----	(Guaraldo <i>et al.</i> , 2013)
Índigo Carmín	Se llevó a cabo la decoloración de IC en un 100% a los 35 minutos, utilizando electrodos de grafito.	1000	100	EC-Fenton	-----	1 mol/L	(Stergiopoulos <i>et al.</i> , 2014)
Azul reactivo 181	Se obtuvo una eficiencia del 99% en la decoloración del colorante	325	100	UV/H ₂ O ₂	-----	500	(Basturk & Karatas, 2015)
Índigo Carmín	Se removió un 96% el color. Se removió 39% de DQO por EC y 26% por O ₃ /UV	2000	100	EC/O ₃ /UV	500 – 680 L/h	-----	(Santiago, 2016)
Índigo Carmín	Se degrado el colorante en un 80 %	200	40	Fotocatálisis Heterogénea	-----	-----	(Hernández <i>et al.</i> , 2016)
Efluentes industriales	Se eliminó el color y DQO en un 100%, en un tiempo de 240 minutos	2500	-----	O ₃ /EC	2000 mg/h	-----	(Abdul <i>et al.</i> , 2016)

2. METODOLOGÍA EXPERIMENTAL

En este apartado se describe el desarrollo experimental empleado para la remoción y degradación del colorante IC, presente en solución acuosa con concentración inicial de 100, 200 y 300 mg/L de colorante, así mismo se realizó el tratamiento a una muestra de Agua Residual Textil (ART) proveniente de una lavandería del municipio de Mexicaltzingo, Estado de México, empleando la técnica de EC y fotocátalisis homogénea $O_3/H_2O_2/UV$. En la Figura 2.1 se muestra el diagrama utilizado para el desarrollo de la combinación del tren de tratamiento por EC – $O_3/H_2O_2/UV$.

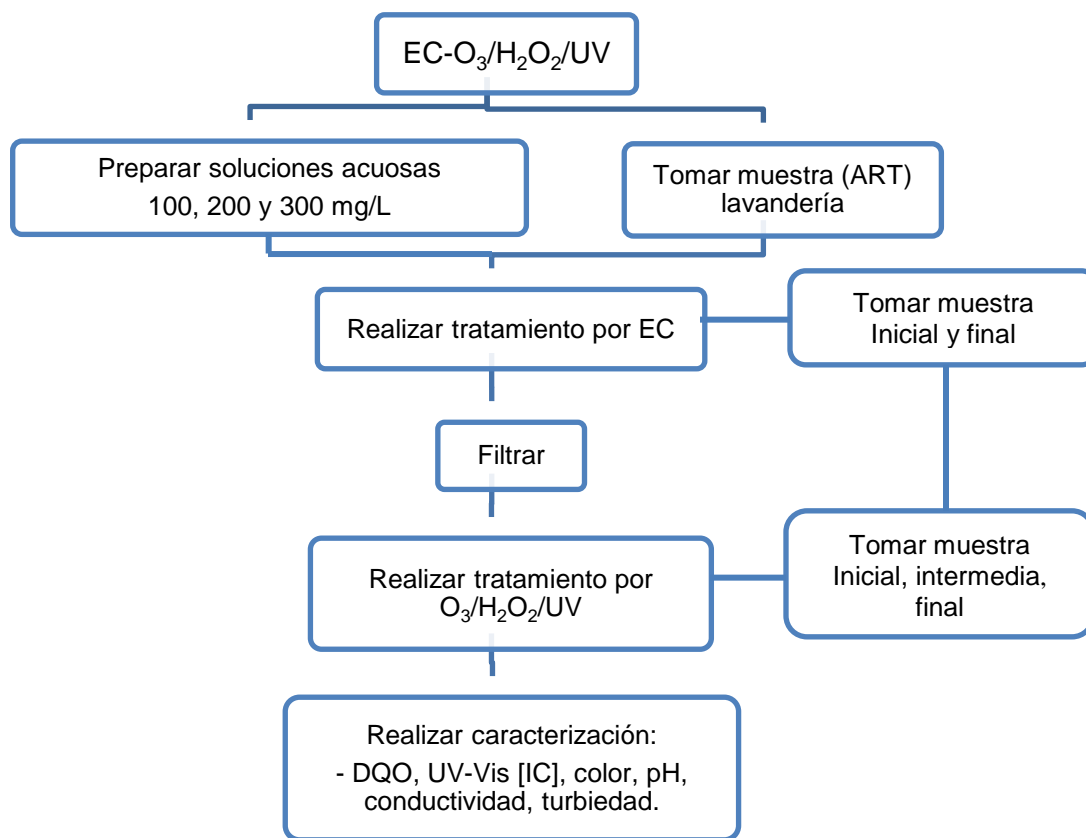


Figura 2.1 Proceso del tren de tratamiento EC – $O_3/H_2O_2/UV$

En la Figura 2.2, se muestra el desarrollo experimental del tratamiento por EC para la remoción del colorante IC, presente en solución acuosa. Se llevó a cabo para determinar el tiempo y densidad de corriente óptima, para cada concentración propuesta, esto consistió en tomar muestras de 15 mL durante la EC a diferentes tiempos durante 1 hora, los cuales fueron 0, 20, 40 y 60 minutos y se realizó la caracterización de las muestras durante el tratamiento de EC.

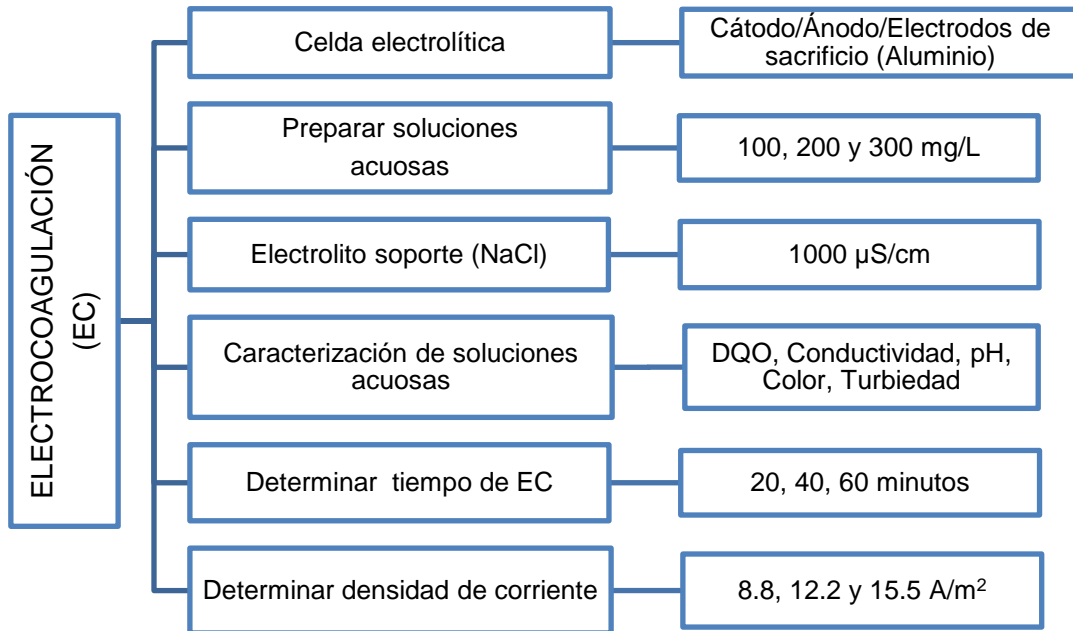


Figura 2.2 Desarrollo experimental del tratamiento por EC

En la Figura 2.3 se muestra el desarrollo experimental empleado para el tratamiento de degradación de colorante IC presente en solución acuosa, mediante $\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$. Se realizaron las combinaciones correspondientes para el desarrollo del diseño experimental 2^2 utilizando como variables al O_3 y H_2O_2 en dos niveles (bajo y alto) con la finalidad de obtener las condiciones óptimas de O_3 (0.3 – 0.4 ft^3/min) y H_2O_2 (3.6 – 15 mmol/L) para cada concentración inicial de colorante IC.

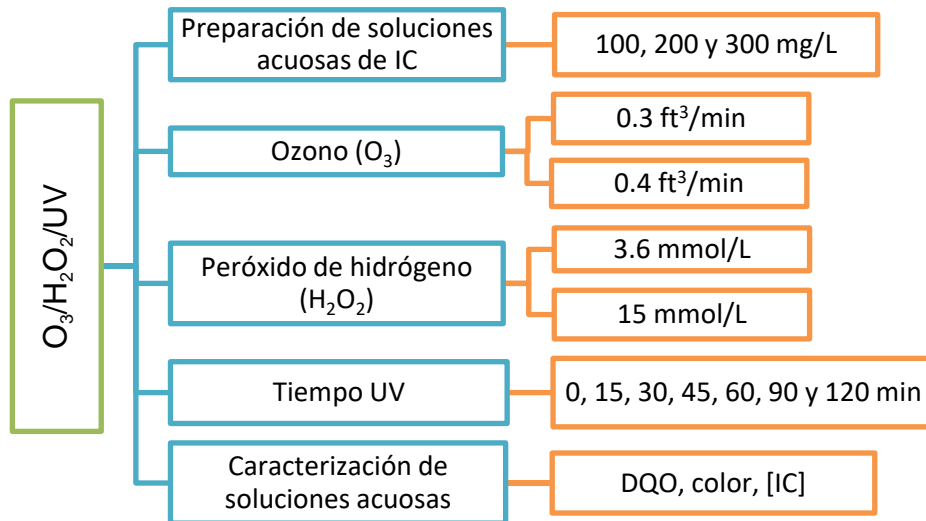


Figura 2.3 Desarrollo experimental del tratamiento por $\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$

2.1 Reactivos y materiales

Los reactivos utilizados para el desarrollo de este proyecto fueron los siguientes: colorante índigo carmín con fórmula molecular ($C_{16}H_8N_2Na_2O_8S_2$) grado reactivo (Meyer), cloruro de sodio (NaCl) al 99.5 % de pureza, grado reactivo (Sigma Aldrich), hidróxido de sodio (NaOH) al 97 % de pureza, grado reactivo (Sigma Aldrich), peróxido de hidrógeno (H_2O_2) al 30 % de pureza (J.T. Baker), metavanadato de amonio (NH_4VO_3) grado reactivo (Fermont), ácido sulfúrico (H_2SO_4) al 97.9 % de pureza (J.T. Baker) y agua desionizada (agua tipo 1, conductividad $0.06 \mu S/cm$, Sartorius, deionizer, modelo Arium 611 UF, Germany). Los experimentos se realizaron bajo condiciones ambientales $20 \pm 2^\circ C$. El material y equipos utilizados se describen en la Tabla 2-1.

Tabla 2-1 Equipo y material empleado para el tratamiento por EC y POA

Proceso	Equipo y material
EC - POA	Parrilla Thermolyne Cimarec®3
EC	Electrodos de aluminio
EC	Celda electrolítica
EC	Fuente de poder (Tektronix PWS2326)
EC	Centrifuga UNIVERSAL 320 R, Hettich, ZENTRIFUGEN
EC	Espectrofotómetro Thermo Spectronic Genesy 10 UV
EC	Turbidímetro Thermo Scientific, (Orion AQ4500)
EC - POA	Digestor HACH (DRB200)
EC - POA	Colorímetro HACH (DR/890 Colorimeter)
EC - POA	pH metro Denver Instrument, modelo 250
EC	Celda de conductividad (BO42504 005)
POA	Reactor de fotocatalisis homogénea
POA	Lámpara UV (Sunbay, UV Ballast)
POA	Ozonizador (PROZONE, Ozone Water Purification Systems)
POA	Thermo SCIENTIFIC, Evolution Array, UV-Visible Spectrophotometer

2.1.1 Celda electrolítica

La celda que se utilizó para la realización de los experimentos tiene una capacidad de 3 L, los electrodos utilizados como cátodos, ánodos y electrodos de sacrificio fueron de aluminio con una distancia de separación entre cada uno de ellos de 8 mm. Con un arreglo bipolar ánodo – 2 electrodos de sacrificio – cátodo. En la Figura 2.4 se muestran las dimensiones de los electrodos empleados para el desarrollo del tratamiento por EC.

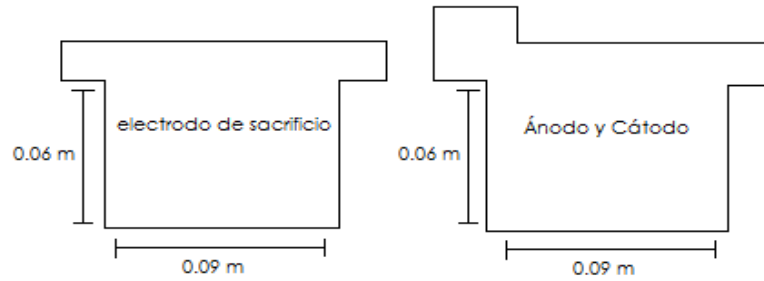


Figura 2.4 Dimensiones del ánodo, cátodo y electrodos de sacrificio

2.1.2 Reactor de fotocátalisis homogénea ($O_3/H_2O_2/UV$)

El reactor que se utilizó tiene una capacidad de 3 L, cuenta con las siguientes dimensiones; una altura de 0.76 metros y un diámetro de 0.08 metros. En la Figura 2.5 se muestran las características del reactor empleado para el desarrollo del tratamiento por $O_3/H_2O_2/UV$. Se acopló una lámpara UV en la parte superior y se suministró O_3 a partir de un difusor por la parte inferior, con un flujo de 0.3 - 0.4 Standard Cubic Feet per Minute (SCFM \approx ft³/min), la muestra fue mezclada con la ayuda del burbujeo proporcionado por el difusor.

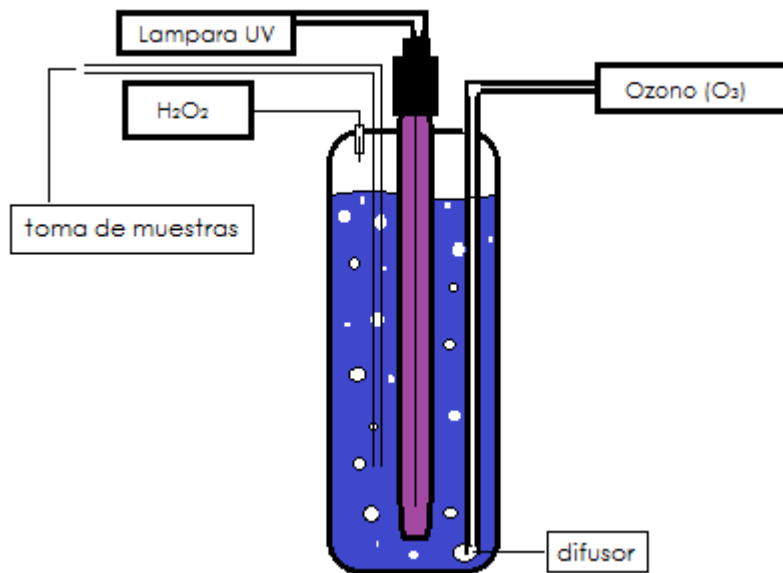


Figura 2.5 Reactor de fotocátalisis homogénea ($O_3/H_2O_2/UV$)

2.2 Preparación de soluciones acuosas de IC

Se prepararon soluciones acuosas de colorante IC con concentraciones iniciales de 100, 200 y 300 mg/L. Se pesó la cantidad correspondiente para cada concentración se diluyó con agua desionizada, posteriormente se realizó una agitación mecánica a 300 rpm durante 10 minutos.

2.3 Caracterización de las soluciones (parámetros de respuesta)

Durante el tratamiento de EC y O₃/H₂O₂/UV. Se realizó la cuantificación del colorante IC de los parámetros de respuesta mediante la determinación de DQO, color, pH, conductividad y turbiedad.

2.3.1 Determinación de la concentración del colorante IC

Para la determinación de la concentración del colorante IC fue necesario centrifugar las muestras a 3500 rpm por 10 min, posteriormente se decantó el sobrenadante. Se realizaron diluciones de las muestras y finalmente se obtuvo la absorbancia correspondiente. Se identificaron los puntos máximos de absorbancia a 251, 287 y 612 nm, consistió en realizar barridos a una longitud de onda de 200 a 700 nm, obteniendo las bandas de absorción del colorante, mediante espectrofotometría UV-Vis. El porcentaje de remoción se calculó usando la siguiente ecuación:

$$\% \text{ de remoción de [IC]} = \frac{(Abs_i - Abs_t)}{Abs_i} \times 100$$

2.3.2 Determinación de pH y conductividad

El pH se determinó de acuerdo a la norma NMX-AA-008-SCFI-2016, que establece el método de prueba para determinar el pH en aguas naturales, salinas, residuales y residuales tratadas (SE, 2016) con un pH-metro y la conductividad eléctrica a partir de la NMX-AA-093-SCFI-2000, que establece el método de prueba para la determinación de la conductividad electrolítica en agua y es aplicable para agua potable, natural, tratada, residual, salina y residual tratada (SECOFI, 2000) con un electrodo de vidrio y una celda de conductividad, las mediciones se realizaron a una temperatura ambiente de 20 ± 2°C. Se determinó pH y conductividad inicial posteriormente se ajustó a una conductividad ≈ 1000 μS/cm utilizando una solución acuosa de NaCl 3 M.

2.3.3 Determinación de color

El color se determinó de acuerdo a la norma NMX-AA-045-SCFI-2001, que establece el método para la determinación de color aparente y/o verdadero, en aguas naturales, residuales y residuales tratadas con tonos amarillos (SE, 2001b), empleando un colorímetro la medición consistió en centrifugar las muestras (tratamiento por EC), también se realizaron

mediciones de forma directa (tratamiento por $O_3/H_2O_2/UV$), en algunos casos también fue necesario realizar una dilución previa de la muestra. El cálculo correspondiente para determinar las unidades de color es el siguiente:

$$\text{Unidades de color Pt - Co} = (A \times FD)$$

Donde: A = color estimado de la muestra, FD = factor de dilución.

El porcentaje de remoción de color se calculó usando la siguiente ecuación:

$$\% \text{ de remoción de color} = \frac{(\text{Unidades de color Pt - Co}_i - \text{Unidades de color Pt - Co}_t)}{\text{Unidades de color Pt - Co}_i} \times 100$$

2.3.4 Determinación de turbiedad

La turbiedad se determinó de acuerdo a la norma NMX-AA-038-SCFI-2001, que establece el procedimiento para la determinación en campo y en el laboratorio de la turbiedad en muestras de agua residual, residual tratada y natural, en un intervalo de trabajo de 0,01 a 40 Unidades Nefelométricas de Turbiedad (UNT) (SE, 2001a), para la medición se empleó un turbidímetro, las muestras se filtraron para eliminar los sólidos suspendidos que pudieron interferir en la lectura, se realizó la medición de cada muestra del tratamiento por EC.

2.3.5 Determinación de la demanda química de oxígeno (DQO)

Se estimó la cantidad de materia orgánica e inorgánica susceptible a ser oxidada en la muestra se empleó la determinación de DQO de acuerdo a la norma NMX-AA-030/2-SCFI-2011, usando el método de tubo sellado para la determinación de (DQO-TS). La prueba es empírica y aplicable a cualquier muestra acuosa, que incluye todo tipo de AR y desecho industrial (SE, 2011). Se utilizó un digestor se realizó la cuantificación mediante titulación, por duplicado. El porcentaje de remoción se calculó con la ecuación:

$$\% \text{ de remoción de DQO} = \frac{(DQO_i - DQO_t)}{DQO_i} \times 100$$

2.3.6 Determinación de H_2O_2 residual

Se realizó la medición de H_2O_2 residual siguiendo el método espectrofotométrico (peroxovanadio), utilizando un espectrofotómetro UV-Vis, con una celda de cuarzo de 1 cm, a una longitud de onda de 450 nm. A través de este método se cuantificó el consumo de

H₂O₂ mediante la medición de la concentración de H₂O₂ residual, se adicionó un exceso de NH₄VO₃ para reaccionar todo el H₂O₂ a un máximo de absorbancia. Consistió en colocar una alícuota de 7.9 mL de agua, una alícuota de 1 mL de la muestra de interés en este caso una concentración conocida de H₂O₂ (15, 30, 60, 90, 120 y 150 mg/L) o una muestra con la presencia de H₂O₂ durante el tratamiento de fotocátalisis y posteriormente una alícuota de 1.1 mL de una solución de NH₄VO₃ (Brandhuber & Korshin, 2009; Penru *et al.*, 2012).

2.4 Tratamiento por EC

Se realizaron estudios preliminares del tratamiento por EC con diferente DC para establecer el valor óptimo de DC, considerando la concentración inicial del colorante IC. Para 100 mg/L se empleó una DC de 6.1, 8.8 y 14.6 A/m²; para 200 mg/L se utilizaron DC de 12.2, 14.6 y 17.5 A/m² y para 300 mg/L se utilizaron DC de 15.5 y 17.5 A/m². Las dimensiones de la placas de aluminio (0.09 m x 0.06 m). El área total de aluminio activo fue de A = 0.0342 m². Los electrodos se conectaron a una fuente de poder, que suministró corriente directa a la solución acuosa entre (0.4 – 0.6 A). El tratamiento se realizó bajo agitación constante.

2.5 Tratamiento por O₃/H₂O₂/UV

Se realizó el tratamiento mediante POA, en este caso se utilizó la combinación O₃/H₂O₂/UV, se utilizó un diseño factorial 2² por lo cual se propusieron dos concentraciones, para el O₃ se empleó un flujo de 0.3 y 0.4 ft³/min para un volumen de 2.7 L de solución acuosa y para el H₂O₂ se utilizó una concentración de 3.6 y 15 milimol/litro (mmol/L). El tratamiento consistió en colocar la solución acuosa de colorante IC en el reactor de fotocátalisis, para las concentraciones de 100, 200 y 300 mg/L (previamente se ajustó la conductividad eléctrica ≈1000 μS/cm con NaCl 3 M y el pH entre 8 y 9 con NaOH 1 M), posteriormente se encendió la lámpara de radiación UV, se puso en uso el generador de O₃ ajustando el flujo correspondiente, inmediatamente se adicionó la cantidad de H₂O₂, se tomaron muestras de 20 mL aproximadamente durante los tiempos de 0, 15, 30, 45, 60, 90 y 120 minutos.

2.5.1 Diseño factorial 2²

El desarrollo de este diseño consistió en establecer las combinaciones posibles entre las variables. Se empleó un diseño factorial 2² de dos niveles (bajo y alto), donde B: concentración baja de O₃ y H₂O₂ (0.3 ft³/min y 3.6 mmol/L) y A: concentración alta de O₃ y

H₂O₂ (0.4 ft³/min y 15mmol/L). Se identificaron de la siguiente manera (BB, AB, BA, AA), como se muestra en la Tabla 2-2 que corresponden a las concentraciones (0.3 – 3.6), (0.4 – 3.6), (0.3 – 15) y (0.4 – 15) de O₃ y H₂O₂ respectivamente. Con el objetivo de evaluar la dependencia de las variables manipuladas las cuales fueron la concentración de H₂O₂ y el flujo de O₃ y determinar los parámetros óptimos para cada una de las concentraciones de colorante IC para el tratamiento por O₃/H₂O₂/UV. La radiación UV y el tiempo de tratamiento permanecieron constantes.

Tabla 2-2 Combinaciones empleadas para el diseño factorial 2²

Combinación	Concentración
BB	(0.3 – 3.6)
BA	(0.3 – 15)
AB	(0.4 – 3.6)
AA	(0.4 – 15)

Para el análisis de los resultados se utilizó el software estadístico (Portable Statgraphics Centurion) para determinar la importancia del H₂O₂ con el O₃ y sus posibles interacciones con los parámetros de respuesta (DQO, color y [IC]), evaluando la concentración final de estos en un tiempo de 120 minutos. Se realizaron 4 combinaciones para cada concentración de 100, 200 y 300 mg/L de colorante IC como se muestra en la Tabla 2-3, cada experimento se realizó por duplicado.

Tabla 2-3 Diseño experimental 2² para el POA (O₃/H₂O₂/UV)

Concentración (mg/L)	Block	O ₃ (ft ³ /min)	H ₂ O ₂ (mmol/L)
100	1	0.4	3.6
	1	0.4	15
200	1	0.3	3.6
	1	0.3	15
300	2	0.4	3.6
	2	0.4	15
	2	0.3	3.6
	2	0.3	15

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Electrocoagulación (EC)

Se realizó el tratamiento por EC de las soluciones acuosas preparadas en el laboratorio como se describe en el apartado 2.2; se utilizó la celda electrolítica descrita en el apartado 2.1.1, previamente al tratamiento se realizó la caracterización de cada solución acuosa, los resultados se muestran en la Tabla 3-1, se midieron los siguientes parámetros (conductividad, pH, turbiedad, color y DQO), se observó que la variación entre los parámetros depende del aumento de la concentración de IC.

Tabla 3-1 Características iniciales de las soluciones de IC de 100, 200 y 300 mg/L

Concentración IC (mg/L)	Conductividad ($\mu\text{S/cm}$)	pH	Turbiedad (UNT)	Color (Pt/Co)	DQO (mg/L)
100	10.02 ± 0.6	7.24 ± 0.4	ND	980 ± 84.9	93 ± 0.9
200	17.59 ± 0.3	6.53 ± 0.05	9.85 ± 10.8	2270 ± 509	229 ± 11
300	26.33 ± 0.5	7.27 ± 0.3	101 ± 31	2650 ± 141	291 ± 1.5

Se realizó la medición del colorante IC, mediante UV-Vis de las concentraciones 3, 6, 12, 18, 24 y 30 mg/L para verificar los puntos máximos de absorbancia, coincidieron con los reportados por Paz *et al.* (2017) a una longitud de onda (λ) de 251, 287 y 612 nm. En la Figura 3.1 se muestran los espectros de absorción obtenidos por UV-Vis de las soluciones acuosas con concentraciones de 3, 6, 12, 18, 24 y 30 mg/L del colorante IC, en una región de 200 a 800 nm, se observó una disminución de las principales bandas de absorción al disminuir la concentración del colorante.

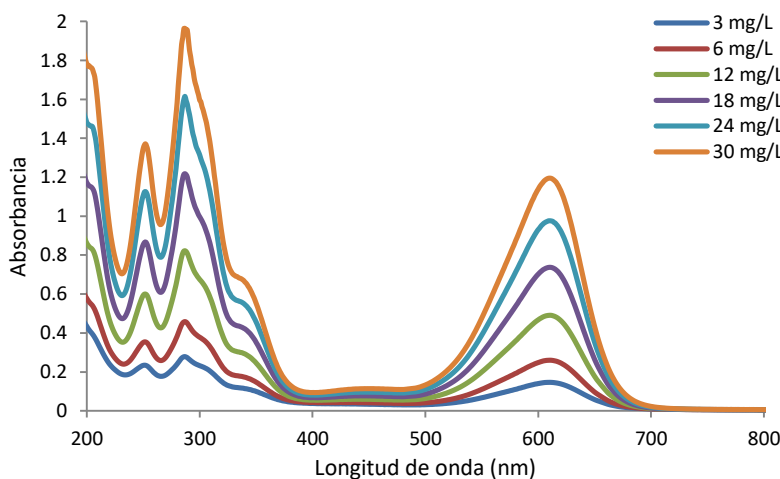


Figura 3.1 Espectros UV-Vis del colorante IC a una λ de 200 a 800 nm

Se realizó una curva de calibración y se consideró una λ de 612 nm, por ser la banda característica del IC. A partir de estos resultados se obtuvo la concentración del colorante IC en solución acuosa, como se muestra en la Figura 3.2. y 3.3.

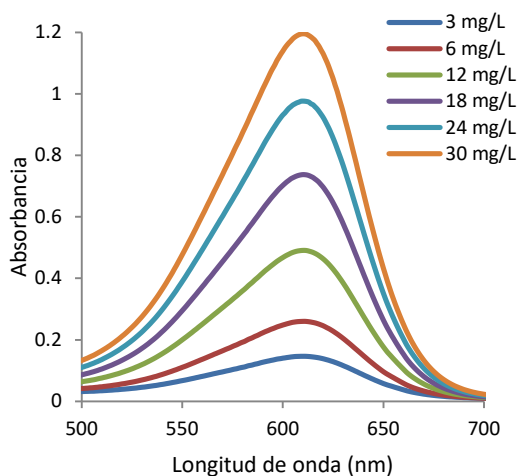


Figura 3.2 Espectros de absorción del colorante IC en la región de 500 a 700 nm

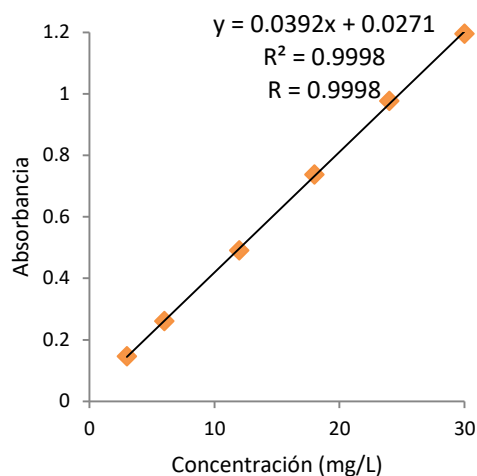


Figura 3.3 Curva de calibración del colorante IC para la banda de absorción a 612 nm

De acuerdo a las condiciones iniciales de las soluciones acuosas, fue necesario agregar un soporte electrolítico en este caso se utilizó una solución de NaCl 3 M para aumentar la conductividad electrolítica de las soluciones acuosas del colorante IC hasta 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ aproximadamente, ya que la presencia de NaCl como medio conductor acelera la velocidad inicial de remoción del IC según estudios realizados por Palma *et al.* (2013).

3.1.1 Determinación de aluminio disuelto

Se determinó la cantidad de aluminio disuelto durante el proceso de tratamiento de EC, de manera teórica para cada una de las concentraciones 100, 200 y 300 mg/L de colorante IC. Se utilizó la ley de Faraday para calcular la cantidad máxima de Al^{+3} producido en el proceso de EC, considerando las condiciones experimentales de intensidad de corriente 0.4 - 0.6 A, un tiempo de 60 minutos de EC, el valor de la constante de Faraday, la carga del catión ($z = +3$), el volumen de la celda utilizada (2 L). Los resultados que se obtuvieron se muestran en la Tabla 3-2. Se observó una dependencia de la DC utilizada en la concentración de Al^{+3} producido, esto se debe principalmente que al aumentar la DC hay un mayor desprendimiento de aluminio, principalmente por parte de los electrodos (ánodo), en donde se lleva a cabo la oxidación del aluminio. Por lo cual se observó una cantidad máxima de aluminio con una DC de 15.5 A/m^2 .

Tabla 3-2 Aluminio disuelto

Concentración inicial [IC] (mg/L)	Densidad de corriente (A/m ²)	Cantidad máxima de Al ⁺³ formado en el proceso electroquímico (g)	Concentración [M] de Al en la muestra tratada (mol/L)
100	8.8	0.1577	2.92x10 ⁻³
200	12.2	0.2181	4.04x10 ⁻³
300	15.5	0.2785	5.16x10 ⁻³

Mores *et al.* (2016), realizaron un estudio en donde el Al(OH)₃ formado en el proceso es el responsable del aumento de pH y la neutralización de cargas electrostáticas de las partículas dispersas, reduciendo la repulsión entre ellas y favoreciendo las atracciones de Van der Waals, de esta manera se facilitó la aglomeración y separación de partículas en la solución. Por otro lado Can *et al.* (2003), afirman que el Al(OH)₃ es la especie predominante en un rango de pH de 4 – 12, ayudando a la formación de flóculos beneficiando la remoción del colorante. Coincidiendo con los resultados obtenidos durante el proceso de EC el pH sufrió cambios al aumentar de 6 a 10, lo cual propicio a una de las posibles causas de la formación de Al(OH)₃, por la disolución de los electrodos de aluminio utilizados.

3.1.2 Efecto de la densidad de corriente (DC)

Se realizó el tratamiento de EC durante 60 minutos, de acuerdo a estudios realizados con el colorante IC por Santiago (2016), obtuvo resultados hasta tiempos de 120 minutos en donde el % de remoción entre 60 y 120 minutos de tratamiento se diferenció tan solo con un 10% de remoción. Por otro lado estudios reportados por Aouni *et al.* (2009), mostraron que la eficiencia de eliminación permaneció constante después de 60 minutos de EC, sugiriendo como tiempo óptimo 60 minutos para el tratamiento de efluentes textiles. Se utilizó una agitación constante de 300 rpm.

La EC se llevó a cabo con diferente DC de 6.1, 8.8 y 14.6 A/m² para una concentración de 100 mg/L de IC. Los resultados que se obtuvieron se muestran en la Tabla 3-3, se observó un comportamiento decreciente en la concentración de IC, color y DQO para las tres DC utilizadas, sin embargo la estabilidad de los lodos fue dependiente de la formación de flocs siendo este el factor que determino la DC óptima, para este caso la DC de 8.8 A/m², fue la que mostro los mejores resultados para su mejor remoción, al sedimentar más rápido, en comparación con las otras densidades de corriente.

Tabla 3-3 Resultados del tratamiento por EC para 100 mg/L

DC (A/m ²)	Tiempo (min)	[IC] (mg/L)	Color (Pt/Co)	DQO (mg/L)
6.1	0	99.0	640	99.1
	20	29.9	238	39.1
	40	21.7	166	23.5
	60	18.3	161	13.0
8.8	0	105.5	980	93.2
	20	47.1	485	41.1
	40	26.7	340	20.6
	60	19.2	250	16.7
14.6	0	78.4	820	93.9
	20	30.6	362	57.4
	40	16.9	176	26.1
	60	12.7	154	18.3

En la Tabla 3-4 se muestran los resultados del % de remoción de [IC], color y DQO. No presentó diferencia significativa en el % de remoción de [IC] en un tiempo de 60 minutos, para el color mostró una remoción del 81 % con una DC de 14.6 A/m², atribuyéndose principalmente a una mayor remoción del colorante por el aumento de Al(OH)₃ al desestabilizar el colorante y con ello haciendo flocs mas grandes sin embargo la remoción de DQO fue inferior, debido a este exceso de hidróxido formado el cual contribuyo a una masa mayor disminuyendo así la remoción de DQO. A pesar de obtener remociones superiores con una DC de 6.1 A/m² no se consideró debido a la estabilidad del floc formado, ya que requirió mayor tiempo de sedimentación. Por lo cual se propuso como DC óptima 8.8 A/m².

Tabla 3-4 Resultados del porcentaje de remoción de [IC], color y DQO

Concentración (mg/L)	DC A/m ²	Tiempo (min)	% remoción		
			[IC]	color	DQO
100	6.1	20	69.8	62.8	60.5
		40	78.1	74.1	76.3
		60	81.6	74.8	86.8
	8.8	20	55.3	50.5	55.9
		40	74.7	65.3	77.9
		60	81.8	74.5	82.1
	14.6	20	61.0	55.9	38.9
		40	78.5	78.5	72.2
		60	83.8	81.2	80.6

En la Figura 3.4 se observa gráficamente el efecto de la DC en el tratamiento de EC, sobre el % de remoción de [IC], color y DQO en los tres casos se obtuvo una remoción superior al 50% dentro de los 20 minutos de tratamiento.

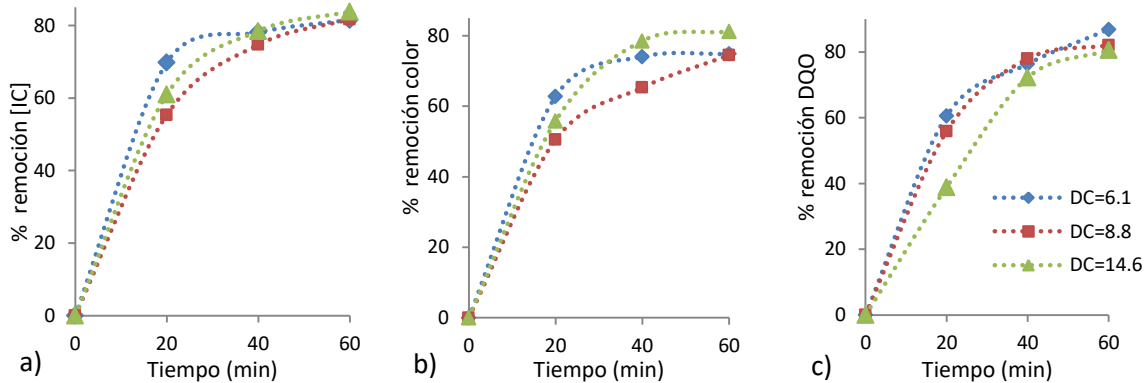


Figura 3.4 Efecto de la DC sobre el % de remoción a) [IC], b) color y c) DQO, del colorante IC 100 mg/L

En la Tabla 3-5 se muestran los resultados de los experimentos para una concentración de 200 mg/L de colorante IC, utilizando una DC de 12.2, 14.6 y 17.5 A/m², se observó un comportamiento decreciente en la concentración de IC, color y DQO para las tres DC utilizadas, dependiente del tiempo de tratamiento ya que al aumentar el tiempo disminuyó la concentración de [IC], color y DQO, al aplicar una DC de 17.5 A/m² eliminó una gran parte de color y DQO, sin embargo se formó una textura gelatinosa en la solución lo que dificultó la sedimentación del floc formado y con ello la separación del lodo.

Tabla 3-5 Resultados del tratamiento por EC para 200 mg/L

DC (A/m ²)	Tiempo (min)	[IC] (mg/L)	Color (Pt/Co)	DQO (mg/L)
12.2	0	203.1	2270	221.0
	20	97.2	1000	114.5
	40	67.4	890	94.7
	60	57.8	800	86.8
14.6	0	208.1	1540	218.9
	20	115.6	770	146.0
	40	81.9	670	113.5
	60	75.7	600	81.1
17.5	0	202.6	1790	220.3
	20	87.9	920	121.5
	40	52.3	580	91.1
	60	39.9	420	68.4

En la Tabla 3-6, se muestran los resultados del % de remoción de [IC], color y DQO. Al aplicar una DC de 17.5 A/m² se obtuvieron porcentajes de remoción superiores en comparación con una DC de 12.2 y 14.6 A/m², sin embargo uno de los factores para este caso fue la consistencia viscosa, por lo cual se consideró como DC óptima 12.2 A/m², además los resultados a los 60 minutos entre 12.2 y 14.6 A/m² presentaron similitud, al utilizar una intensidad de corriente más baja, permite la reducción de costos para el mantenimiento de electrodos, ya que el desgaste de los electrodos de aluminio disminuye.

Tabla 3-6 Resultados del porcentaje de remoción de [IC], color y DQO

Concentración (mg/L)	DC A/m ²	Tiempo (min)	% remoción		
			[IC]	color	DQO
200	12.2	20	52.1	55.9	48.2
		40	66.9	60.8	57.1
		60	71.6	64.8	60.7
	14.6	20	44.5	50.0	33.3
		40	60.6	56.5	51.9
		60	63.6	61.0	63.0
	17.5	20	56.6	48.6	44.8
		40	74.2	67.6	58.6
		60	80.3	76.5	69.0

En la Figura 3.5, se muestra gráficamente el efecto de la DC en el tratamiento de EC, sobre el % de remoción de [IC], color y DQO en los tres casos el % de remoción fue superior al 40% dentro de los 20 minutos de tratamiento, al utilizar una DC de 17.5 A/m² el % de remoción fue mayor sin embargo por lo ya mencionado se consideró como DC óptima 12.2 A/m², ya que presenta una remoción superior a la DC de 14.6 A/m². Además de reducir costos de energía, mantenimiento y desgaste de los electrodos.

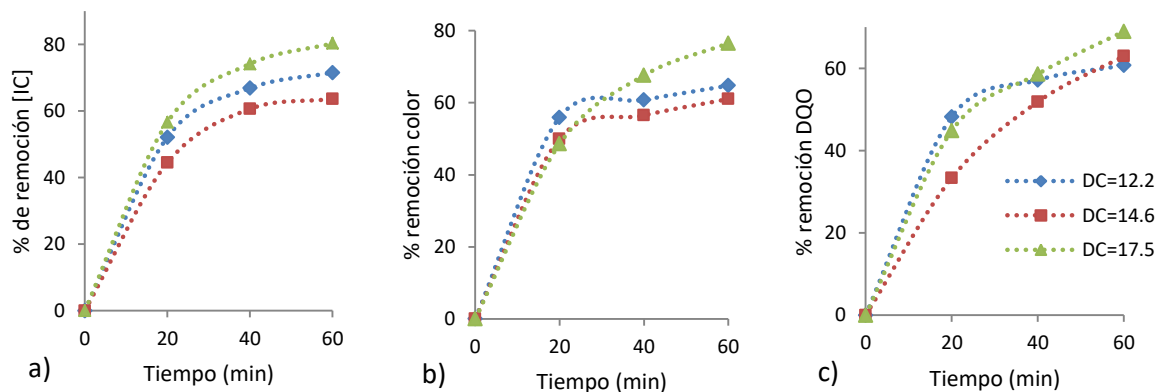


Figura 3.5 Efecto de la DC sobre el % de remoción a) [IC], b) color y c) DQO, del colorante IC 200 mg/L

A partir de estos resultados se realizó un tratamiento de EC para una concentración de 300 mg/L del colorante IC, se utilizó una DC de 15.5 y 17.5 A/m², en la Tabla 3-7 se muestran los resultados. Se observó un comportamiento similar en la remoción de DQO; sin embargo, al emplear una DC de 17.5 A/m² la solución obtuvo una formación excesiva de flocs y con ello un color amarillo y gelatinoso, debido al exceso de Al(OH)₃ formado después del tratamiento de EC. Además mostro un mejor resultado de remoción al aplicar una DC de 15.5 A/m². Por otro lado los valores de [IC], color y DQO son dependientes del tiempo, disminuyendo conforme este aumenta, sin embargo a los 20 minutos se observó una mayor remoción para los tres factores de respuesta.

Tabla 3-7 Resultados del tratamiento por EC para 300 mg/L

DC A/m ²	Tiempo (min)	[IC] (mg/L)	Color (Pt/Co)	DQO (mg/L)
15.5	0	317.0	2750	309.2
	20	181.8	1610	186.6
	40	144.4	1275	148.0
	60	118.7	1165	126.2
17.5	0	292.6	2550	292.1
	20	190.1	1680	181.6
	40	154.1	1550	150.0
	60	132.5	1360	126.3

En la Tabla 3-8 se muestran los resultados del % de remoción de [IC], color y DQO. Al aplicar una DC de 17.5 A/m², el % de remoción disminuyó esto se atribuyó a un exceso de colorante ya que esta misma DC se utilizó para una concentración de 200 mg/L y presentó una buena remoción, sin embargo, las características de la solución final complicó la separación del lodo formado, con una DC de 15.5 A/m² se obtuvo una remoción del 62.6% de colorante [IC] superior con un 8% en comparación con un DC de 17.5 A/m².

Tabla 3-8 Resultados del porcentaje de remoción de [IC], color y DQO

Concentración (mg/L)	DC A/m ²	Tiempo (min)	% remoción		
			[IC]	color	DQO
300	15.5	20	42.7	41.5	39.6
		40	54.4	53.6	52.1
		60	62.6	57.6	59.2
	17.5	20	35.0	34.1	37.8
		40	47.3	39.2	48.6
		60	54.7	46.7	56.8

En la Figura 3.6 se muestra gráficamente el efecto de la DC en el tratamiento de EC, sobre el % de remoción de [IC], color y DQO en los tres casos el % de remoción fue superior al 30% dentro de los primeros 20 minutos de tratamiento, como se puede observar al utilizar una DC de 17.5 A/m² el % de remoción disminuyó, por lo que se consideró como DC óptima 15.5 A/m², ya que presentó una remoción superior.

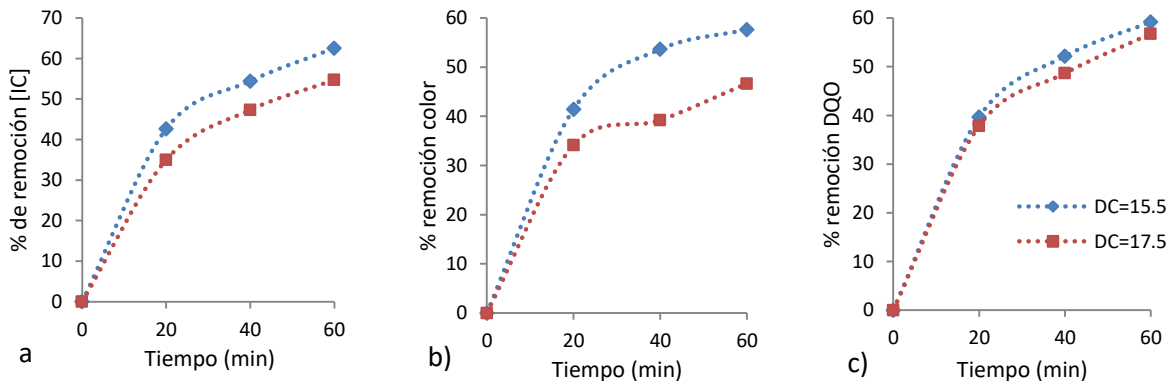


Figura 3.6 Efecto de la DC sobre el % de remoción a) [IC], b) color y c) DQO, del colorante IC 300 mg/L

3.1.3 Efecto de la concentración inicial de colorante IC

Se observó una disminución del 20% en la remoción de [IC], color y DQO al incrementar la concentración inicial del colorante IC de 100 a 200 mg/L. En la Figura 3.7 se muestra este efecto, se obtuvo una remoción superior de [IC] a los 60 minutos de tratamiento para una concentración de 100 mg/L del 83% contra un 63% con una concentración de 200 mg/L, para la remoción de color se obtuvo un % de remoción del 81% y 61% para 100 y 200 mg/L respectivamente. Se determinó que la concentración inicial afecta significativamente la remoción del colorante ya que al aumentar la concentración disminuye el % de remoción utilizando una DC constante de 14.6 A/m².

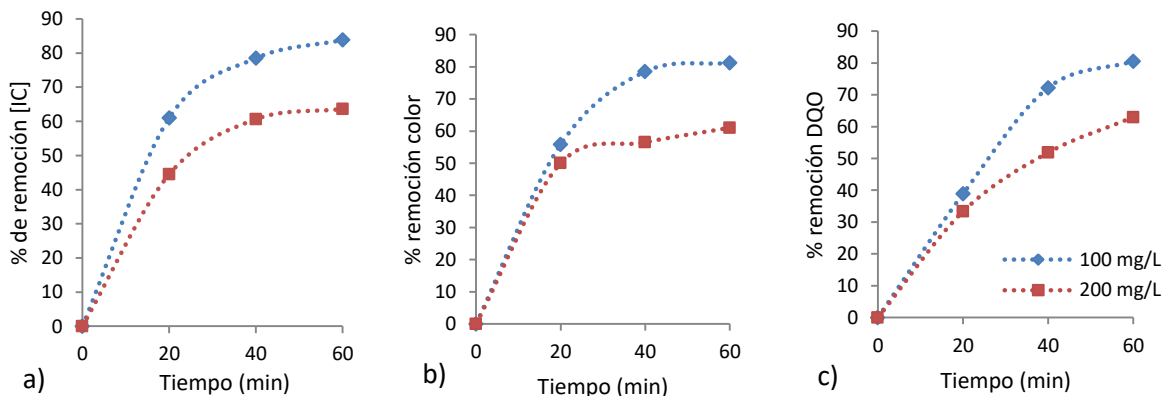


Figura 3.7 Efecto de la concentración de IC, sobre el % de remoción a) [IC], b) color y c) DQO, DC 14.6 A/m²

Durante el tratamiento de EC se utilizó una DC de 17.5 A/m^2 para una concentración inicial de 200 y 300 mg/L del colorante IC. En la Figura 3.8 se muestra una disminución del 25%, 30% y 12% en la remoción de [IC], color y DQO respectivamente, al incrementar la concentración del colorante IC, estudios realizados por Can *et al.* (2003) corroboran que la eficacia en la decoloración cae un 30% cuando la concentración del colorante aumenta. Debido al aumento de las partículas a desestabilizar, de colorante inmersas en la solución acuosa. Se notó una tendencia similar al utilizar una DC de 14.6 y 17.5 A/m^2 , por lo tanto la concentración inicial de colorante es dependiente del % de remoción, al aumentar la concentración de colorante disminuye el % de remoción y viceversa según sea el caso.

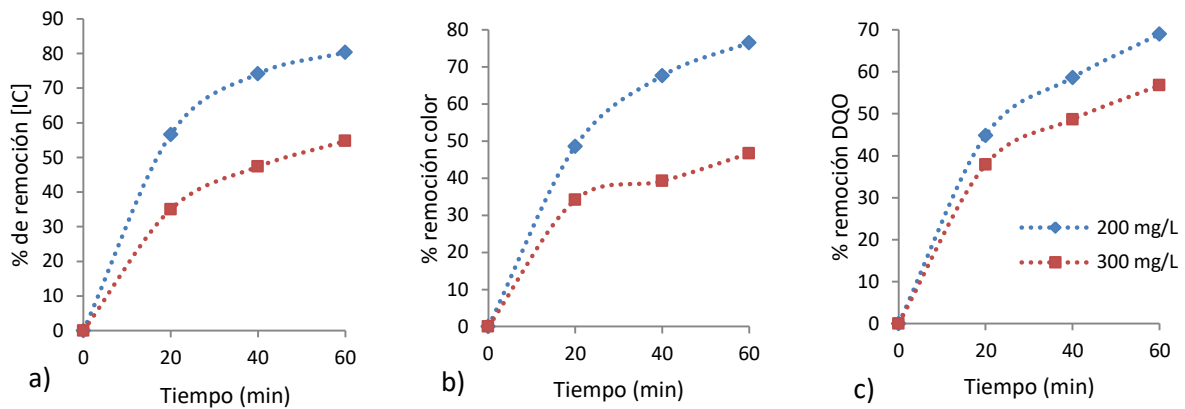


Figura 3.8 Efecto de la concentración del IC, sobre el % de remoción, a) [IC], b) color y c) DQO, DC 17.5 A/m^2

3.1.4 Resultados del tratamiento por EC

En la Figura 3.9, se observa una disminución de DQO para las concentraciones iniciales de colorante IC 100, 200 y 300 mg/L, con su DC óptima 8.8 , 12.2 y 15.5 A/m^2 respectivamente.

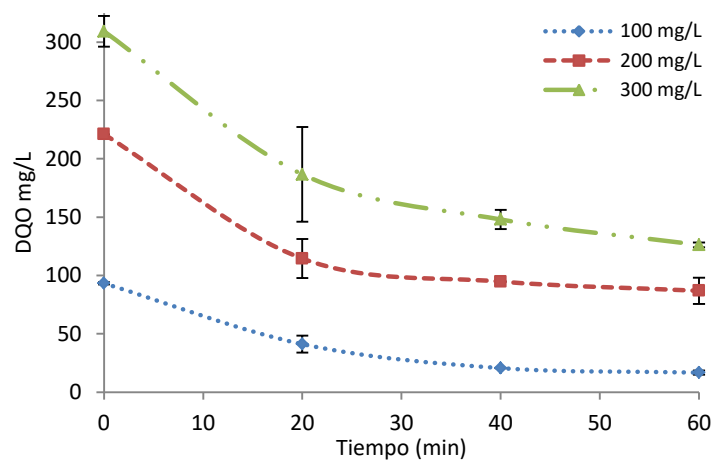


Figura 3.9 Resultados de DQO para 100, 200 y 300 mg/L con la DC óptima (8.8 , 12.2 y 15.5 A/m^2)

Estudios realizados por El-Ashtoukhy (2013), establece que la eliminación del color y la reducción de DQO disminuyen con el aumento de la concentración inicial del colorante, los resultados confirman la disminución de color y DQO.

Por otro lado en la Figura 3.10 se muestra el % de remoción de DQO, se observan valores superiores al 50%, con un tiempo de 60 minutos de tratamiento. El % de remoción se ve afectado por el aumento de la concentración inicial de colorante IC, por lo cual se obtuvo una remoción mayor de DQO para una concentración de 100 mg/L con un 82% de remoción.

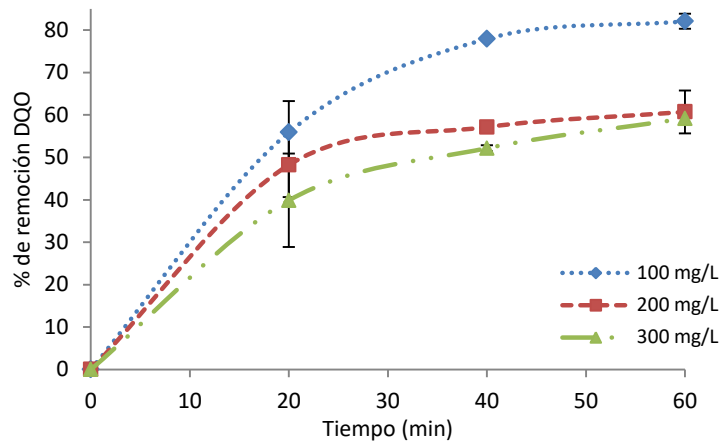


Figura 3.10 Resultados del % de remoción para las concentraciones de 100, 200 y 300 mg/L de colorante IC

En la Figura 3.11 se muestran los espectros de absorción de las concentraciones de 100, 200 y 300 mg/L de colorante IC, se observó una disminución en las bandas de absorción durante el tratamiento de EC a los 20, 40 y 60 minutos. Los espectros de absorción no presentan alguna modificación en las bandas lo que indica que solo hay remoción y no una degradación del colorante pasando del medio acuoso al medio sólido (lodos).

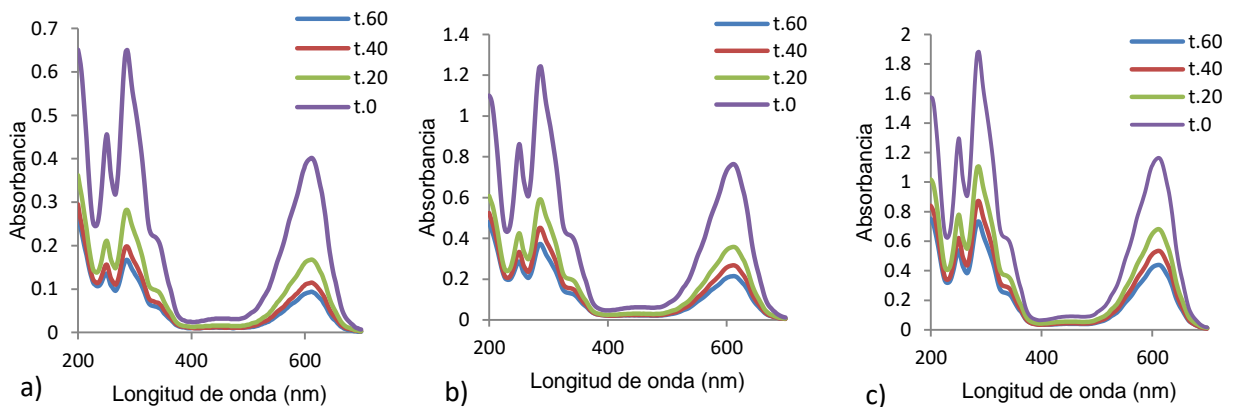


Figura 3.11 Espectros de absorción a diferentes tiempos de tratamiento de EC (0, 20, 40 y 60 min), a) 100 mg/L, b) 200 mg/L y c) 300 mg/L

En la Tabla 3-9 se muestran los resultados correspondientes a los experimentos con la DC óptima. Para la concentración de 100 mg/L de IC se utilizó una DC de 8.8 A/m², para 200 mg/L se utilizó una DC de 12.2 A/m² y para 300 mg/L se empleó una DC de 15.5 A/m² estos se realizaron por duplicado. Por otro lado los resultados de turbiedad mostraron que para una concentración de 100 mg/L disminuyeron durante el tratamiento de EC, estudios realizados por Aouni *et al.* (2009), mencionan que la DC es un parámetro importante para la remoción de turbiedad, lo que nos indicó que la DC está dentro del rango óptimo, sin embargo, para el caso de la concentración de 200 y 300 mg/L de colorante el valor de turbiedad aumento, atribuyéndose al incremento de la formación de Al(OH)₃, Santiago (2016), menciona que el valor de turbiedad aumenta por que no se logra una precipitación completa, debido a la presencia de material suspendido en la solución.

Para el caso del pH en la siguiente tabla se puede observar el aumento con respecto al tiempo lo que nos indica la liberación del aluminio de los electrodos y con ello la formación de hidróxidos de aluminio considerado como uno de los coagulantes capaz de remover material soluble en solución acuosa en este caso el colorante IC. Por otro lado se alcanzaron valores finales de concentración de colorante IC de 15, 54 y 115 mg/L de una concentración inicial de 100, 200 y 300 mg/L respectivamente, removiendo una gran cantidad de colorante resultados similares se obtuvieron para los valores de remoción de DQO en un tiempo de 60 minutos.

También se observó la disminución del color de la solución acuosa al final del tratamiento con valores de 250, 800 y 1165 unidades de color Pt/Co, estos valores aún son elevados debido principalmente a que con pequeñas cantidades de colorante es capaz de impartir fuertes coloraciones al agua en contacto.

Tabla 3-9 Resultados del tratamiento por EC para concentraciones iniciales de 100, 200 y 300 mg/L del colorante IC

Concentración de IC (mg/L)	Tiempo (min)	pH	Turbiedad (UNT)	[IC] (mg/L)	DQO (mg/L)	Color (Pt/Co)
100	0	7.62 ± 0.1	ND	105.5 ± 1.8	93.2 ± 0.9	980 ± 84.8
	20	9.47 ± 0.2	3.7 ± 0.04	31.9 ± 13.9	41.1 ± 7.3	485 ± 21.2
	40	9.85 ± 0.4	2.8 ± 0.02	23 ± 5.7	20.6 ± 0.2	340 ± 28.9
	60	10.23 ± 0.2	2.7 ± 0.01	15.2 ± 8.4	16.7 ± 1.8	250 ± 56.6
200	0	7.05 ± 0.1	9.5 ± 1.0	203 ± 5.9	221 ± 0	2270 ± 509
	20	9.95 ± 0.1	6.6 ± 0.06	94.7 ± 0.2	114.5 ± 16.7	1000 ± 14.1
	40	10.15 ± 0.1	17.7 ± 1.2	64.1 ± 7.7	94.7 ± 0	890 ± 84.9
	60	10.25 ± 0.04	15.1 ± 0.4	54.2 ± 0.8	86.8 ± 11.2	800 ± 42.2
300	0	6.86 ± 0.2	37.15 ± 3.4	317 ± 2	309.2 ± 13.1	2750 ± 198
	20	9.73 ± 0.1	27.4 ± 2.4	179.7 ± 6.5	186.6 ± 40.7	1610 ± 113
	40	9.87 ± 0.1	70.95 ± 1.9	141.8 ± 2.4	148 ± 8.3	1275 ± 176
	60	9.96 ± 0.1	495 ± 1.2	115.6 ± 2	126.2 ± 2.1	1165 ± 77

*UNT (Unidades Nefelométricas de Turbiedad)

*Pt/Co (Unidades de color)

3.2 Tratamiento por O₃/H₂O₂/UV

El tratamiento por O₃/H₂O₂/UV consistió en preparar las soluciones acuosas de IC como se describe en el apartado 2.2, ajustando a una conductividad $\approx 1000 \mu\text{S}/\text{cm}$ con una solución de NaCl 3 M y un pH ≈ 9.0 con NaOH 1 M, de acuerdo a las condiciones que se obtuvieron después del tratamiento por EC.

Se evaluó el efecto de las variables involucradas en el proceso de fotocatalisis O₃/H₂O₂/UV. Se realizaron experimentos previos de forma individual (UV, O₃, O₃/UV, O₃/H₂O₂/UV). En la Figura 3.12 se muestran los resultados de DQO para cada una de los tratamientos, utilizando una concentración inicial de 100 mg/L de colorante IC.

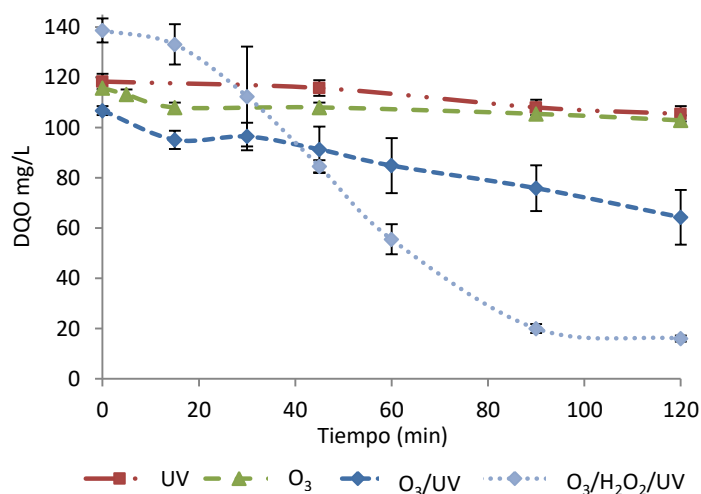


Figura 3.12 Resultados del tratamiento aplicando UV, O₃, O₃/UV y O₃/H₂O₂/UV 100 mg/L

Con el uso del tratamiento por O₃ y UV, se observó que la concentración de DQO disminuye solo un 10% respecto a su valor inicial; sin embargo, al realizar la combinación O₃/UV y O₃/H₂O₂/UV se percibió un decremento de la concentración inicial de DQO, coincidiendo con lo reportado por Abdul *et al.* (2016) también encontraron que la combinación de diferentes POA es más eficiente para el TAR debido al alto grado de eficiencia energética y a la generación de radicales OH[•] en comparación con el proceso por oxidación individual, al utilizar las variables de manera independiente se llevó a cabo una degradación más lenta del colorante IC. Por otro lado al adicionar H₂O₂ se obtuvo una alta eficiencia en la disminución de DQO hasta valores de 16.05 mg/L removiéndose un 88%. Sin embargo la desventaja al usar peróxido se reflejó en un aumento del 25% en la DQO inicial atribuyéndose a la interferencia del H₂O₂ en la determinación analítica de DQO.

3.2.1 Efecto del H₂O₂ en la determinación de DQO

La adición de H₂O₂ aportó un incremento en la determinación de DQO inicial. Por lo cual se realizó una curva de calibración correspondiente a la concentración de H₂O₂ vs DQO, se muestra en la Figura 3.13 a partir de la ecuación $y = 0.4829x + 0.7373$ se determinó la concentración de DQO correspondiente al peróxido presente en cada una de las muestras a diferentes concentraciones. Por otro lado se determinó peróxido residual correspondiente a la cantidad de H₂O₂ que no reaccionó en la solución acuosa a tratar, se realizó una curva de calibración los resultados se muestran en la Figura 3.14, consistió en tomar una muestra a diferentes tiempos durante el tratamiento a 0, 15, 30, 45, 60, 90 y 120 minutos. Posteriormente se realizó una corrección del valor real de DQO para cada muestra del tratamiento, a partir de la ecuación $y = 0.0083x + 0.04$, se calculó la cantidad de peróxido, posteriormente este valor se empleó para determinar la cantidad de DQO correspondiente al valor que aportó el H₂O₂ residual de cada muestra.

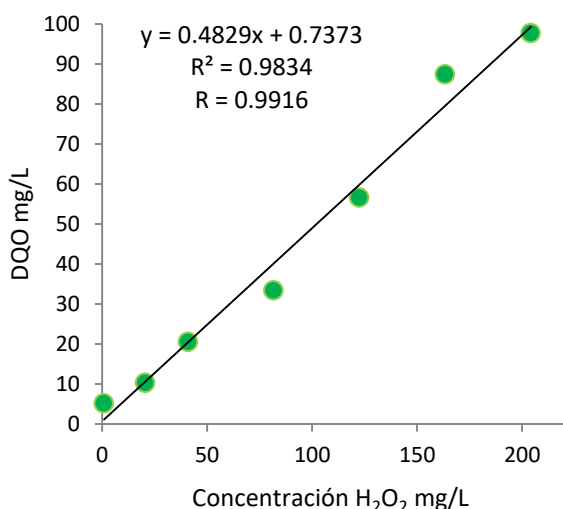


Figura 3.13 Curva de calibración de DQO vs H₂O₂

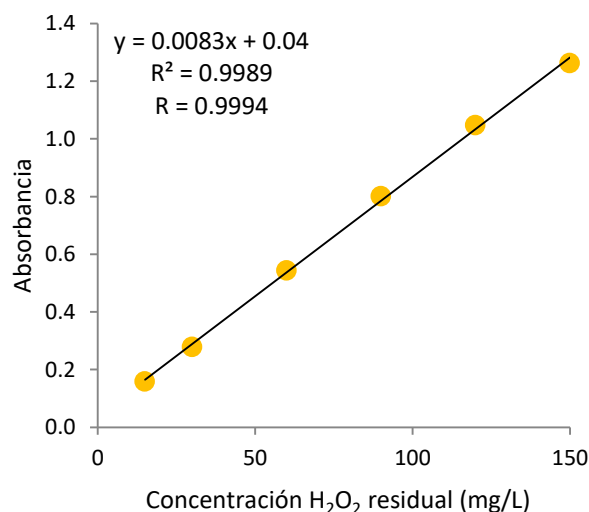


Figura 3.14 Curva de calibración de H₂O₂ residual

3.2.2 Diseño experimental O₃/H₂O₂/UV

Se realizó el diseño experimental 2², se empleó para la degradación de colorante IC en solución acuosa de 100, 200 y 300 mg/L. La Figura 3.15 muestra los resultados para el colorante IC con una concentración inicial de 100 mg/L, de DQO con respecto al tiempo, de las combinaciones correspondientes, al utilizar concentraciones de 3.6 mmol/L de H₂O₂ se obtuvo un valor inicial de DQO de 135 ± 2 mg/L y para 15 mmol/L de H₂O₂ se consiguió una DQO de 299 ± 3 mg/L con un aumento del doble de la concentración inicial. El H₂O₂ interfirió

en la determinación de DQO al consumir el dicromato de potasio empleado en el método analítico, lo que llevó a una sobreestimación en la medición de DQO, esto señaló Lee *et al.* (2011). Finalmente no se observó diferencia significativa de DQO al final del tratamiento, en promedio se alcanzaron valores de 12.9 ± 2.2 mg/L. En la Figura 3.15 b) se observó que el uso de H_2O_2 con una concentración de 15 mmol/L mejoró la disminución de DQO.

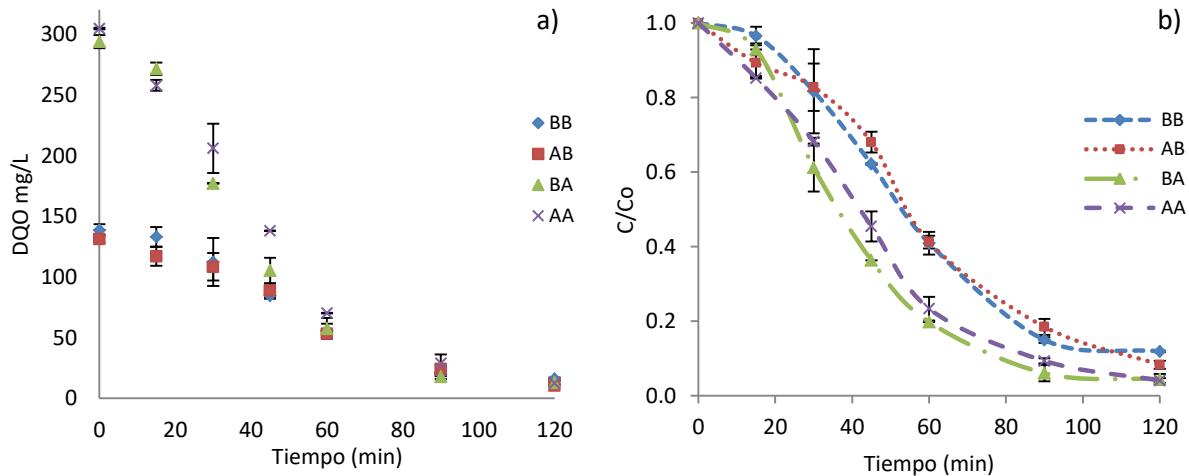


Figura 3.15 Resultados de a) DQO y b) C/Co, para 100 mg/L de IC, (BB, AB, BA y AA) de O_3 y H_2O_2

En la Figura 3.16 se muestran los resultados de a) [IC] y b) color, se observó una disminución en la concentración del colorante a los 10 minutos, indicando la degradación de la molécula de colorante IC a productos intermedios como el ácido isatin sulfónico o el leuco índigo, este decremento fue favorecido por el tiempo de exposición en el reactor de fotocatalisis. El color disminuyó a los 30 y 45 minutos con 15 y 3.6 mmol/L de H_2O_2 respectivamente corroborando que el uso de concentraciones altas de peróxido favorece la degradación y eliminación de color.

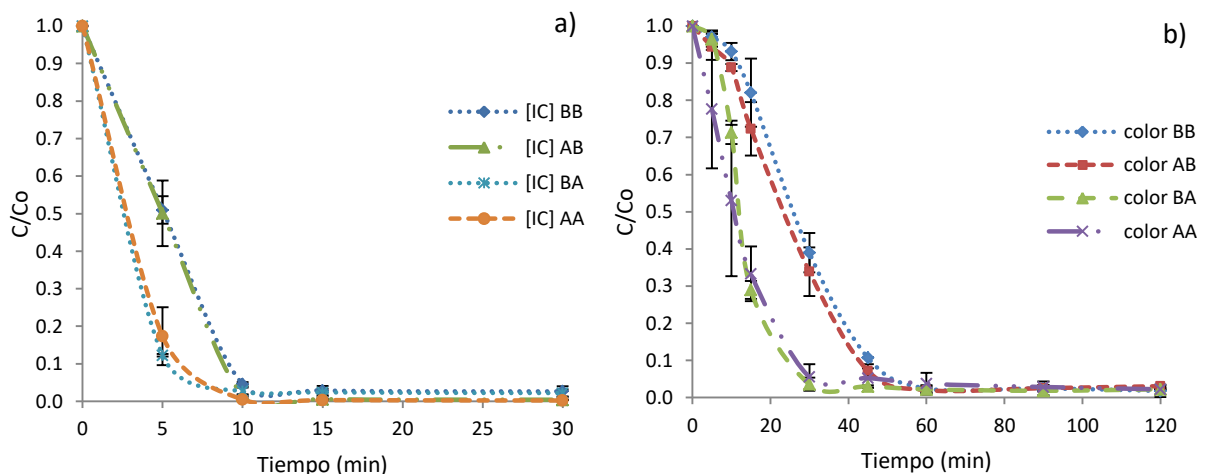


Figura 3.16 Resultados del tratamiento $O_3/H_2O_2/UV$ de a) [IC] y b) color, (BB, AB, BA y AA) de O_3 y H_2O_2

Esto indicó que la concentración establecida de O_3 y H_2O_2 contribuyeron a la degradación del colorante IC ya que en las 4 combinaciones realizadas (BB, AB, BA y AA) se obtuvieron resultados favorables con 120 minutos de tratamiento, según Abdul *et al.* (2016) encontraron que cuando el H_2O_2 se encuentra en exceso, este se consume y elimina el radical hidroxilo y con ello se contrarresta la eficiencia del tratamiento, este efecto no se observó para estas muestras, por ello es que se afirma que el O_3 y H_2O_2 se encuentran en cantidades óptimas.

En la Tabla 3-10 se muestran los resultados del tratamiento por $O_3/H_2O_2/UV$ de DQO, [IC] y color, para una concentración de 100 mg/L del tiempo inicial (0 min) y final (120 min) de cada una de las combinaciones descritas anteriormente. Los resultados de DQO después del tratamiento fueron de 10.5 – 16 mg/L, valores de [IC] de 0.2 – 3.0 mg/L y de color de 16.5 – 28.5 Pt/Co de concentración final. Sin embargo la concentración inicial de [IC], se vio afectada para el caso de la combinación (AA) en donde se adicionaron 15 mmol/L de H_2O_2 y 0.4 ft³/min de O_3 , debido a la reacción inmediata del H_2O_2 y O_3 , al ser incorporados en el reactor de reacción por lo cual la concentración inicial fue de 76 mg/L.

Tabla 3-10 Resultados del tratamiento $O_3/H_2O_2/UV$ para 100 mg/L de IC

	Tiempo	BB	AB	BA	AA
DQO	0	138.6 ± 4.7	131.2 ± 3.0	293.8 ± 5.3	304.6 ± 0.7
	120	16.0 ± 1.2	10.5 ± 1.5	12.8 ± 1.7	12.4 ± 4.3
[IC]	0	99.2 ± 0.3	82.2 ± 7.7	95 ± 2	76 ± 1.3
	120	1.3 ± 1.4	3 ± 0.15	1.7 ± 0.4	0.2 ± 0.03
Color	0	920 ± 56	940 ± 14	972 ± 46	1066 ± 232
	120	16.5 ± 16	28.5 ± 2	21.5 ± 3.5	22.5 ± 5

Para una concentración de 200 mg/L de IC, se observó un aumento en el valor inicial de DQO por el efecto del H_2O_2 . En la Figura 3.17 a) se muestran los resultados, para concentraciones de 3.6 mmol/L de H_2O_2 se alcanzó un valor de DQO de 237 ± 13 mg/L y para 15 mmol/L de H_2O_2 el valor de DQO fue de 351 ± 10 mg/L con un aumento del 50 % aproximadamente del valor inicial de DQO. En Figura 3.17 b) se observó que el valor de DQO disminuyó a los 90 minutos de tratamiento para una concentración de 15 mmol/L considerablemente en comparación con 3.6 mmol/L de H_2O_2 , lo que indicó que hay una mayor eficiencia en la degradación de la molécula de IC con concentraciones altas de H_2O_2 . Se consiguió una diferencia significativa de DQO al final del tratamiento entre las

combinaciones con baja y alta concentración de H_2O_2 . Se obtuvo un mejor resultado para la combinación AA, correspondiente a un flujo de O_3 de $0.4 \text{ ft}^3/\text{min}$ y una concentración de H_2O_2 de 15 mmol/L .

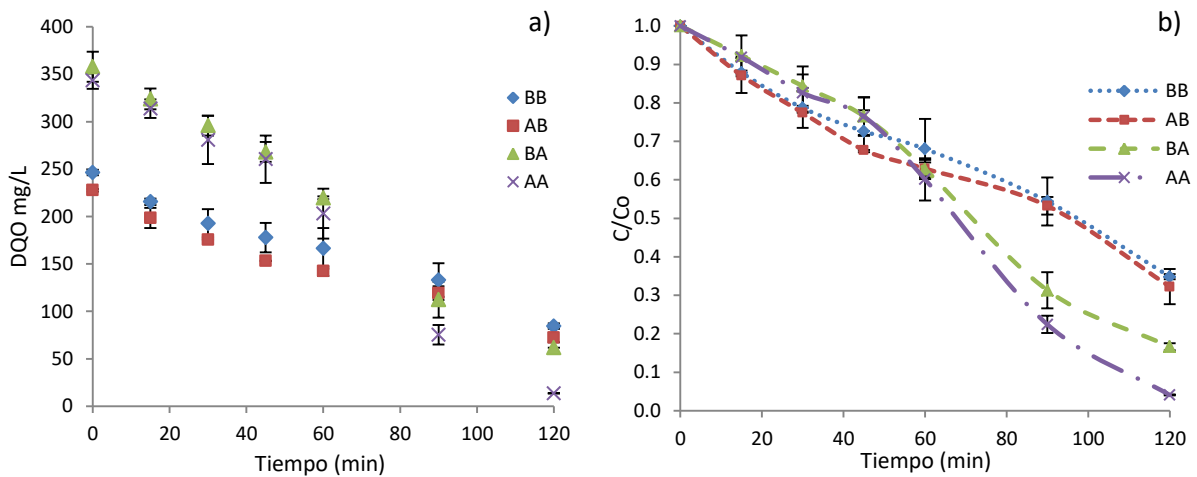


Figura 3.17 Resultados de a) DQO y b) C/C_0 , para 200 mg/L de IC, (BB, AB, BA y AA) de O_3 y H_2O_2

Aleboye *et al.* (2005), reportó que el colorante IC es vulnerable al ataque de radicales OH^\cdot , siendo el H_2O_2 un parámetro importante para la degradación de color, ya que un exceso de peróxido da lugar a reacciones competitivas produciendo un efecto inhibitor sobre la desactivación del color ya que se consumen los radicales OH^\cdot , por lo que la probabilidad de oxidación del sustrato disminuye, en el caso de este estudio se observó que la concentración de H_2O_2 se encuentra dentro del rango óptimo, ya que la cantidad de colorante es del doble en comparación con los resultados para 100 mg/L .

En la Figura 3.18 a), se observó una disminución en la concentración del colorante [IC] en un tiempo de 15 minutos, indicando la degradación de la molécula de IC a excepción de la combinación BB, donde el H_2O_2 y O_3 tienen las concentraciones de 3.6 mmol/L y $0.3 \text{ ft}^3/\text{min}$ tuvo un decremento hasta los 30 minutos de tratamiento debido a la lenta reacción para la formación de radicales OH^\cdot .

En la Figura 3.18 b) se observó una remoción de color hasta los 60 minutos de tratamiento para las combinaciones correspondientes a 15 mmol/L de H_2O_2 . Sin embargo, se consideró una concentración baja de 3.6 mmol/L de H_2O_2 , ya que el color disminuyó hasta los 120 minutos, esto se atribuyó al aumento de la concentración del colorante IC, en comparación con los resultados obtenidos para 100 mg/L .

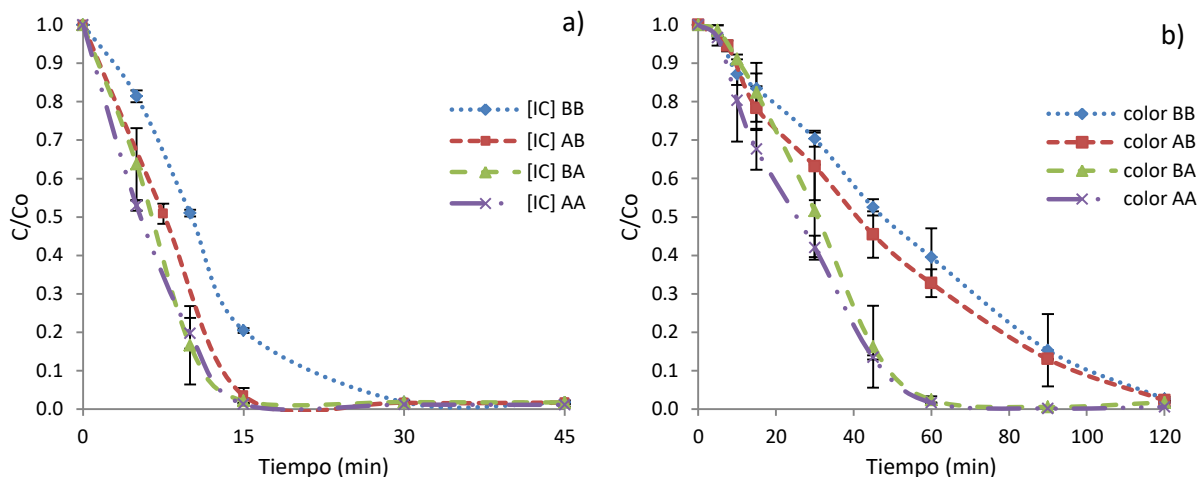


Figura 3.18 Resultados del tratamiento $O_3/H_2O_2/UV$ de a) [IC] y b) color, (BB, AB, BA y AA) de O_3 y H_2O_2

En la Tabla 3-11 se presentan los resultados del tratamiento por $O_3/H_2O_2/UV$ de DQO, [IC] y color para una concentración inicial de 200 mg/L del tiempo 0 y 120 minutos, de cada una de las combinaciones. Se observaron resultados finales de DQO entre 13.6 – 84.4 mg/L, valores de [IC] de 1.1 – 3.2 mg/L y de color de 10.0 – 48.0 Pt/Co, por lo cual para la degradación de una concentración de 200 mg/L de colorante IC la combinación óptima fue 15 mmol/L de H_2O_2 y 0.4 ft³/min de O_3 (AA).

Tabla 3-11 Resultados del tratamiento $O_3/H_2O_2/UV$ para 200 mg/L de IC

	Tiempo	BB	AB	BA	AA
DQO	0	246 ± 2.9	228 ± 1.3	358 ± 15.7	343 ± 8.7
	120	84.4 ± 3.0	72.3 ± 10.8	61.9 ± 5.5	13.6 ± 0.09
[IC]	0	187 ± 27	210 ± 2.0	202 ± 2.5	170 ± 10.1
	120	3.2 ± 1.2	2.3 ± 1.0	2.1 ± 1.2	1.13 ± 1.0
Color	0	1850 ± 156	1745 ± 64	1860 ± 170	1865 ± 64
	120	48 ± 5.7	39 ± 0	32 ± 0	10 ± 4.2

Para una concentración de 300 mg/L de IC los resultados de DQO, se muestran en la Figura 3.19 para el H_2O_2 se observó el mismo comportamiento descrito para las muestras con 200 mg/L de colorante IC. Para concentraciones de 3.6 mmol/L de H_2O_2 se obtuvieron valores iniciales de DQO de 324 ± 4 mg/L y para 15 mmol/L de H_2O_2 valores iniciales de DQO de 457 ± 24 mg/L con un aumento del 30% aproximadamente. En la Figura 3.19 b) muestra la disminución del valor de DQO un 50% hasta los 120 minutos de tratamiento para una

concentración de 15 mmol/L; sin embargo, para una concentración de 3.6 mmol/L de H_2O_2 el valor de DQO solo decreció un 30%, es denotar que al final del tratamiento, la combinación de concentraciones alta y baja influyen. Se percibió que los valores de DQO al final del tratamiento entre las combinaciones con baja y alta concentración de H_2O_2 aún presentaron valores altos lo que indicó que la eficiencia es baja en la degradación de la molécula de IC con estas concentraciones de H_2O_2 .

Estudios realizados por Castro y Durán (2014), indicaron que un incremento en la concentración del colorante disminuye su nivel de degradación, explica que debido a un posible aumento en la densidad óptica interna, es decir, a mayor número de partículas de colorante, la solución se vuelve cada vez más impermeable a la radiación UV. Por lo tanto, el H_2O_2 solo va a ser irradiado por una pequeña porción de luz UV, lo cual hace que la formación de radicales OH^\bullet sea menor y la degradación de la materia orgánica disminuya.

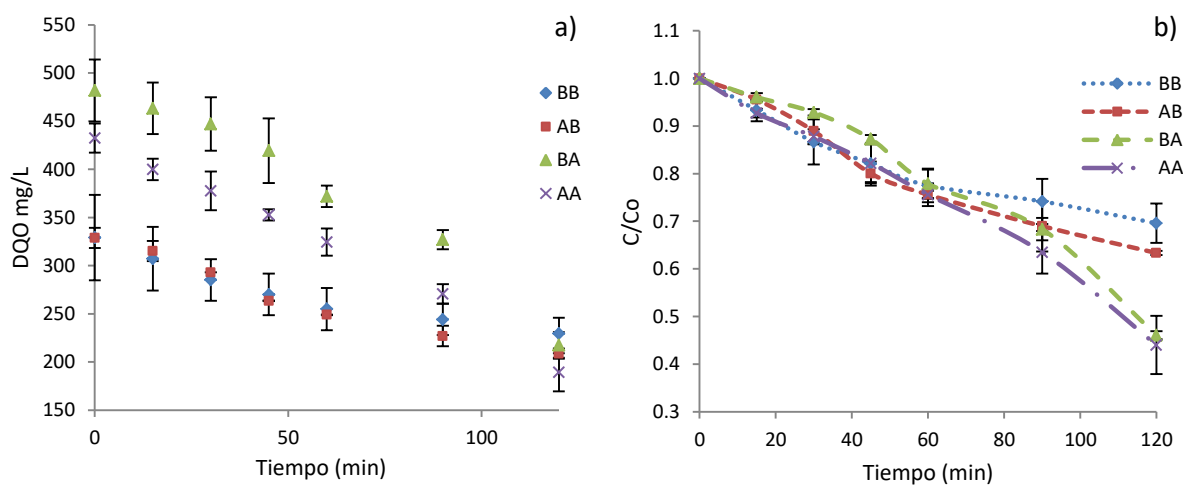


Figura 3.19 Resultados de a) DQO y b) C/Co, para 300 mg/L de IC, (BB, AB, BA y AA) de O_3 y H_2O_2

En la Figura 3.20 a), se muestran los resultados de [IC], observándose una disminución en la concentración del colorante en un tiempo de 30 minutos, indicando que la degradación de la molécula de IC, se observó una degradación del 90% de colorante [IC] a los 15 minutos con la combinación AA, no obstante fue más lenta en comparación con las concentraciones de 100 y 200 mg/L de colorante. Por otro lado en la Figura 3.20 b) se muestra que el color de la solución disminuyó hasta los 120 minutos gradualmente obteniendo una mayor remoción para la combinación AA seguido de las combinaciones (BA, AB, BB), esto se relacionó con la formación de subproductos de difícil biodegradación como el isatin, relacionado con los valores de DQO (200 – 229 mg/L) a los 120 minutos de tratamiento.

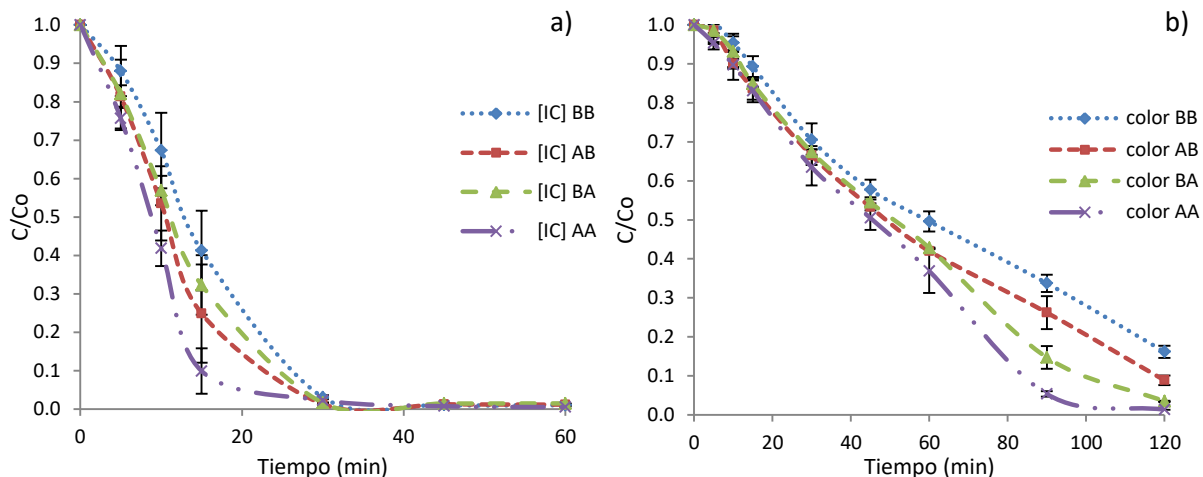


Figura 3.20 Resultados del tratamiento $O_3/H_2O_2/UV$ de a) [IC] y b) color, (BB, AB, BA y AA) de O_3 y H_2O_2

En la Tabla 3-12 se indican los resultados del tratamiento por $O_3/H_2O_2/UV$ de DQO, [IC] y color, del tiempo 0 (inicial) y 120 minutos (final), de cada una de las combinaciones. Sin embargo, se observaron valores finales de DQO entre 200 – 229 mg/L, lo cual señalo que se requiere una concentración más alta de H_2O_2 , para lograr la degradación del colorante IC atribuyéndose a una oxidación incompleta, confirmando con los estudios reportados por Baffoun *et al.* (2017), los cuales indicaron que con una concentración baja de H_2O_2 , la formación de radicales OH^\bullet es el paso que determina la velocidad de degradación.

En este caso, el H_2O_2 es limitado y no puede generar suficientes radicales hidroxilo y la tasa de oxidación es lógicamente más lenta. También se observó un aumento en la concentración inicial de DQO con el uso de peróxido con una concentración de 15 mmol/L, en las combinaciones (BA y AA).

Tabla 3-12 Resultados del tratamiento $O_3/H_2O_2/UV$ para 300 mg/L de IC

	Tiempo	BB	AB	BA	AA
DQO	0	329 ± 44	323 ± 2	482 ± 32	433 ± 15
	120	229 ± 16	207 ± 2.8	209 ± 25	200 ± 15
[IC]	0	301 ± 16	310 ± 4.5	306 ± 7	296 ± 6
	120	3.5 ± 0.9	3.78 ± 0.5	3.6 ± 0.7	2 ± 0.1
Color	0	2790 ± 99	2605 ± 49	2865 ± 247	2790 ± 141
	120	450 ± 28	185 ± 21	85 ± 7.0	32 ± 2.1

3.2.3 Tratamiento estadístico

Se analizaron los experimentos realizados por el tratamiento $O_3/H_2O_2/UV$, con la finalidad de evaluar el efecto de cada uno de las variables O_3 , H_2O_2 y la combinación O_3/H_2O_2 , se estudiaron con los resultados de DQO, [IC] y color (factores de respuesta). Del tratamiento de degradación del colorante IC, se consideró un tiempo de irradiación UV de 120 minutos, este proceso se realizó para cada una de las concentraciones en solución acuosa de IC de 100, 200 y 300 mg/L, se utilizó el software (Portable Statgraphics Centurion).

En la Tabla 3-13 se presentan los resultados obtenidos durante el tratamiento por $O_3/H_2O_2/UV$ por un tiempo de 120 minutos. Estos datos se alimentaron al software para el análisis y desarrollo del diseño factorial 2^2 . Los experimentos se realizaron por duplicado como se muestra a continuación.

Tabla 3-13 Resultados del tratamiento por $O_3/H_2O_2/UV$, empleando como factores de respuesta DQO, [IC] y color

Concentración (mg/L)	Block	Ozono (ft ³ /min)	Peróxido (mmol/L)	DQO (mg/L)	[IC] (mg/L)	Color (Pt/Co)
100	1	0.3	15	11.59	3.64	19
	1	0.3	3.6	16.91	4.02	28
	1	0.4	15	9.39	0.24	26
	1	0.4	3.6	9.42	0.29	27
	2	0.3	15	14.01	3.08	24
	2	0.3	3.6	15.19	2.01	5
	2	0.4	15	15.5	0.29	19
	2	0.4	3.6	11.53	0.5	30
200	1	0.3	3.6	86.52	4.08	44
	1	0.4	3.6	64.68	4.77	39
	1	0.3	15	58.05	3.02	32
	1	0.4	15	13.52	3.59	13
	2	0.3	3.6	82.3	5.75	52
	2	0.4	3.6	79.98	3.38	39
	2	0.3	15	65.84	4.66	32
	2	0.4	15	13.65	2.17	7
300	1	0.3	3.6	241.19	2.84	470
	1	0.4	3.6	204.97	3.39	170
	1	0.3	15	227.01	5.85	80
	1	0.4	15	203.18	0.52	33
	2	0.3	3.6	217.94	4.18	430
	2	0.4	3.6	208.83	4.18	200
	2	0.3	15	208.21	4.86	90
	2	0.4	15	175.16	0.5	30

La Tabla 3-14 muestra el análisis de cada uno de los efectos e interacciones del tratamiento. También muestra el error de muestreo. El valor P definido como el nivel mínimo de significancia.

Tabla 3-14 Resultados del diseño factorial 2², factores de respuesta DQO, Color y [IC]

	Factor	Efecto	SC	F-Ratio	R ²	Error	Valor P
100 mg/L	DQO	A:Ozono	17.58	3.44	73.217	2.262	0.1609
		B:Peroxido	0.82	0.16			0.7159
		AB	13.62	2.66			0.2013
	[IC]	A:Ozono	16.33	31.96	91.787	0.715	0.011
		B:Peroxido	0.02	0.05			0.8452
		AB	0.11	0.22			0.6705
	Color	A:Ozono	84.50	1.03	45.626	9.046	0.3844
		B:Peroxido	0.50	0.01			0.9426
		AB	60.50	0.74			0.4531
200 mg/L	DQO	A:Ozono	1826.50	49.29	98.128	6.088	0.0059
		B:Peroxido	3297.53	88.98			0.0025
		AB	658.12	17.76			0.0244
	[IC]	A:Ozono	1.62	1.04	47.492	1.249	0.3833
		B:Peroxido	2.58	1.65			0.2891
		AB	0.01	0			0.9501
	Color	A:Ozono	480.50	29.12	96.959	4.062	0.0125
		B:Peroxido	1012.50	61.36			0.0043
		AB	84.50	5.12			0.1086
300 mg/L	DQO	A:Ozono	1305.9	13.1	88.543	9.984	0.0363
		B:Peroxido	440.6	4.42			0.1263
		AB	16.675	0.17			0.71
	[IC]	A:Ozono	10.443	20.3	94.126	0.717	0.0204
		B:Peroxido	1.0225	1.99			0.2534
		AB	13.107	25.48			0.015
	Color	A:Ozono	50721	116.8	99.376	20.844	0.0101
		B:Peroxio	134421	309.4			0.0072
		AB	22366	51.48			0.0518

SC: Suma de cuadrados, R²: Coeficiente de determinación, Error: Error estándar, A:1, B:1, AB:1, Error T: 3

Para una concentración de 100 mg/L no presento valores de P (> a 0.05), esto mostró que las variables O₃ y H₂O₂ no son significativas para DQO y color, lo cual indicó que existe una variación en los factores de respuesta, solo para la concentración de [IC] se observó un valor de P = 0.011 para el factor O₃ y un valor de R² del 91% indicando un ajuste de los datos obtenidos para este caso. Para una concentración de 200 mg/L se observó el efecto entre

los factores O_3 y H_2O_2 incluso en la combinación de ambos, se obtuvieron valores de P (0.0025 - 0.0244) para los factores de respuesta DQO y color con valores de R^2 de 98 y 96 % lo que indicó un ajuste lineal de acuerdo a los valores para estos factores. Para una concentración de 300 mg/L se obtuvieron valores de $P < 0.05$, para los 3 factores de respuesta DQO, [IC] y color, para la variable O_3 con un R^2 del 88, 94 y 99% respectivamente, indicando que la concentración de O_3 es fundamental. Turhan *et al.* (2012), indicó que las altas concentraciones de O_3 son efectivas para la reducción de DQO, también beneficia la decoloración de las muestras haciéndola más rápida, coincidiendo con los datos de $P < 0.05$ para las concentraciones de 200 y 300 mg/L de colorante IC. Por otro lado, para el H_2O_2 solo se mostró un valor de $P = 0.0072$ para el factor de respuesta color, atribuyéndole que el H_2O_2 tiene un efecto favorable para la eliminación de color.

3.2.4 Degradación del colorante IC

En la Figura 3.21 a) se muestran los espectros de absorción a una λ de 200 a 700 nm, de una solución acuosa con concentración inicial de 100 mg/L de IC, tratada con las siguientes condiciones de $O_3=0.3 \text{ ft}^3/\text{min}$ y $H_2O_2=3.6 \text{ mmol/L}$, se apreció la degradación del colorante IC, a los 10 minutos al disminuir sus bandas de absorción principalmente a 612 nm y a los 15 minutos se observó la desaparición total de esta banda, según Bernal *et al.* (2013) indicó que disminuye el color azul característico del IC.

Por otro lado, la Figura 3.21 a') muestra el espectro a una λ de 200 a 290 nm, para apreciar el decremento de las bandas de absorción de 251 y 287 nm, a los 60 minutos de tratamiento. Sin embargo a partir de los 10 minutos, la banda de 251 nm se mueve ligeramente a una absorbancia de 243 nm y aparece una banda de absorción a los 214 nm, desapareciendo a los 45 minutos de tratamiento. Esto se atribuyó a la formación de productos intermedios, según (Hernández *et al.*, 2016) estas bandas de absorción corresponden a la formación de productos como el ácido isatin sulfónico debido a la degradación del colorante IC.

En la Figura 3.21 b) se observan los espectros de absorción para una concentración de $H_2O_2=15 \text{ mmol/L}$, se percibió una remoción de IC a los 5 minutos con la disminución de la banda a 612 nm, en este caso se formó la banda de 243 nm en un tiempo de 5 y 10 minutos indicando una degradación más rápida en comparación con el uso de una concentración de 3.6 mmol/L de H_2O_2 , por lo cual no se formó la banda de 214 nm, en la Figura 3.21 b') se

observó que a partir de los 15 minutos disminuyen estas bandas de absorción y a partir de los 30 minutos los espectros no muestran bandas.

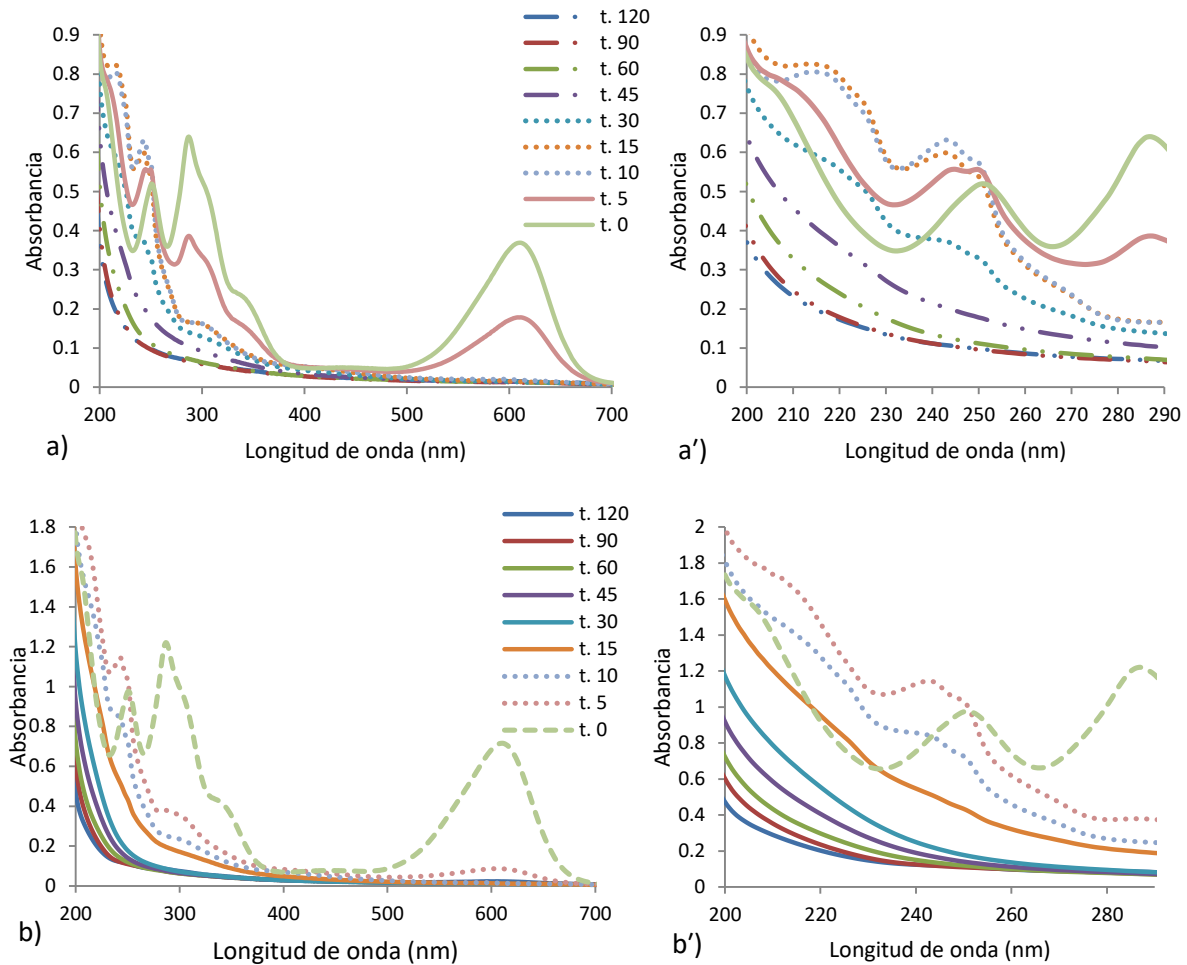


Figura 3.21 Espectros de absorción para 100 mg/L, O₃=0.3 ft³/min, a) H₂O₂=3.6 mmol/L, b) H₂O₂=15 mmol/L

En la Figura 3.22 a) se muestran los espectros de absorción por UV-Vis de 200 a 700 nm, de una solución acuosa para una concentración inicial de 200 mg/L de IC, O₃=0.3 ft³/min y H₂O₂=3.6 mmol/L, se observó la degradación del colorante IC, al disminuir la banda de absorción de 612 nm a los 30 minutos desapareció esta banda, la Figura 3.22 a') muestra los espectros a una λ de 200 a 290 nm, se observó la formación de las bandas a 214 y 243 nm, se notó un desplazamiento a los 30 y 60 minutos de 214 a 217 nm, lo que indico la formación de (leuco índigo) formado a partir de una reducción química reportado por Hernández *et al.* (2016). La Figura 3.22 b) presenta los espectros utilizando una concentración de H₂O₂=15 mmol/L, se obtuvo una remoción de IC a los 10 minutos, la Figura 3.22 b') muestra los espectros a una λ de 200 a 290 nm, en donde se percibió la formación de las bandas a 214 y

243 nm a los 10 y 15 minutos indicando una degradación más rápida, desapareciendo a los 45 minutos.

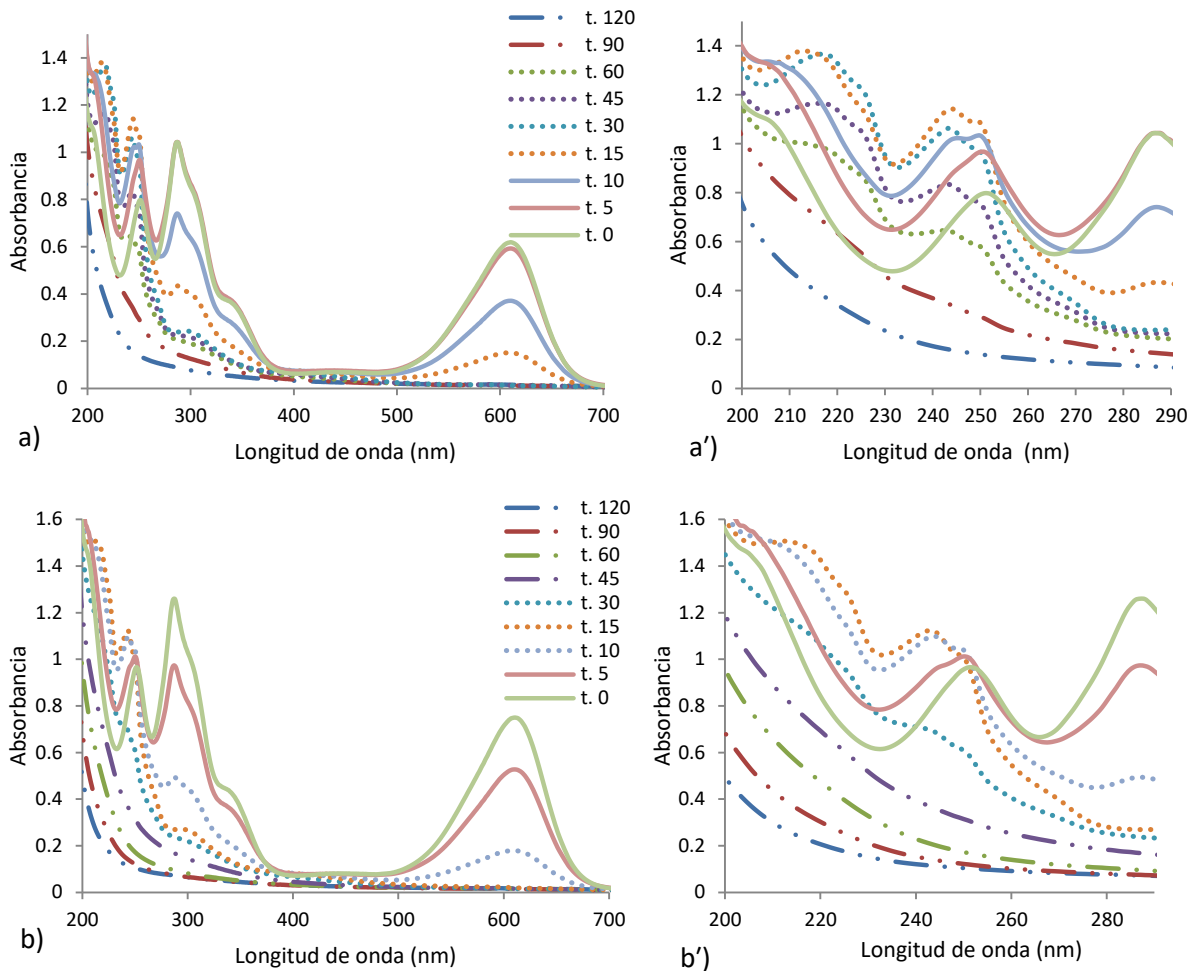


Figura 3.22 Espectros de absorción para 200 mg/L, O₃=0.3 ft³/min, a) H₂O₂=3.6 mmol/L, b) H₂O₂=15 mmol/L

En la Figura 3.23 a) se muestran los espectros de absorción por UV-Vis de una solución acuosa para una concentración inicial de 300 mg/L de IC, O₃=0.3 ft³/min y H₂O₂=3.6 mmol/L, se observó una degradación lenta del colorante IC, al disminuir la banda de absorción de 612 nm hasta los 120 minutos. También se modificaron las bandas de absorción a 217 y 243 nm, a partir de los 30 a 90 minutos, lo que indicó la formación de leuco índigo, a los 120 minutos de tratamiento disminuyeron estas bandas de absorción. Por otro lado en la Figura 3.19 b) se muestran los espectros de absorción con un aumento en la concentración de H₂O₂=15 mmol/L, se observó una remoción de IC a los 30 minutos, en este caso se crearon las bandas de 214 y 243 nm a los 15 y 30 minutos indicando una degradación más rápida, en comparación con una concentración de 3.6 mmol/L de H₂O₂ a partir de los 90 minutos desaparecieron las bandas de absorción.

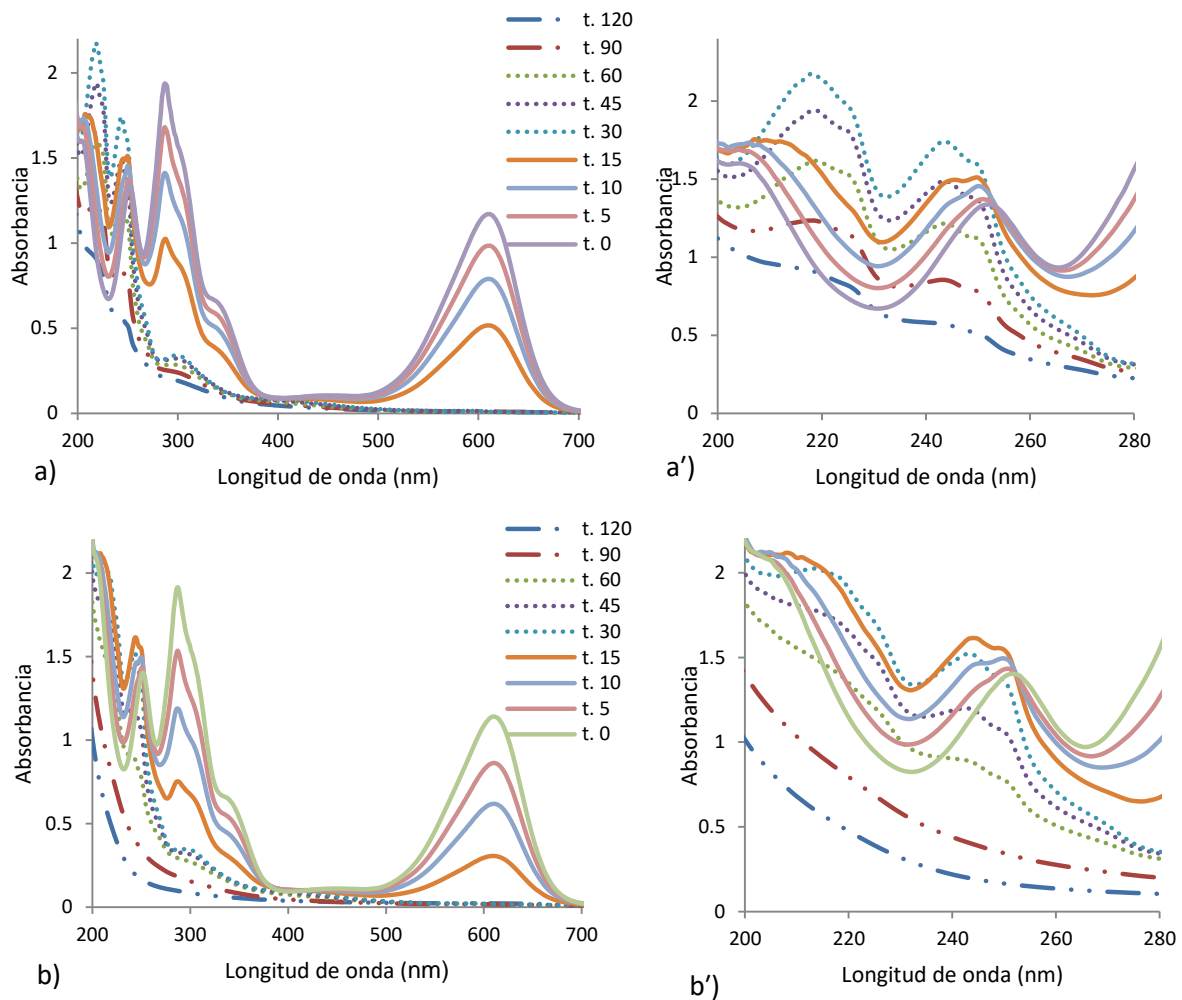


Figura 3.23 Espectros de absorción para 300 mg/L, $O_3=0.3 \text{ ft}^3/\text{min}$ a) $H_2O_2=3.6 \text{ mmol/L}$, b) $H_2O_2=15 \text{ mmol/L}$

3.2.5 Tren de tratamiento EC + ($O_3/H_2O_2/UV$)

Se aplicó un tren de tratamiento para las soluciones acuosas de 100, 200 y 300 mg/L de colorante IC, con la combinación de O_3 y H_2O_2 , que de acuerdo al diseño factorial se obtuvieron mejores resultados de degradación correspondiente para cada una de las concentraciones. En la Figura 3.24 se muestran los resultados de la concentración de IC para 100 mg/L, disminuyó a 36.6 mg/L en un tiempo de 20 minutos al término del tratamiento por EC, posteriormente al aplicar el tratamiento $O_3/H_2O_2/UV$ los valores descendieron hasta 0.8 mg/L de concentración del colorante IC en un total de 35 minutos de ambos tratamientos, se atribuyó a la degradación del colorante por la presencia de H_2O_2 y O_3 . En la Figura 3.25 se observó que la combinación EC- $O_3/H_2O_2/UV$, logró eliminar gran parte de la coloración de IC de un valor inicial de 1095 Pt/Co hasta valores de 23 Pt/Co en 80 minutos de tratamiento.

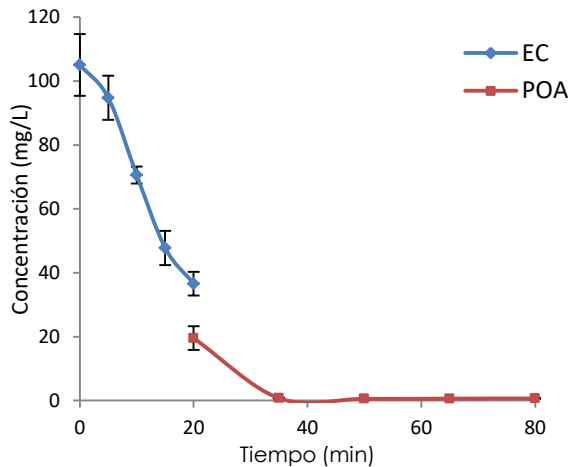


Figura 3.24 Resultados de la remoción de [IC] durante el tren de tratamiento por EC-O₃/H₂O₂/UV para una concentración de 100 mg/L de IC

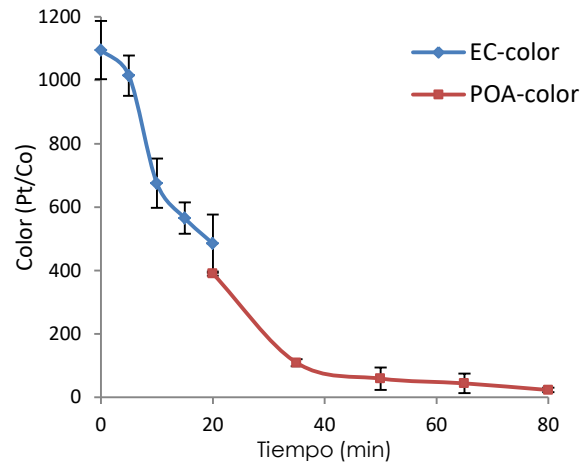


Figura 3.25 Resultados del color durante el tren de tratamiento EC-O₃/H₂O₂/UV para una concentración de 100 mg/L de IC

En la Figura 3.26 se muestran los resultados de la concentración de IC para una concentración de 200 mg/L de colorante, con respecto al tiempo y tipo de tratamiento (EC ó O₃/H₂O₂/UV), ocurrió el mismo efecto en la disminución de [IC] al aplicar el segundo tratamiento. Se eliminó gran parte de IC hasta 94 mg/L en un tiempo de 20 minutos al termino del tratamiento por EC, posteriormente al aplicar el tratamiento O₃/H₂O₂/UV los valores descendieron hasta 4.82 mg/L de concentración del colorante IC en un total de 35 minutos de ambos tratamientos, la degradación del colorante se atribuyó a la presencia de H₂O₂ y O₃. En la Figura 3.27 se observó que la combinación EC-O₃/H₂O₂/UV, logró eliminar gran parte de la coloración de la solución acuosa de un valor inicial de 1915 Pt/Co hasta valores de 65 Pt/Co en 80 minutos del tren de tratamiento.

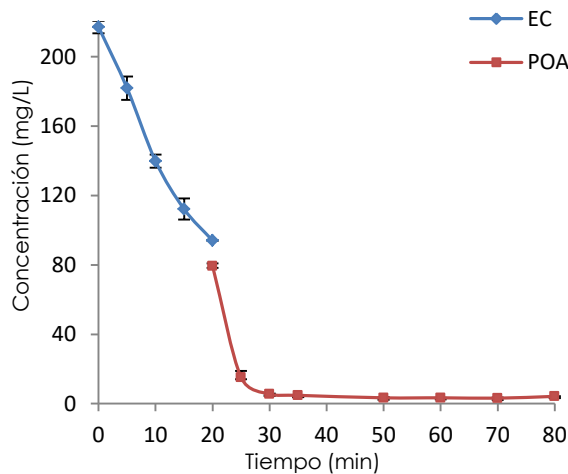


Figura 3.26 Resultados de la remoción de [IC] durante el tren de tratamiento por EC-O₃/H₂O₂/UV para una concentración de 200 mg/L de IC

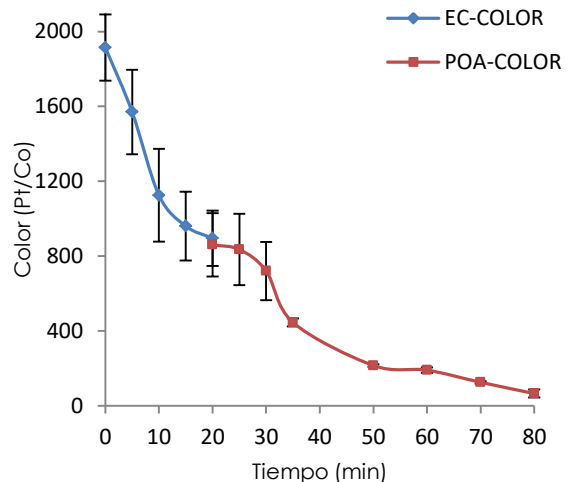


Figura 3.27 Resultados del color durante el tren de tratamiento EC-O₃/H₂O₂/UV para una concentración de 200 mg/L de IC

Para una concentración de 300 mg/L se muestran los resultados en la Figura 3.28 de la concentración de IC con respecto al tiempo del tren de tratamiento, se eliminó el colorante hasta 157 mg/L en 20 minutos de EC, al aplicar el tratamiento $O_3/H_2O_2/UV$ se obtuvo un valor de 5.3 mg/L de concentración de IC en un total de 35 minutos de ambos tratamientos. En la Figura 3.29 se observó que el tren de tratamiento, eliminó gran parte de la coloración de la solución acuosa de un valor inicial de 2710 Pt/Co hasta valores de 70 Pt/Co en 80 minutos.

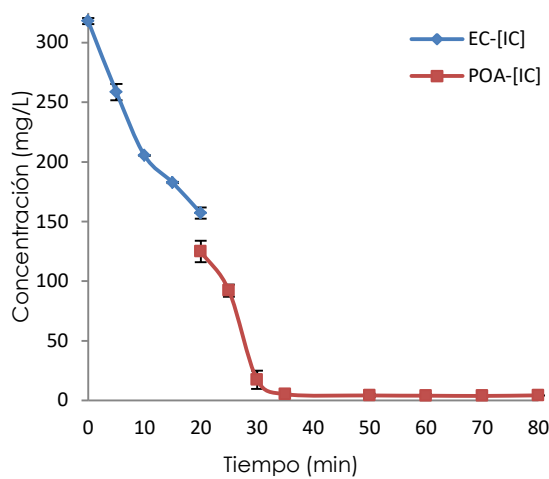


Figura 3.28 Resultados de la remoción de [IC] durante el tren de tratamiento EC- $O_3/H_2O_2/UV$ para una concentración de 300 mg/L de IC

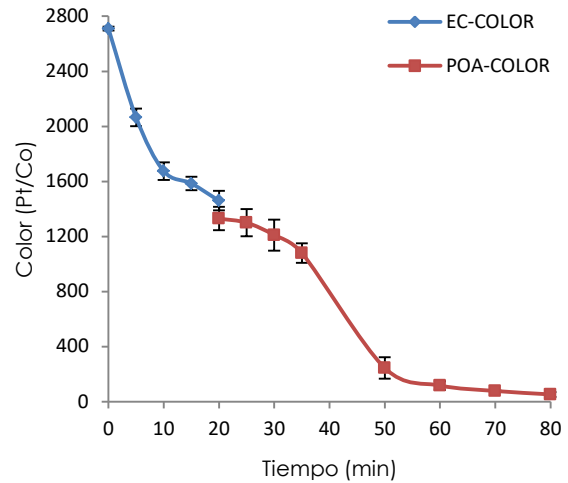


Figura 3.29 Resultados del color durante el tren de tratamiento EC- $O_3/H_2O_2/UV$ para una concentración de 300 mg/L de IC

En la Figura 3.30 se observa la degradación del colorante IC, de acuerdo al tiempo y tipo de tratamiento aplicado, se caracterizó por la disminución gradual de la banda a 612 nm, durante la EC y al aplicar el POA ($O_3/H_2O_2/UV$) esta banda desapareció de la región visible, debido a la degradación del colorante inducida por el POA.

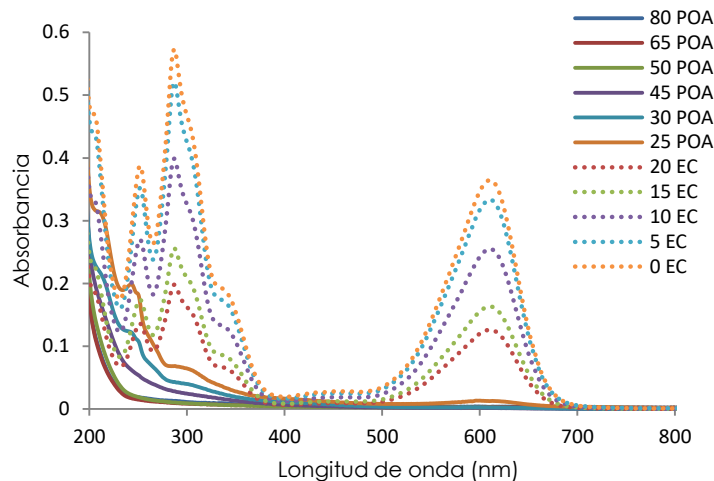


Figura 3.30 Espectros de absorción de la remoción y degradación del colorante IC durante el tren de tratamiento EC- $O_3/H_2O_2/UV$, para una concentración inicial de 100 mg/L

La Figura 3.31 muestra los espectros de una concentración de 200 mg/L de colorante IC. Se observó la desaparición de las bandas a 251, 287 y 612 a los 45 minutos, la disminución del color se asoció con la división del enlace C=C de la molécula de IC, pertenece al grupo cromóforo el cual da color a la molécula. Posteriormente las bandas de 251 y 287 sufrieron un corrimiento esto se atribuyó a la generación de productos intermedios del ácido isatin sulfónico y el leuco índigo, sin embargo de los 45 minutos en adelante se observó una desaparición total de las bandas indicando una degradación de los subproductos formados.

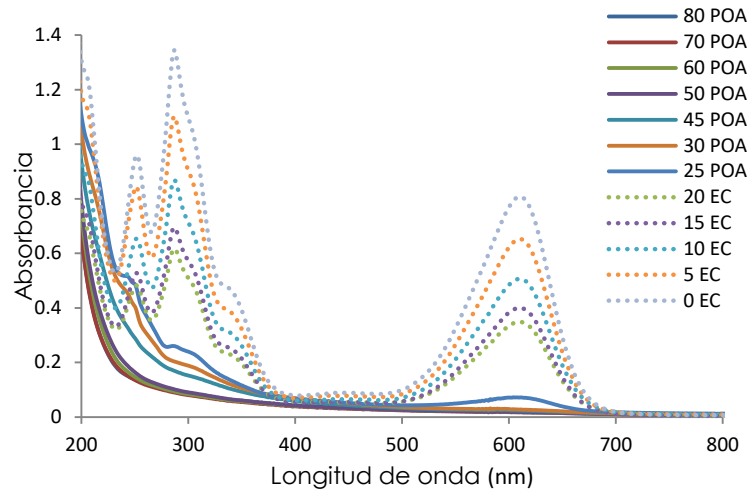


Figura 3.31 Espectros de absorción de la remoción y degradación del colorante IC durante el tren de tratamiento EC-O₃/H₂O₂/UV, para una concentración inicial de 200 mg/L

En la Figura 3.32 se muestran los espectros de una concentración de 300 mg/L, se puede observar el mismo efecto, sin embargo para este caso la degradación es más lenta debido al aumento de la concentración inicial de IC.

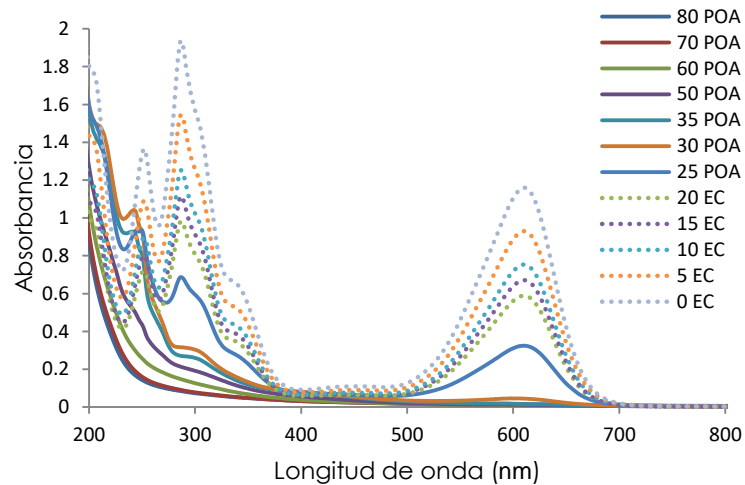


Figura 3.32 Espectros de absorción de la remoción y degradación del colorante IC durante el tren de tratamiento EC-O₃/H₂O₂/UV, para una concentración inicial de 300 mg/L

Finalmente se obtuvo un residual derivado de la degradación del ácido isatin sulfónico y el leuco índigo, con una absorción muy baja en toda la región de 200 a 800 nm, señalando que los intermediarios formados ya se han oxidado a compuestos orgánicos de bajo peso molecular como el benceno, ácido oxálico y CO₂. Este comportamiento se observó para las concentraciones de 100, 200 y 300 mg/L, a diferentes tiempos de tratamiento pero finalmente con el mismo resultado descrito en las Figuras 3.30, 3.31 y 3.32.

3.2.6 Tratamiento por EC-O₃/H₂O₂/UV del agua residual de una lavandería textil

Se realizó el tratamiento de una muestra de AR, proveniente de una lavandería textil (mezclilla), ubicada en Mexicaltzingo, Estado de México. En la Tabla 3-15 se muestra la caracterización del AR antes de realizar el tren de tratamiento y en la Figura 3.33 se muestra el espectro de absorción de la muestra en la que se observan picos a 245, 280 y 640 que podría corresponder al colorante IC con un ligero corrimiento que podría deberse a la reacción del colorante con algunos componentes del AR los cuales se desconocen.

Tabla 3-15 Resultados de la caracterización del agua residual (lavandería textil-mezclilla)

	Conductividad ($\mu\text{S/cm}$)	pH	Turbiedad (UNT)	Color (Pt/Co)	DQO (mg/L)	IC (mg/L)
AR (Lavandería textil)	33.5 \pm 7.6	8.2 \pm 0.6	6.74 \pm 1.8	541 \pm 176	394.7 \pm 44	63 \pm 6.1

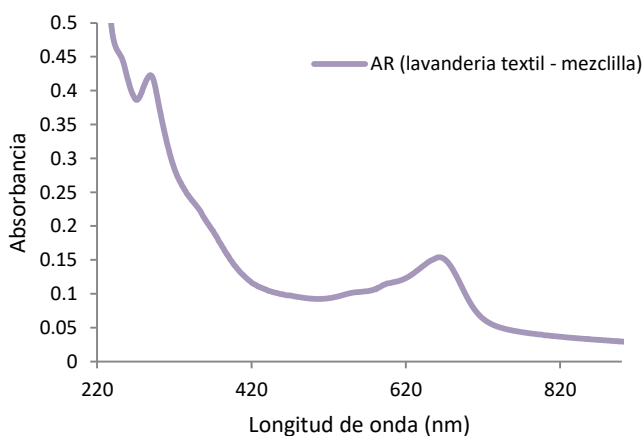


Figura 3.33 Espectro de absorción del AR (lavandería textil – mezclilla)

Se aplicó el tren de tratamiento, después de una determinación preliminar de la concentración de una muestra de AR de la cual se obtuvo una concentración de 63 mg/L de acuerdo a las características iniciales, se realizó el tratamiento correspondiente a las

condiciones óptimas de O_3 y H_2O_2 , para una concentración de 100 mg/L de colorante IC, siendo esta la más apropiada de acuerdo a las características de color, concentración y apariencia del AR.

La Figura 3.34 muestra los espectros de absorción del tren de tratamiento realizado a la muestra de AR, se observó una remoción considerable de colorante con la EC al disminuir los picos, por otro lado mediante el tratamiento por $O_3/H_2O_2/UV$ mejoró la degradación del colorante al desaparecer las bandas de absorción; sin embargo, los espectros incrementaron debido a interferentes del AR, de tal manera que su absorbancia es superior a la obtenida para 15 y 20 minutos de tratamiento por EC. Lo que se atribuyó a la reacción de algunos componentes presentes en el AR, con el H_2O_2 , O_3 y radiación UV.

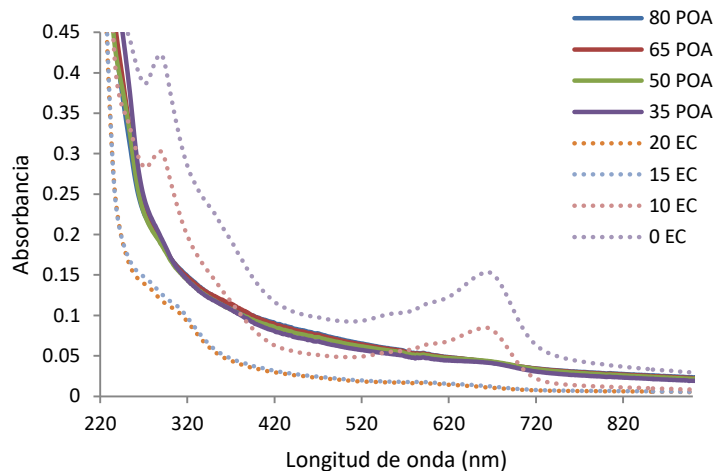


Figura 3.34 Espectros de absorción del tren de tratamiento EC- $O_3/H_2O_2/UV$ para una muestra de AR (lavandería textil – mezclilla)

Por otro lado en la Figura 3.35 se muestran los resultados obtenidos durante el tren de tratamiento de la disminución de la concentración de colorante IC, con respecto al tiempo y tipo de tratamiento (EC ó $O_3/H_2O_2/UV$), se removió el colorante de 58 mg/L de colorante a 3.8 mg/L con la EC en 20 minutos, posteriormente se observó un aumento al igual que en los espectros, corroborando una posible reacción con los componentes del AR y los oxidantes del tratamiento en este caso del O_3 , H_2O_2 y radiación UV. En la Figura 3.36 se observó la eliminación del color, con el tratamiento por EC se logró eliminar un 99% de color; sin embargo, al aplicar el tratamiento por $O_3/H_2O_2/UV$, estos parámetros aumentaron 14% aproximadamente. Se atribuyó principalmente a la composición del AR textil y a una posible reacción con los mismos componentes del tratamiento, ya que para el caso de las soluciones acuosas preparadas en el laboratorio este efecto no ocurrió.

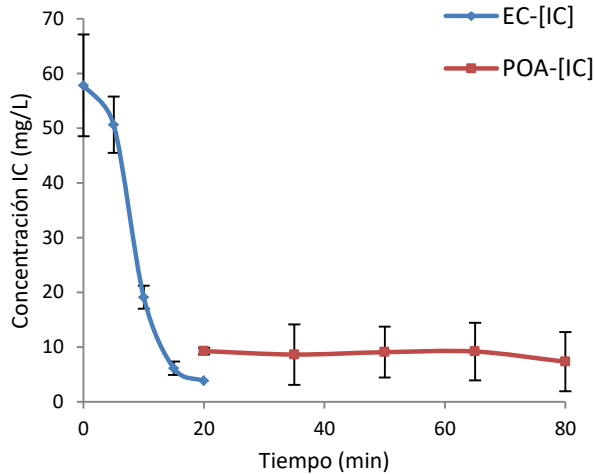


Figura 3.35 Resultados de la remoción de colorante durante el tren de tratamiento por EC-O₃/H₂O₂/UV para una muestra de ART-mezclilla

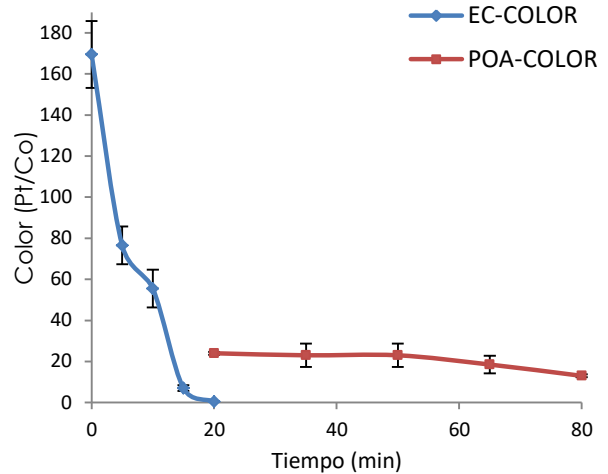


Figura 3.36 Resultados del color durante el tren de tratamiento EC-O₃/H₂O₂/UV para una muestra de ART-mezclilla

Finalmente en la Tabla 3-16 se muestra un resumen de los resultados del tren de tratamiento para una concentración de 100, 200 y 300 mg/L de colorante IC en solución acuosa y de una muestra de AR de una lavandería textil-mezclilla. Se observó que los resultados de turbiedad disminuyeron con el tratamiento de EC, lo que indicó una remoción eficiente de las partículas del colorante, sin embargo al realizar el tratamiento de O₃/H₂O₂/UV la turbiedad se incrementó, esto se podría atribuir a las reacciones entre el radical OH^{*} y el colorante IC con la formación de los subproductos ya mencionados.

Por otro lado uno de los parámetros medidos fue la DQO; sin embargo se observó un aumento de DQO al aplicar el tratamiento por O₃/H₂O₂/UV, debido principalmente a la presencia de H₂O₂. USP Technologies (2017), menciona que cuando se mide DQO de AR tratadas con peróxido, es importante determinar la concentración residual de H₂O₂ antes del análisis. Esto se debe a que el H₂O₂ interfiere con el método analítico. De tal manera que el H₂O₂ residual reaccionará con el reactivo de dicromato de potasio, dando como resultado un valor de DQO "falso alto". El valor elevado de DQO se debe a la interferencia en la determinación de DQO. Se realizó el ajuste con el peróxido residual sin embargo aun así se observó un incremento considerable de DQO.

Por otro lado el color y la concentración de [IC] decrecieron considerablemente con valores superiores al 95 % de remoción, en un tiempo total de tratamiento de 80 minutos. Por lo cual se consideró factible el tren de tratamiento (EC-O₃/H₂O₂/UV) para la remoción y

degradación del colorante, ya que de forma independiente los tiempos de remoción alcanzaron los 60 minutos con el tratamiento por EC y para la degradación del colorante se requirió de un tiempo de 120 minutos para obtener valores de DQO por debajo de 40 mg/L. Reportes realizados por la Conagua indicaron el criterio de clasificación de calidad del agua superficial con base en la demanda química de oxígeno indican valores de DQO < 10 mg/L a aguas no contaminadas, de 10 – 20 mg/L agua de buena calidad, de 20 – 40 mg/L agua aceptable con indicio de contaminación pero con capacidad de auto depuración y valores de DQO > 40 mg/L se refiere a aguas contaminadas (CONAGUA, 2017). De acuerdo a los resultados obtenidos la propuesta cumple como un agua aceptable de descarga, para el tren de tratamiento realizado al AR textil y para una solución acuosa con concentración de 100 mg/L de colorante IC.

Tabla 3-16 Resultados del tren de tratamiento para la solución acuosa de 100, 200 y 300 mg/L y muestra de AR lavandería textil

	Tratamiento	Tiempo (min)	pH	Conductividad ($\mu\text{S/cm}$)	Turbiedad (NTU)	[IC] (mg/L)	Color (Pt/Co)	DQO (mg/L)
AR (lavandería textil)	EC	0	7.9 \pm 0.04	1021 \pm 54	6.7 \pm 1.8	57.8 \pm 9.3	170 \pm 16	74.6 \pm 21.8
		20	7.7 \pm 0.2	1035 \pm 93	0.9 \pm 0.2	3.8 \pm 0.6	0.5 \pm 0.7	26.6 \pm 4.8
	POA	0	7.7 \pm 0.1	1044 \pm 49	3.9 \pm 1.9	9.3 \pm 5.5	24 \pm 5.7	100.4 \pm 8.8
		15	8.0 \pm 0	1138 \pm 0	5.3 \pm 3.0	8.6 \pm 4.6	23 \pm 5.7	62.3 \pm 9.5
		30	7.9 \pm 0.2	1193 \pm 60	5.1 \pm 3.2	9.1 \pm 5.3	23 \pm 4.2	39.5 \pm 10
		45	8 \pm 0.1	1248 \pm 170	5.0 \pm 3.4	9.2 \pm 5.4	19 \pm 0.7	27 \pm 4.1
		60	8 \pm 0.01	1239 \pm 318	5.1 \pm 3.3	7.3 \pm 3.2	13 \pm 4.2	13.7 \pm 6.5
100	EC	0	5.6 \pm 0.2	1041 \pm 81	ND	105.1 \pm 9.7	1095 \pm 92	104.1 \pm 1.8
		20	8.6 \pm 0	1412 \pm 243	0.1 \pm 0	36.6 \pm 3.7	485 \pm 92	46.3 \pm 3.7
	POA	0	7.3 \pm 0	585 \pm 121	5.7 \pm 4.5	19.5 \pm 3.7	390.5 \pm 6	107.1 \pm 7.8
		15	6 \pm 0.1	559 \pm 151	6.7 \pm 2.7	0.8 \pm 0.0	109 \pm 11	81.0 \pm 6.5
		30	5.7 \pm 0.6	562 \pm 150	5 \pm 2.7	0.5 \pm 0.2	59 \pm 35	54.7 \pm 5.2
		45	5.9 \pm 0.2	526 \pm 91	5.7 \pm 3	0.6 \pm 0.1	44 \pm 31	27.7 \pm 2.1
		60	5.8 \pm 0	535 \pm 41	5.8 \pm 3.3	0.7 \pm 0.1	23 \pm 7	16.5 \pm 3.1
200	EC	0	5.7 \pm 0.2	1088 \pm 152	ND	217.2 \pm 3.6	1915 \pm 177	203.8 \pm 38
		20	8.2 \pm 1	1564 \pm 69	0.2 \pm 0.04	94 \pm 0.3	895 \pm 149	119.2 \pm 49
	POA	0	6.1 \pm 1.7	643 \pm 223	1.8 \pm 0.06	79.4 \pm 1.5	860 \pm 170	319.9 \pm 11.3
		15	5.3 \pm 0.4	558 \pm 61	3.1 \pm 1.5	4.82 \pm 0.2	445 \pm 21	260.3 \pm 11.1
		30	4.5 \pm 0.6	602 \pm 93	2.4 \pm 0.08	3.38 \pm 0.3	215 \pm 7	190.1 \pm 9.6
		45	4.3 \pm 0.8	591 \pm 4	2.1 \pm 0.04	3.4 \pm 0.05	125 \pm 7	114 \pm 14
		60	4.4 \pm 0.8	513 \pm 19	2.8 \pm 0.4	4.2 \pm 0.06	65 \pm 21	54.1 \pm 15.5
300	EC	0	6 \pm 0.1	1040 \pm 3	ND	318.1 \pm 2.5	2710 \pm 14	327.5 \pm 28
		20	9.6 \pm 0.8	1530 \pm 42	0.3 \pm 0.01	157 \pm 4.8	1460 \pm 71	194.7 \pm 7.4
	POA	0	6.9 \pm 0.2	886 \pm 338	1.3 \pm 1.2	124.9 \pm 9	1330 \pm 85	420 \pm 0.6
		15	5.0 \pm 1.2	868 \pm 286	5.1 \pm 3.1	5.3 \pm 1.4	1080 \pm 71	387.5 \pm 27.6
		30	3.9 \pm 0.6	773 \pm 265	3.1 \pm 1.4	4.2 \pm 1.4	245 \pm 78	350.8 \pm 4.7
		45	3.5 \pm 0.3	862 \pm 245	2.4 \pm 1.0	4.0 \pm 1.3	98 \pm 18	268 \pm 6
		60	3.4 \pm 0.5	938 \pm 236	2.1 \pm 1.8	4.3 \pm 0.1	70 \pm 7	168.6 \pm 3.9

CONCLUSIONES

La DC es uno de los parámetros más importantes para controlar el proceso de EC, debido principalmente a que determina la producción de coagulante y por lo tanto afecta la formación y crecimiento de flóculos. Por lo cual la DC óptima para una concentración de 100, 200 y 300 mg/L fue de 8.8, 12.2 y 15.5 A/m² respectivamente.

El Al(OH)₃ es el responsable de la aglomeración de partículas contaminantes, debido a la disolución de los electrodos utilizados por el cambio de pH, en el rango de formación del agente coagulante Al(OH)₃.

La concentración inicial del colorante es un factor importante para la degradación del mismo, ya que conforme aumenta la concentración del colorante IC disminuye el % de remoción de DQO, [IC] y color, empleando el tratamiento de EC.

El proceso de fotocátalisis estuvo influenciado por la concentración inicial de IC. La velocidad de degradación disminuyó con el aumento de la concentración inicial de colorante. Así mismo disminuyó el % de remoción de DQO empleando el tratamiento O₃/H₂O₂/UV.

El H₂O₂ favorece la degradación del colorante, aumentando con ello la remoción de DQO.

El tratamiento por O₃/H₂O₂/UV, cumple con los requisitos de control para la descarga de AR, logrando obtener productos finales de bajo peso molecular, degradando la molécula de IC.

El uso de POA en el tratamiento no siempre reduce o elimina su toxicidad, por lo tanto, el estudio de este efluente después del tratamiento es crucial. Ya que el colorante IC resiste la biodegradación y puede producir compuestos tóxicos al final del proceso de tratamiento.

El diseño factorial permitió corroborar el efecto de cada una de las variables evaluada (O₃, H₂O₂), para 100 mg/L no fueron significativos, para 200 mg/L las variables fueron significativas para la remoción de DQO y color y para 300 mg/L el O₃ fue relevante para la remoción DQO, [IC] y color.

El uso de la combinación de procesos beneficia el tiempo de tratamiento, reduciendo costos.

RECOMENDACIONES

Realizar pruebas de toxicidad para las muestras finales del tren de tratamiento de las soluciones acuosas con concentraciones de 100, 200, 300 mg/L y a una muestra de agua residual (lavandería textil - mezclilla).

Realizar experimentos adicionales con concentraciones superiores a 15 mmol/L de H_2O_2 , para concentraciones de colorante IC de 300 mg/L hasta encontrar una concentración óptima para la degradación del IC.

Realizar un escalamiento del tren de tratamiento por EC – $O_3/H_2O_2/UV$ para concentraciones de 100 y 200 mg/L de colorante IC, con las condiciones óptimas de cada uno de los tratamientos.

Realizar experimentos con propuestas de concentración de H_2O_2 superiores a 15 mmol/L, para concentraciones superiores a 300 mg/L de colorante IC.

Realizar el tratamiento por $O_3/H_2O_2/UV$ para otros colorantes de la industria textil (azul), con las condiciones óptimas para una concentración de 100 mg/L y evaluar la factibilidad del método.

Realizar la determinación de COT, para verificar la mineralización del colorante IC en el tratamiento por $O_3/H_2O_2/UV$, ya que los valores de DQO se vieron afectados con la presencia de H_2O_2 .

REFERENCIAS

- Abdul, A. R. A., Asaithambi, P., & Ashri Bin Wan Daud, M. W. (2016). Combination of electrocoagulation with advanced oxidation processes for the treatment of distillery industrial effluent. *Process Safety and Environmental Protection*, 99, 227–235. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2015.11.010>
- Aleboye, A., Moussa, Y., & Aleboye, H. (2005). The effect of operational parameters on UV/H₂O₂ decolourisation of Acid Blue 74. *Dyes and Pigments*, 66, 129–134. <https://doi.org/10.1016/j.dyepig.2004.09.008>
- An, C., Huang, G., Yao, Y., & Zhao, S. (2017). Emerging usage of electrocoagulation technology for oil removal from wastewater: A review. *The Science of the Total Environment*, 579, 537–556. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.062>
- Aouni, A., Fersi, C., Ben Sik Ali, M., & Dhahbi, M. (2009). Treatment of textile wastewater by a hybrid electrocoagulation/nanofiltration process. *Journal of Hazardous Materials*, 168(2-3), 868–874. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.02.112>
- Arango, A. de J. R. (2011). Uso de electrocoagulación para la remoción de tartrazina en soluciones acuosas. *Producción Limpia*, 6(2), 58–68.
- Arenas, C. N., Vasco, A., Betancur, M., & Daniel, J. (2017). Removal of indigo carmine (IC) from aqueous solution by adsorption through abrasive spherical materials made of rice husk ash (RHA). *Process Safety and Environmental Protection*, 106(1c), 224–238. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2017.01.013>
- Arroyave, J. A. R., Garcés, L. F. G., & Arango, Á. R. (2009). Mineralización del colorante Tartrazina mediante un proceso de oxidación avanzada. *Revista Lasallista de Investigación*, 6(2), 46–53.
- Arslan, A., Veli, S., & Bingöl, D. (2014). Use of response surface methodology for pretreatment of hospital wastewater by O₃/UV and O₃/UV/H₂O₂ processes. *Separation and Purification Technology*, 132, 561–567. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2014.05.036>
- Arslan, I. A. (2007). Degradation of a commercial textile biocide with advanced oxidation processes and ozone. *Journal of Environmental Management*, 82(2), 145–154. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2006.08.010>

doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.12.021

- Asaithambi, P., Sajjadi, B., Aziz Abdul, R. A., & Ashri Bin Wan Daud, M. W. (2017). Ozone (O₃) and sono (US) based advanced oxidation processes for the removal of color, COD and determination of electrical energy from landfill leachate. *Separation and Purification Technology*, 172, 442–449. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2016.08.041>
- Asghar, A., Aziz, A., Raman, A., Mohd, W., & Wan, A. (2015). Advanced oxidation processes for *in-situ* production of hydrogen peroxide / hydroxyl radical for textile wastewater treatment: A review. *Journal of Cleaner Production*, 87, 826–838. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.09.010>
- Baffoun, A., El Ghali, A., & Hachani, I. (2017). Decolorization kinetics of acid azo dye and basic thiazine dye in aqueous solution by UV/H₂O₂ and UV/Fenton: Effects of operational parameters. *Autex Research Journal*, 17(1), 1–10. <https://doi.org/10.1515/aut-2016-0031>
- Bagga, A., Chellam, S., & Clifford, D. A. (2008). Evaluation of iron chemical coagulation and electrocoagulation pretreatment for surface water microfiltration. *Journal of Membrane Science*, 309(1-2), 82–93. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2007.10.009>
- Basiri, J. P., & Hagh, S. N. (2012). Treatment of wastewater containing Acid Blue 92 dye by advanced ozone-based oxidation methods. *Separation and Purification Technology*, 98, 315–320. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2012.06.041>
- Basturk, E., & Karatas, M. (2015). Decolorization of anthraquinone dye reactive blue 181 solution by UV/H₂O₂ process. *Journal of Photochemistry & Photobiology, A: Chemistry*, 299, 67–72. <https://doi.org/10.1016/j.jphotochem.2014.11.003>
- Bentouami, A., Ouali, M. S., & De Menorval, L. C. (2010). Photocatalytic decolourization of indigo carmine on 1,10-phenanthroline intercalated bentonite under UV-B and solar irradiation. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, 212(2-3), 101–106. <https://doi.org/10.1016/j.jphotochem.2010.04.002>
- Bernal, M., Romero, R., Roa, G., Barrera, C. D., Torres, T. B., & Natividad, R. (2013). Ozonation of indigo carmine catalyzed with Fe-pillared clay. *International Journal of*

Photoenergy, 2013, 1–7. <https://doi.org/10.1155/2013/918025>

- Bethi, B., Sonawane, S. H., Bhanvase, B. A., & Gumfekar, S. P. (2016). Nanomaterials-based advanced oxidation processes for wastewater treatment: A review. *Chemical Engineering & Processing: Process Intensification*, 109, 178–189. <https://doi.org/10.1016/j.cep.2016.08.016>
- Boczka, G., & Fernandes, A. (2017). Wastewater treatment by means of advanced oxidation processes at basic pH conditions: A review. *Chemical Engineering Journal*, 320, 608–633. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.03.084>
- Brandhuber, P. J., & Korshin, G. (2009). Methods for the detection of residual concentrations of hydrogen peroxide in advanced oxidation processes, *WATEREUSE*, 1-11.
- Brigden, K., Cadena, A., Casper, K., Cobbing, M., Colin, M., Crawford, T., Terras, P. (2012). Hilos Tóxicos: Al desnudo, exponiendo el papel de la industria textil en la contaminación de los ríos en México, *Greenpeace*, 3-32.
- Can, O. T., Bayramoglu, M., & Kobya, M. (2003). Decolorization of reactive dye solutions by electrocoagulation using aluminum electrodes. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 42(14), 3391–3396. <https://doi.org/10.1021/ie020951g>
- Can, O. T., Kobya, M., Demirbas, E., & Bayramoglu, M. (2006). Treatment of the textile wastewater by combined electrocoagulation. *Chemosphere*, 62(2), 181–187. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.05.022>
- Cardoso, J. C., Bessegato, G. G., Valnice, M., & Zanoni, B. (2016). Efficiency comparison of ozonation, photolysis, photocatalysis and photoelectrocatalysis methods in real textile wastewater decolorization. *Water Research*, 98, 39–46. <https://doi.org/10.1016/j.watres>.
- Castro, L., & Durán, E. (2014). Degradación y decoloración de agua contaminada con colorantes textiles mediante procesos de oxidación avanzada. *Tecnología en Marcha*, 27(2), 40–50.
- Centa. (2008). Manual de depuración de aguas residuales urbanas. *Alianza por el agua/ ecología y desarrollo, Monográficos agua en centroamerica*, 14–22.

- CONAGUA. (2017). *Monitoreo de calidad del agua. Escala de clasificación de calidad del agua superficial con base en la demanda química de oxígeno (DQO)*. México. Retrieved from <http://files.conagua.gob.mx/transparencia/CalidaddelAgua.pdf>
- Cortazar, A. M. (2013). Decoloración del colorante rojo ácido 27 utilizando un cultivo mixto de *trametes versicolor* y *pseudomonas putida*, diseñado para el tratamiento de efluentes textiles. *Tesis, Universidad Autonoma del Estado de Hidalgo*, 103.
- de Andrade, F. V., de Lima, G. M., Augusti, R., Coelho, M. G., Ardisson, J. D., & Romero, O. B. (2012). A versatile approach to treat aqueous residues of textile industry: The photocatalytic degradation of indigo carmine dye employing the autoclaved cellular concrete/Fe₂O₃ system. *Chemical Engineering Journal*, 180, 25–31. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2011.10.089>
- de la Peña, M. E., Ducci, J., & Zamora, V. P. (2013). Tratamiento de aguas residuales en México. *Banco Interamericano de Desarrollo*, 13–40.
- Deng, Y., & Zhao, R. (2015). Advanced oxidation processes (AOPs) in wastewater treatment. *Water Pollution*, 1, 167–176. <https://doi.org/10.1007/s40726-015-0015-z>
- Dewil, R., Mantzavinos, D., Poulios, I., & Rodrigo, M. A. (2017). New perspectives for advanced oxidation processes. *Journal of Environmental Management*, 195, 93–99. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.04.010>
- Domènech, X., Jardim, W. F., & Litter, M. I. (2001). Procesos avanzados de oxidación para la eliminación de contaminantes. *Eliminación de contaminantes por fotocátalisis heterogénea*, 3–26.
- El-Ashtoukhy, E. S. Z. (2013). Removal of indigo carmine dye from synthetic wastewater by electrochemical oxidation in a new cell with horizontally oriented electrodes, *International Journal of electrochemical science* 8, 846–858.
- Espinoza, C., Romero, J., Villegas, L., Cornejo-Ponce, L., & Salazar, R. (2016). Mineralization of the textile dye acid yellow 42 by solar photoelectro-Fenton in a lab-pilot plant. *Journal of Hazardous Materials*, 319, 24–33. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.03.003>

- Fernández, E. M. P. (2010). Proyecto ejecutivo de planta de tratamiento de aguas residuales para la localidad de Xochiapa, Ver., *Tesis* 10-18.
- Ganiyu, S. O., Hullebusch, E. D. Van, Cretin, M., Esposito, G., & Oturan, M. A. (2015). Coupling of membrane filtration and advanced oxidation processes for removal of pharmaceutical residues : A critical review. *Separation and Purification Technology*, 156, 891–914. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2015.09.059>
- García, Segura S., S. G. Eiband, M. M., Vieira, D. M. J., & Martínez, H. C. A. (2017). Electro coagulation and advanced electrocoagulation processes : A general review about the fundamentals, emerging applications and its association with other technologies. *Journal of Electroanalytical Chemistry*, 801, 267–299. <https://doi.org/10.1016/j.jelechem.2017.07>
- García, M. A. M., Roa, G. M., Barrera, C. D., Balderas, P. H., & Bilyeu, B. (2013). An integrated electrocoagulation and ozonation process for removal of indigo carmine dye from denim processing effluent. *Sustain. Environmental Res.*, 23(4), 241–245.
- Genázio Pereira, P. C., Valoura, R. R., Pavesi, T., Mendes, E. S., Costa, J. M., & Veríssimo Correia, F. (2017). Lethal and sub-lethal evaluation of indigo carmine dye and byproducts after TiO₂ photocatalysis in the immune system of *eisenia andrei* earthworms. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 143, 275–282. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.05.043>
- Gerrity, D., Mayer, B., Ryu, H., Crittenden, J., & Abbaszadegan, M. (2009). A comparison of pilot-scale photocatalysis and enhanced coagulation for disinfection byproduct mitigation. *Water Research*, 43(6), 1597–1610. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.01>
- Ghanbari, F., & Moradi, M. (2015). A comparative study of electrocoagulation, electrochemical Fenton , electro-Fenton and peroxi-coagulation for decolorization of real textile wastewater : Electrical energy consumption and biodegradability improvement. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 3(1), 499–506. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2014.12.018>
- GilPavas, E., Rojas, V., & Casas, D. (2011). Procesos avanzados de oxidación para el tratamiento de residuos líquidos peligrosos procedentes de laboratorios de ingeniería de procesos. *Cuadernos de investigación*. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>

- Gu, Z., Liao, Z., Schulz, M., Davis, J. R., Baygents, J. C., & Farrell, J. (2009). Estimating dosing rates and energy consumption for electrocoagulation using Iron and aluminum electrodes. *Ind. Eng. Chem. Res*, *48*, 3112–3117.
- Guaraldo, T. T., Zanoni, T. B., de Torresi, S. I. C., Gonçales, V. R., Zocolo, G. J., Oliveira, D. P., & Zanoni, M. V. B. (2013). On the application of nanostructured electrodes prepared by Ti/TiO₂/WO₃ “template”: A case study of removing toxicity of indigo using visible irradiation. *Chemosphere*, *91*(5), 586–593. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.12.027>
- Hadi, M. D., Karimi, B., & Sadege, M. R. (2016). The effect of aeration on advanced coagulation, flotation and advanced oxidation processes for color removal from wastewater. *Journal of Molecular Liquids*, *223*, 75–80. <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2016.08.019>
- Hernández, A. G., Rodríguez, V. G., Oros, S. R., & Gómez, R. (2016). Photodegradation of indigo carmine dye by CdS nanostructures under blue-light irradiation emitted by LEDs. *Catalysis Today*, *266*, 27–35. <https://doi.org/10.1016/j.cattod.2015.09.001>
- Holkar, C. R., Jadhav, A. J., Pinjari, D. V., Mahamuni, N. M., & Pandit, A. B. (2016). A critical review on textile wastewater treatments: Possible approaches. *Journal of Environmental Management*, *182*, 351–366. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.07.090>
- Hong, T., Dang, Y., Zhou, D., & Hu, Y. (2016). Study on the oxidative characteristics of organics in bio-treated textile wastewater by VUV/US/O₃ process. *Chemical Engineering Journal*, *306*, 560–567. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.07.103>
- Índigo Química S. L. (2016). Capítulo 16. Colorantes tintura del cuero. *In biblioteca enciclopedia*, 47–160. Retrieved from <http://indigoquimica.net/biblioteca/enciclopedia>
- Keshmirizadeh, E., Khosravi, R., & Mahdifar, S. (2012). Color removal from simulated textile effluents using clean electrocoagulation technique. *Journal of Applied Chemical Research*, *6*(4), 82–93.
- Khandegar, V., & Saroha, A. K. (2013). Electrocoagulation for the treatment of textile industry effluent: A review. *Journal of Environmental Management*, *128*, 949–963. <https://doi.org/>

10.1016/j.jenvman.2013.06.043

- Khataee, A., Gholami, P., & Vahid, B. (2016). Heterogeneous sono-Fenton-like process using nanostructured pyrite prepared by Ar glow discharge plasma for treatment of a textile dye. *Ultrasonics Sonochemistry*, 29, 213–225. <https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2015.09>
- Khelifi, E., Gannoun, H., Touhami, Y., Bouallagui, H., & Hamdi, M. (2008). Aerobic decolourization of the indigo dye-containing textile wastewater using continuous combined bioreactors. *Journal of Hazardous Materials*, 152, 683–689. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.07.059>
- Kobyas, M., & Demirbas, E. (2015). Evaluations of operating parameters on treatment of can manufacturing wastewater by electrocoagulation. *Journal of Water Process Engineering*, 8, 64–74. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2015.09.006>
- Kobyas, M., Ulu, F., Gebologlu, U., Demirbas, E., & Oncel, M. S. (2011). Treatment of potable water containing low concentration of arsenic with electrocoagulation: Different connection modes and Fe-Al electrodes. *Separation and Purification Technology*, 77(3), 283–293. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2010.12.018>
- Lee, K., Lee, E., Lee, H., Kim, Y. K., & Sohn, K. (2011). Hydrogen peroxide interference in chemical oxygen demand during ozone based advanced oxidation of anaerobically digested livestock wastewater. *Int. J. Environ. Sci. Tech*, 8(2), 381–388. <https://doi.org/10.1007/BF03326225>
- Li, H. X., Xu, B., Tang, L., Zhang, J. H., & Mao, Z. G. (2015). Reductive decolorization of indigo carmine dye with *Bacillus* sp. MZS10. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 103, 30–37. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2015.04.007>
- Liao, H., Stenman, D., & Jonsson, M. (2009). Study of indigo carmine as radical probe in photocatalysis. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, 202, 86–91. <https://doi.org/10.1016/j.jphotochem.2008.11.008>
- Linares, I. H., Martínez, V. M., Barrera, C. D., Pavón, S. R., Bernal, L. M., & Lugo, V. L. (2011). Oxidación de materia orgánica persistente en aguas residuales industriales mediante tratamientos electroquímicos. *Avances en Ciencias e Ingeniería*, 2(1), 21–36.

- Lovato, M. E., Martín, C. A., & Cassano, A. E. (2011). A reaction-reactor model for O₃ and UVC radiation degradation of dichloroacetic acid: The kinetics of three parallel reactions. *Chemical Engineering Journal*, 171, 474–489. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2011.04.008>
- Maldonado, A., & Molina, R. (2011). Estudio para la reducción de colorantes de las aguas residuales de la industria textil a través de procesos electroquímicos, *Tesis, Universidad Politecnica Salesiana*, 1–19.
- Mansouri, K., Ibrik, K., Bensalah, N., & Abdel-Wahab, A. (2011). Anodic dissolution of pure aluminum during electrocoagulation process: Influence of supporting electrolyte, initial pH, and current density. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 13362–13372. <https://doi.org/10.1021/ie201206d>
- Martínez, H. C. A., & Brillas, E. (2009). Applied Catalysis B: Environmental Decontamination of wastewaters containing synthetic organic dyes by electrochemical methods: A general review. *Applied Catalysis B: Environmental*, 87, 105–145. <https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2008.09.017>
- Mendes, E., Sousa, A., Forsin, D., de Paiva, D., Maldonado, M. I., Vieira, L. F. F., & Costa, J. (2015). Photo-decolorization and ecotoxicological effects of solar compound parabolic collector pilot plant and artificial light photocatalysis of indigo carmine dye. *Dyes and Pigments*, 113, 571–580. <https://doi.org/10.1016/j.dyepig.2014.09.029>
- Meric, S., Selcuk, H., & Belgiorno, V. (2005). Acute toxicity removal in textile finishing wastewater by Fenton's oxidation, ozone and coagulation – flocculation processes. *Water Research*, 39, 1147–1153. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2004.12.021>
- Moreira, F. C., Boaventura, R. A. R., Brillas, E., & Vilar, V. J. P. (2016). Electrochemical advanced oxidation processes: A review on their application to synthetic and real wastewaters. *Applied Catalysis B: Environmental*, 1–112. <https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2016.08.037>
- Mores, R., Treichel, H., Zakrzewski, C. A., Kunz, A., Steffens, J., & Dallago, R. M. (2016). Remove of phosphorous and turbidity of swine wastewater using electrocoagulation under continuous flow. *Separation and Purification Technology*, 171, 112–117. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2016.07.016>

- Moussa, D. T., El-naas, M. H., Nasser, M., & Al-marri, M. J. (2017). A comprehensive review of electrocoagulation for water treatment: Potentials and challenges. *Journal of Environmental Management*, 186, 24–41. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.10.032>
- Naciri, N., Farahi, A., Rafqah, S., Nasrellah, H., El Mhammedi, M. A., Lançar, I., & Bakasse, M. (2016). Effective photocatalytic decolorization of indigo carmine dye in moroccan natural phosphate-TiO₂ aqueous suspensions. *Optical Materials*, 52, 38–43. <https://doi.org/10.1016/j.optmat.2015.12.011>
- Nepo, J., Gourich, B., Cha, M., Stiriba, Y., Vial, C., Drogui, P., & Naja, J. (2017). Electrocoagulation process in water treatment: A review of electrocoagulation modeling approaches, 404, 1–21. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2016.10.011>
- Orellana, J. A. (2005). Características de los líquidos residuales. *Ingeniería Sanitaria UTN-FRRO*, 1–9.
- Ormad, M. P. M., García, F. J. C., & Munarriz, B. C. (2009). Eliminacion de plaguicidas en aguas de abastecimiento mediante cloración, ozonización y adsorción con GAC. *Tecnología del Agua*, 24–29.
- Palma, R. E. G., Macías, J. U., González, I., & Torres-Palma, R. A. (2013). Tratamiento de aguas residuales provenientes de la industria textil mediante oxidación electroquímica. *Revista Colombiana de Materiales*, 4(1c), 93–108.
- Palma, R. E. G., Silva, J. A., González, I., & Torres, R. A. P. (2014). Comparative degradation of indigo carmine by electrochemical oxidation and advanced oxidation processes. *Electrochimica Acta*, 140, 427–433. <https://doi.org/10.1016/j.electacta.2014.0>
- Paz, A., Domínguez, J. M., Carballo, J., & Pérez, M. J. (2017). Biological treatment of model dyes and textile wastewaters. *Chemosphere*, 181, 168–177. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.04.046>
- Penru, Y., Guastalli, A. R., Esplugas, S., & Baig, S. (2012). Chemistry application of UV and UV/H₂O₂ to seawater: Disinfection and natural organic matter removal. *Journal of Photochemistry & Photobiology*, 233, 40–45. <https://doi.org/10.1016/j.jphotochem.2012.02.017>

- Pérez, A. A. M. (2009). Degradación de los colorantes negro reactivo 5, rojo directo 28 y verde básico 4 en presencia de aditivos por ozono, Tesis. *Instituto Politécnico Nacional*, 1–99.
- Pérez, F., & Camacho, K. (2011). Tecnologías para el tratamiento de aguas servidas. Tesina, Universidad Veracruzana, *Facultad de Ciencias Químicas*, 77.
- Pérez, S. C., Rivera, M. D. L. H., Martín, A. D., Gelover, S. L. S., Piña, M. S., Gómez, A. R., & Hernández, C. Y. (2012). Comparación técnico-económica entre coagulación química y electrocoagulación para remover arsénico del agua. *Tecnología y Ciencias del Agua*, III, 5–22.
- Pierre, T., Ampugnani, G., & Estrada, R. (2012). Ríos Tóxicos. *Greenpeace*, 8.
- Piña, M. S., Martín, A. D., González, C. A. R., Prieto, F. G., Guevara, A. L., & García, J. E. E. (2012). Revisión de variables de diseño y condiciones de operación en la electrocoagulación. *Revista Mexicana de Ingeniería Química*, 10(2), 257–271.
- Popiel, S., Witkiewicz, Z., & Chrzanowski, M. (2008). Sulfur mustard destruction using ozone, UV, hydrogen peroxide and their combination. *Journal of Hazardous Materials*, 153, 37–43. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.08.041>
- Poyatos, J. M., Muñio, M. M., Almecija, M. C., Torres, J. C., Hontoria, E., & Osorio, F. (2010). Advanced oxidation processes for wastewater treatment: State of the art. *Water, Air, and Soil Pollution*, 205(1-4), 187–204. <https://doi.org/10.1007/s11270-009-0065-1>
- Quintero, L. U. Z., & Cardona, S. (2010). Indigo carmín technologies for the decolorization of dyes: indigo and indigo carmine. *Dyna*, 77, 371–386.
- Riera, M. T., & Gutiérrez, C. B. (2012). Optimisation of the electrochemical and UV combined treatment to remove colour and organic halogenated compounds of textile effluents. *Separation and Purification Technology*, 98, 375–382. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2012.08.005>
- Rivas, F. J., Beltrán, F. J., & Encinas, A. (2012). Removal of emergent contaminants: Integration of ozone and photocatalysis. *Journal of Environmental Management*, 100,

10–15. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.01.025>

Rodriguez, T., Botelho, D., & Cleto, E. (2008). Tratamiento de efluentes industriales de naturaleza recalcitrante usando ozono, peróxido de hidrógeno y radiación ultravioleta. *Revista Facultad de Ingeniería*, (46), 24–38.

Santiago, M. del C. S. (2016). Tratamiento por electrocoagulación O₃/UV para la degradación de índigo carmín presente en agua contaminada. Tesis de grado. *Instituto Tecnológico de Toluca*, 1–76.

Sanz, J., Lombraña, J. I., & De Luis, A. (2013). Estado del arte en la oxidación avanzada a efluentes industriales: nuevos desarrollos y futuras tendencias. *Afinidad LXX*, 25–33.

Sebastian, M. S., Cretescu, I., & Petrescu, S. (2011). An experimental study of indigo carmine removal from aqueous solution by electrocoagulation. *Desalination*, 277, 227–235. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.04.031>

Secretaría de Comercio y Fomento Industrial. (2000). Norma Mexicana NMX-AA-008-SCFI-2000. Análisis de agua - Determinación del pH - Método de prueba. Mexico. Diario Oficial de la Federación: 18 de diciembre de 2000.

Secretaría de Economía. (2016). Norma Mexicana NMX-AA-008-SCFI-2016. Análisis del agua: Medición del pH en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.- Método de prueba. México. Diario Oficial de la Federación: 9 de septiembre de 2016.

Secretaría de Economía. (2001a). Norma Mexicana NMX-AA-038-SCFI-2001. Análisis del agua. Determinación de turbiedad en aguas naturales, residuales y residuales tratadas. Método de prueba. México. Diario Oficial de la Federación: 01 de agosto de 2001.

Secretaría de Economía. (2001b). Norma Mexicana NMX-AA-045-SCFI-2001. Análisis del agua. Determinación de color Platino Cobalto en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - Metodo de prueba. México. Diario Oficial de la Federación: 01 de agosto de 2001.

Secretaría de Economía. (2011). Norma Mexicana NMX-AA-030/2-SCFI-2011. Análisis del agua. Determinación de la demanda química de oxígeno en aguas naturales, residuales

y residuales tratadas - Método de prueba - parte 2 - Determinación del índice de la Demanda Química de Oxígeno - Método de tubo sellado. México. Diario Oficial de la Federación: 27 de junio de 2013.

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2003). Norma Oficial Mexicana. NOM-001-SEMARNAT-1996. Límites Máximos Permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. México. Diario Oficial de La Federación: 23 de abril de 2003.

Selcuk, H., & Meric, S. (2006). Ozone pre-oxidation of a textile industry wastewater for acute toxicity removal. *Global NEST Journal*, 8(2), 95–102.

SEMARNAT. (2013). Informe de la situación del medio ambiente en México. Compendio de estadísticas ambientales. *Indicadores clave y de desempeño ambiental*, 382.

Simonenko, E., Gomonov, A., Rolle, N., & Molodkina, L. (2015). Modeling of H₂O₂ and UV oxidation of organic pollutants at wastewater post-treatment. *Procedia Engineering*, 117(1), 342–349. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2015.08.170>

Sivagami, K., Sakthivel, K. P., & Nambi, I. M. (2017). Advanced oxidation processes for the treatment of tannery wastewater. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2017.06.004>

Stepniowski, W. J., Norek, M., Budner, B., Michalska-Domanska, M., Nowak-Stepniowska, A., Bombalska, A., Bojar, Z. (2016). In-situ electrochemical doping of nanoporous anodic aluminum oxide with indigo carmine organic dye. *Thin Solid Films*, 598, 60–64. <https://doi.org/10.1016/j.tsf.2015.11.084>

Stergiopoulos, D., Dermentzis, K., Giannakoudakis, P., & Sotiropoulos, S. (2014). Electrochemical decolorization and removal of indigo carmine textile dye from wastewater. *Global NEST Journal*, 16(3), 499–506.

Taborda, G. O., Zuluaga, V. R., Palomá, L. P., & Penagos, J. P. G. (2011). Aplicación de métodos electroquímicos en la remoción de materia orgánica en los jugos producto del beneficio del fique: Alternativa biotecnológica para mitigar la contaminación en los afluentes hídricos. *Nova*, 9(15), 61–64.

Takeuchi, N., & Mizoguchi, H. (2017). Study of optimal parameters of the H_2O_2/O_3 method for the decomposition of acetic acid. *Chemical Engineering Journal*, 313, 309–316. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.12.040>

Turhan, K., Durukan, I., Ozturkcan, S. A., & Turgut, Z. (2012). Decolorization of textile basic dye in aqueous solution by ozone. *Dyes and Pigments*, 92(3), 897–901. <https://doi.org/10.1016/j.dyepig.2011.07.012>

USP Technologies. (2017). BOD and COD removal hydrogen peroxide (H_2O_2). Retrieved December 8, 2017, from <http://www.h2o2.com/industrial/applications.aspx?pid=104>

ANEXOS

DETERMINACIÓN DE PERÓXIDO RESIDUAL “MÉTODO DE PEROXOVANADIO”

Se realizó la medición de H_2O_2 residual siguiendo el método espectrofotométrico (peroxovanadio). Mediante este método se cuantificó el consumo de H_2O_2 con la medición de la concentración de H_2O_2 residual.

Este método también aprovecha las propiedades reductoras del peróxido de hidrógeno para reducir el vanadio (V) a vanadio (III). La base del método es la reacción del H_2O_2 con el metavanadato de amonio (NH_4VO_3), en condiciones ácidas. Después de la reducción, se forma un catión de peroxovanadio caracterizado por un color rojo-naranja con una absorbancia máxima de 450 nm (Figura 1A). La reacción propuesta entre el peróxido y el vanadio es la siguiente:

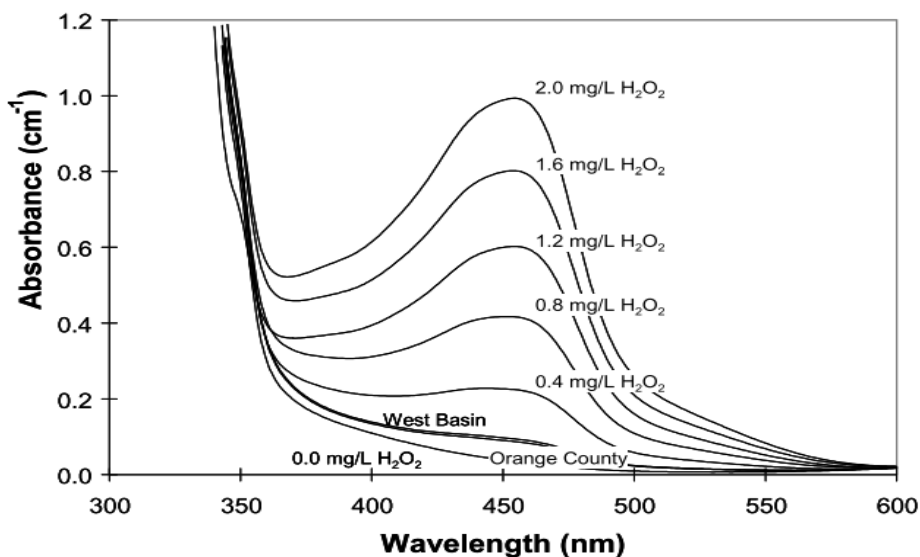
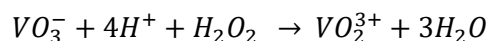


FIGURA 1A. Espectro de absorción de soluciones con diferentes concentraciones de H_2O_2 (Brandhuber & Korshin, 2009)

El método es rápido y las muestras son estables hasta 180 horas a temperatura ambiente (20 ± 2 °C), sin embargo el límite de detección de H_2O_2 es bastante alto, (4 mg/L). El método parece robusto, con poca interferencia detectada por la presencia de hierro, cloruro y nitrato.

Este método consiste en colocar una alícuota de agua, una alícuota de la muestra de interés en este caso una concentración conocida de H_2O_2 de 15, 30, 60, 90, 120 y 150 mg/L y posteriormente una alícuota de una solución de NH_4VO_3 . Se adiciona un exceso de NH_4VO_3 para hacer reaccionar todo el H_2O_2 presente en la muestra de interés con un máximo de absorbancia a 450 nm.

Preparación de soluciones

- Ácido sulfúrico (H_2SO_4) [0.58 M]

Se preparó una solución de H_2SO_4 0.58 M, consistió en medir una alícuota de 3.1 mL de H_2SO_4 al 98%, en un matraz volumétrico de 100 mL, se aforo con agua desionizada.

- Metavanadato de amonio (NH_4VO_3) [0.062 M]

Se preparó una solución de NH_4VO_3 0.062 M, se diluyó en H_2SO_4 0.58 M, se agitó durante 10 minutos hasta disolver completamente, se obtiene una solución de color amarillo.

- Peróxido de hidrógeno (H_2O_2)

Se preparó una solución de H_2O_2 con una concentración de 300 mg/L a partir de esta muestra, se realizaron las diluciones correspondientes para obtener una curva de calibración de H_2O_2 , se llevó a un volumen de 10 mL.

Tabla 1A. Preparación de soluciones de H_2O_2

Concentración de H_2O_2 (mg/L)	Volumen H_2O_2 (mL)
15	0.5
30	1.0
60	2.0
90	3.0
120	4.0
150	5.0

Posteriormente se colocó una alícuota de agua en tubos de ensayo, posteriormente se adicionó la cantidad de H_2O_2 , correspondiente a la concentración mostrada en la Tabla 1A. Finalmente se adiciona una alícuota de 1.1 mL de NH_4VO_3 [0.062 M], las muestras tomaron un color rojizo-naranja.

En la Figura 1B, se puede observar la coloración que tomaron las muestras de las soluciones con diferentes concentraciones de peróxido que reaccionaron con el metavanadato.



FIGURA 1B. Soluciones de la reacción del vanadato y el peróxido

Se utilizó un espectrofotómetro (Thermo SCIENTIFIC, Evolution Array, UV-Visible Spectrophotometer) con una celda de cuarzo de 1 cm, a una λ de 450 nm, los datos obtenidos fueron procesados para obtener la curva de calibración y la ecuación de la recta que se muestra en la Figura 1C.

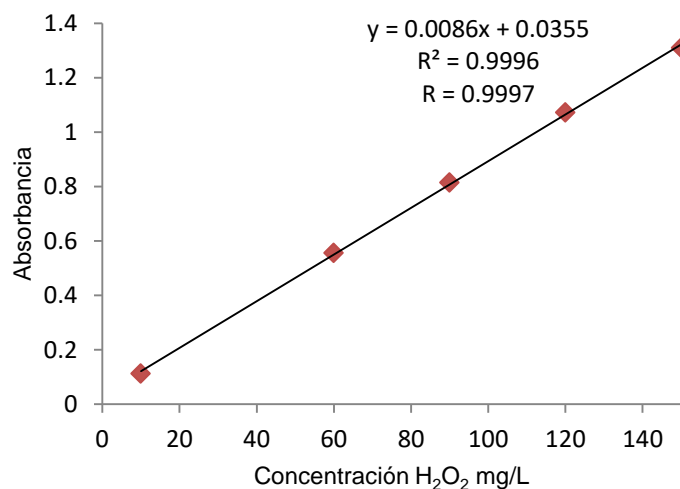


FIGURA 1C. Curva de calibración del H₂O₂ residual