



S.E.P

S.E.S.T.N.M

TecNM

---

---

**INSTITUTO TECNOLÓGICO DE TOLUCA**

**“TRATAMIENTO POR ELECTROCOAGULACIÓN O<sub>3</sub>/UV PARA  
LA DEGRADACIÓN DE ÍNDIGO CARMÍN PRESENTE EN AGUA  
CONTAMINADA”**

**T E S I S**

**QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:**

**MAESTRA EN CIENCIAS DE LA INGENIERÍA AMBIENTAL**

**P R E S E N T A:**

**MARÍA DEL CARMEN SANTIAGO SANTIAGO**

**NO. CONTROL: 0628M0250**

**ASESOR DE TESIS:**

**DRA. MA. GUADALUPE MACEDO MIRANDA**

**CO-ASESOR DE TESIS:**

**DR. JULIO CÉSAR GONZÁLEZ JUÁREZ**

**Metepec, Estado de México, Julio de 2016**

Metepec, Méx., 28/Junio/2016

DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO  
E INVESTIGACIÓN

DEPI-395-928/2016

ASUNTO: AUTORIZACIÓN DE IMPRESIÓN DE TESIS

**C. MARÍA DEL CARMEN SANTIAGO SANTIAGO  
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 : **"TRATAMIENTO POR ELECTROCOAGULACIÓN O3/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](mailto:info@ittoluca.edu.mx), [www.ittoluca.edu.mx](http://www.ittoluca.edu.mx)



Metepec, Méx., 21/Junio /2016

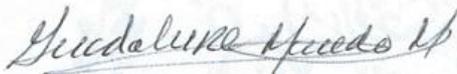
DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO  
E INVESTIGACIÓN

DEPI-395-826/2016

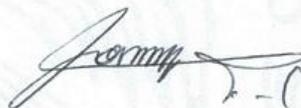
**DR. JOSÉ LUIS GARCÍA RIVAS**  
**JEFE DE LA DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO**  
**E INVESTIGACIÓN**  
**PRESENTE.**

Por este medio comunicamos a usted que la Comisión Revisora designada para analizar la tesis denominada "**TRATAMIENTO POR ELECTROCOAGULACIÓN O<sub>3</sub>/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. MARÍA DEL CARMEN SANTIAGO SANTIAGO, con número de control 0628M0250 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**



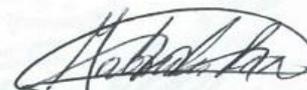
DRA. MA. GUADALUPE MACEDO MIRANDA  
DIRECTORA DE TESIS



DR. JULIO CÉSAR GONZÁLEZ JUAREZ  
CO-DIRECTOR DE TESIS



DR. PEDRO ÁVILA PÉREZ  
REVISOR



DRA. GABRIELA ROA MORALES  
REVISORA



DR. SERGIO DÍAZ ZAGAL  
REVISOR



## DEDICATORIAS

*A quién en mi corazón siempre estará presente, mi madre, Sofía Hortensia.*

*Muy en especial a mi Padre, Eleuterio por su, apoyo y comprensión incondicional.*

*A mis hermanos, Judith, Cristina y Alberto por su apoyo.*

*A ti Raúl, por ser parte importante de mi vida, por tu apoyo, amor y confianza.*

*Con cariño a todos ustedes que me inspiraron para seguir adelante y lograr un éxito más  
en mi vida:*

*Gracias por confiar en mí*

*= CARMEN =*

## **AGRADECIMIENTOS**

*A quienes por sus conocimientos y apoyo contribuyeron de manera importante al desarrollo de esta tesis*

*Dra. Ma. Guadalupe Macedo Miranda*

*Dr. Julio César González Juárez*

*Dra. Gabriela Roa Morales*

*Dr. Sergio Díaz Zagal*

*Dr. Pedro Ávila*

*Al Instituto Tecnológico de Toluca*

*A CONACYT por la beca otorgada durante mis estudios de Maestría.*

*A COMECYT por los apoyos otorgados.*

## RESUMEN

La presencia de contaminantes recalcitrantes en el agua residual complica su tratamiento por métodos convencionales, ya que muchos no pueden ser removidos por estos, por esta razón han surgido nuevos tratamientos alternativos para dichos contaminantes, tales como los procesos avanzados de oxidación como la ozonización, fotocátalisis, fotofenton y radiólisis, otra técnica que ha resultado prometedora para el tratamiento de aguas residuales es la electrocoagulación. Por lo anteriormente mencionado, en el presente trabajo se trataron por electrocoagulación-ozono- UV, agua contaminada con colorante índigo carmín y agua residual textil.

Se aplicó el tratamiento por electrocoagulación a cuatro lotes de 2L de solución acuosa de índigo carmín (IC), con el finalidad de observar el efecto del electrolito soporte durante el tratamiento de electrocoagulación con conductividades iniciales de 45  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , 500  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , 1000  $\mu\text{S}/\text{cm}$  y 1500  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , determinando como óptima una conductividad de 1000  $\mu\text{S}/\text{cm}$  y una hora de tratamiento de electrocoagulación. Posteriormente se trataron 3 lotes de 20 L de solución acuosa de IC para observar el efecto de la densidad de corriente durante el tratamiento de electrocoagulación, utilizando densidades de corriente de 0.021  $\text{A}/\text{m}^2$ , 8.73  $\text{A}/\text{m}^2$  y 12.47  $\text{A}/\text{m}^2$ , determinando como óptima el valor de 8.73  $\text{A}/\text{m}^2$ . Bajo estas condiciones óptimas se trataron por electrocoagulación-Ozono/ UV, lotes por duplicado de 20L de cada una de las soluciones siguientes: soluciones acuosas de IC, soluciones de agua de laguna contaminadas con IC, soluciones de agua residual municipal contaminada con IC, obteniendo porcentajes de remoción de colorante de 94.2%, 82.7% y 87.07% respectivamente, así mismo se trató agua residual proveniente de una lavandería textil (mezclilla) obteniendo 65.12% de remoción de DQO, por lo que para el caso de estudio, se consideran variables importantes para el proceso, la conductividad inicial, la densidad de corriente y el tiempo de tratamiento.

## ABSTRACT

Recalcitrant pollutants in wastewater make it difficult to use conventional treatment methods, since most of such pollutants can not be removed through them. Therefore new alternative methods are available to treat these pollutants, the advanced oxidation processes, such as ozonation, photocatalysis, photofenton, and radyolisis, another technique that has become very promising to treat wastewater is electro-coagulation. Because of what is stated above, the present study investigated electrocoagulation-ozonation-UV to treat textile wastewater contaminated with indigo carmine.

4 batch systems consisting of 2L each were treated with electro-coagulation to remove indigo carmine, in order to investigate the effect of the electrolyte of support with 45, 500, 1000, and 1500  $\mu\text{S}/\text{cm}$  of initial conductivity. The optimum performance was carried out at 1000  $\mu\text{S}/\text{cm}$  for one hour of treatment. Afterwards, 3 batch systems of 20 L each were treated to investigate the effect of current density while using electro-coagulation. The current densities used were 0.021  $\text{A}/\text{m}^2$ , 8.73  $\text{A}/\text{m}^2$ , and 12.47  $\text{A}/\text{m}^2$ . The best performance was obtained at 8.73  $\text{A}/\text{m}^2$ . Upon these conditions three batch systems consisting of 20L each were treated with electrocoagulation-ozonation-UV. The solutions used in these experiments, run in duplicate, were: indigo carmine solution, water from a lagoon contaminated with indigo carmine, and municipal wastewater contaminated with indigo carmine. The percentage of removal of the colorant was 94.2%, 82.7%, and 87.07% in each case. Likewise, wastewater collected in a denim laundromat was treated and 65.12% of COD (Chemical Oxygen Demand) removal was obtained. Consequently, as for this research, relevant variables to the process are the initial conductivity, the current density, and the time of treatment.

## ÍNDICE

1	FUNDAMENTOS	3
1.1	Contaminantes del agua	3
1.2	Efluentes de la industria textil	6
1.3	Colorantes	8
1.4	Electrocoagulación	13
1.5	Procesos de oxidación avanzada (POA)	20
1.6	Ozonización y radiación ultravioleta (UV)	21
2	PARTE EXPERIMENTAL	28
2.1	Reactivos y materiales	29
2.2	Caracterización del agua residual	33
3	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	35
3.1	Electrocoagulación (celda I)	35
3.2	Electrocoagulación (celda II)	42
3.3	Tratamiento electrocoagulación - O <sub>3</sub> - UV de soluciones acuosas de índigo carmín	44
3.4	Tratamiento O <sub>3</sub> -UV de una solución acuosa de índigo carmín	45
3.5	Agua contaminada con índigo carmín	47
3.6	Tratamiento por electrocoagulación-ozono-UV de agua de laguna contaminada con índigo carmín	49
3.7	Tratamiento por electrocoagulación – Ozono - UV de agua residual de una lavandería textil (mezclilla)	53

CONCLUSIONES	58
FUENTES CONSULTADAS	59
ANEXO	67
<b>ÍNDICE DE FIGURAS</b>	
Figura 1-1 Índigo carmín	10
Figura 1-2 Productos secundarios de la decoloración de índigo carmín a) por procesos oxidativos b) por procesos reductivos	11
Figura 1-3 Procesos involucrados en el reactor de electrocoagulación	16
Figura 1-4 Diagrama de concentración de especies monoméricas de aluminio en equilibrio con el hidróxido amorfo, en condiciones de fuerza iónica cero y 25 °C	18
Figura 1-5 (a) Reactor con electrodos monoplares conectados en paralelo (b) Reactor con electrodos monoplares conectados en serie	19
Figura 2-1 Diagrama de las etapas experimentales del proceso de electrocoagulación	28
Figura 2-2 Diagrama de las etapas experimentales del proceso combinado	29
Figura 2-3 Electrodo cátodo-ánodo	30
Figura 2-4 Electrodo de sacrificio	31
Figura 2-5 Celda electrolítica I	31
Figura 2-6 Celda electrolítica II	32
Figura 2-7 Reactor ozono-UV	33
Figura 3-1 Barrido UV-vis del colorante Índigo Carmín	36
Figura 3-2 Comportamiento del pH durante el tratamiento de electrocoagulación sin electrolito soporte	37
Figura 3-3 Comportamiento del pH y la concentración de IC durante el tratamiento de electrocoagulación con conductividad de 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$	38
Figura 3-4 Comportamiento del pH y concentración de IC durante el tratamiento por electrocoagulación con conductividad de 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$	39
Figura 3-5 Comportamiento del pH y concentración de IC durante el tratamiento de electrocoagulación con conductividad de 1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$	40
Figura 3-6 Efecto del electrolito soporte en la concentración de índigo carmín de soluciones acuosas durante el tratamiento de electrocoagulación	41

Figura 3-7 Efecto de la densidad de corriente en el tratamiento por electrocoagulación sobre la concentración de índigo carmín en soluciones acuosas	43
Figura 3-8 Efecto del tiempo de tratamiento de electrocoagulación sobre la concentración del índigo carmín en soluciones acuosas	44
Figura 3-9 Efecto de la densidad de corriente en el tratamiento de Ec-Ozono-UV	45
Figura 3-10 Tratamiento por ozono- UV de una solución de índigo carmín	46
Figura 3-11 Efecto del tratamiento electrocoagulación – ozono- UV y el tratamiento ozono- UV sobre la concentración de DQO.	47
Figura 3-12 Tratamiento por electrocoagulación de soluciones de índigo carmín a partir de agua de laguna y agua residual	48
Figura 3-13 Comportamiento de la concentración durante el tratamiento electrocoagulación - ozono - UV del agua de laguna contaminada con índigo carmín	50
Figura 3-14 Tratamiento electrocoagulación- ozono - UV para soluciones de índigo carmín con agua de potable y agua de laguna contaminada con índigo carmín	51
Figura 3-15 Concentración y porcentaje de remoción de DQO con respecto al tiempo durante el tratamiento electrocoagulación-ozono-UV de agua de laguna contaminada con IC	52
Figura 3-16 Barridos en UV- Vis de alícuotas tomadas durante el tratamiento electrocoagulación- ozono- UV de agua de laguna contaminada con IC	53
Figura 3-17 Concentración de DQO y pH con respecto al tiempo, durante tratamiento electrocoagulación – ozono - UV de agua residual de una lavandería textil	54
Figura 3-18 Barridos en UV- Vis de alícuotas de agua residual proveniente de lavado textil (mezclilla) tratadas por electrocoagulación – Ozono - UV	55
Figura 3-19 Comportamiento de concentración de DQO y pH con respecto al tiempo del tratamiento electrocoagulación-ozono- UV (variación de tiempo)	56
Figura 3-20 Barridos UV- Vis a distintos tiempos del tratamiento electrocoagulación – ozono - UV de agua residual proveniente de una lavadora textil (mezclilla)	57
<b>INDICE DE TABLAS</b>	
Tabla 1-1 Grupos cromóforos	8
Tabla 1-2 Grupos auxocromos	9
Tabla 1-3 Clasificación de los procesos avanzados de oxidación	21

## INTRODUCCIÓN

Las técnicas electroquímicas han sido ampliamente utilizadas en el mundo para el tratamiento de aguas residuales desde hace aproximadamente cuatro décadas con un amplio espectro de aplicaciones. La electrocoagulación elimina la utilización de coagulantes químicos, ya que estos se producen in situ, también facilita la remoción de lodos en el mismo sitio, optimizando todo el proceso (Tobarda *et al.*, 2011).

Los colorantes han sido utilizados extensamente en muchas industrias como la de papel, plásticos, cosméticos y textil. En los procesos de coloración durante el proceso de lavado se pierde entre 15 y 20 % de los colorantes empleados para el proceso y son descargados directamente al ambiente (Li *et al.*, 2015). El agua residual industrial textil contiene mezcla de colorantes los cuales además de conferir color al agua residual, también representan una alta carga orgánica poco biodegradable, debido a los compuestos recalcitrantes presentes (García *et al.*, 2013b).

En la coloración de fibras los tintes índigo y tintes sulfurosos representan una gran parte del mercado mundial, alrededor de 31% y el índigo ocupa un 7% con cerca de 120 toneladas de tintes tina usados anualmente (Quintero y Cardona 2009).

El índigo carmín es usado extensamente en la industria textil y es considerado como una sustancia recalcitrante, es decir, que tienen una estructura muy estable y por lo tanto presentan cierta resistividad a los mecanismos de degradación ya sean químicos o biológicos (Sanromán *et al.*, 2004).

Cuando el tratamiento de los colorantes es inadecuado, estos pueden permanecer en el ambiente por largos periodos de tiempo y al degradarse puede resultar en la formación de compuestos xenobióticos, los cuales pueden ser más tóxicos que los compuestos originales (Quintero y Cardona 2009). Aunque el índigo carmín es insoluble en agua, muchos de sus derivados y formas reducidas son solubles. De la familia índigo, el índigo carmín es el elemento principal en agua residual industrial proveniente de la industria de mezclilla (García *et al.*, 2013 b).

De acuerdo a lo mencionado anteriormente el objetivo general del presente trabajo fue evaluar las condiciones del proceso de electrocoagulación-O<sub>3</sub>/UV para su aplicación en la

degradación del colorante índigo carmín presente en agua contaminada así mismo los objetivos específicos fueron: establecer el diseño de la celda electrolítica a nivel laboratorio, las condiciones óptimas de pH, intensidad de corriente eléctrica y tiempo de tratamiento para la degradación de índigo carmín en soluciones acuosas y así establecer una alternativa de tratamiento para el colorante índigo carmín presente en agua contaminada y determinar la eficiencia de degradación del proceso electrocoagulación - O<sub>3</sub> - UV para la degradación de índigo carmín en agua residual textil.

La hipótesis propuesta es que con el proceso de electrocoagulación - O<sub>3</sub> - UV, degrade eficientemente el colorante índigo carmín presente en agua contaminada, lo cual depende del pH del, intensidad de corriente, concentración de O<sub>3</sub>, tiempo de tratamiento y de la concentración inicial de colorante en solución acuosa.

Debido a que el agua es considerada no solo un factor esencial para el desarrollo global de las naciones, sino también es calificado como el recurso en función del cual, se establecen los límites del desarrollo de las mismas, el hombre la utiliza para satisfacer sus necesidades básicas y en gran parte de sus actividades. En los últimos años el problema de la contaminación del agua es un tema de gran interés así como la innovación de alternativas para su tratamiento.

Esta investigación se enfocó en la aplicación de la electrocoagulación y ozonización para remover índigo carmín (IC) presente en agua contaminada y establecer una alternativa de tratamiento de agua residual textil.

# 1 FUNDAMENTOS

## 1.1 Contaminantes del agua

Las fuentes de contaminación del agua pueden clasificarse de acuerdo al sitio en el que se genera, sin embargo, hay un gran número de contaminantes que se pueden clasificar en los siguientes grupos:

a) Microorganismos patógenos

Engloba los diferentes tipos de bacterias, virus, protozoos y otros organismos que transmiten enfermedades como el cólera, tifus, gastroenteritis, hepatitis, entre otras.

b) Desechos orgánicos

Son residuos orgánicos generados por el ser humano, ganado y otras actividades, incluyen heces y materiales que pueden ser descompuestos por bacterias aeróbicas. Cuando este tipo de desechos se encuentran en exceso, se agota el oxígeno impidiendo la vida de organismos acuáticos que lo necesitan. Buenos índices para medir la contaminación por desechos orgánicos son la cantidad de oxígeno disuelto (OD) y la demanda bioquímica de oxígeno (DBO). El petróleo, gasolina, plásticos, plaguicidas, disolventes, detergentes, colorantes, aceites y grasas también son desechos orgánicos que pueden estar presentes en el agua y permanecer en algunos casos, largos períodos de tiempo, ya que tienen estructuras moleculares complejas difíciles de degradar por los microorganismos (Pérez y Camacho, 2011).

c) Sustancias químicas inorgánicas.

En este grupo están incluidos ácidos, minerales, sales y metales tóxicos como el mercurio y el plomo, los cuales, si se encuentran por encima de los LMP pueden causar graves daños a los seres vivos, disminuir los rendimientos agrícolas.

d) Nutrientes vegetales inorgánicos

Nitratos y fosfatos son sustancias solubles en agua que las plantas necesitan para su desarrollo, pero si se encuentran en cantidad excesiva inducen el crecimiento desmesurado de algas y otros organismos provocando la eutrofización de los cuerpos de agua. Cuando estas algas y otros vegetales mueren, al ser descompuestos por los microorganismos, se agota el oxígeno y se hace imposible la vida de organismos acuáticos, el resultado es un agua maloliente e inutilizable (Carbajal, 2012).

e) Sedimentos y materiales suspendidos

Son partículas del suelo arrastradas por la corriente, las cuales junto con otros materiales que hay en suspensión, son en términos de masa total, la mayor fuente de contaminación del agua aumentando la turbidez y dificultando la vida de organismos acuáticos, además de que los sedimentos que se van acumulando destruyen sitios de alimentación o desove de los peces, rellenan lagos o pantanos y obstruyen canales, ríos y puertos.

f) Sustancias radiactivas

Isótopos radiactivos solubles pueden estar presentes en el agua y a veces, se pueden ir acumulando a lo largo de las cadenas tróficas, alcanzando concentraciones considerablemente más altas en algunos tejidos vivos que las que tenían en el agua.

g) Contaminación térmica

El agua caliente liberada por centrales de energía o procesos industriales eleva en ocasiones, la temperatura de ríos o embalses con lo que disminuye la cantidad de oxígeno disuelto (OD) afectando la vida de los organismos acuáticos (Orellana, 2009).

De acuerdo con la NOM-001-SEMARNAT -1996, se considera como agua residual aquella cuya composición es variada proveniente de las descargas de usos municipales, industriales, comerciales y otras incluyendo fraccionamientos, en general de cualquier otro uso, así como la mezcla de ellas.

La caracterización del agua residual sirve para verificar si los contaminantes presentes en los efluentes, se encuentran dentro de las LMP (límites máximos permisibles) establecidos

en las normas de descarga, de no ser así, entonces se deben diseñar los tratamientos necesarios para el tratamiento adecuado del efluente residual (Orellana, 2009).

El crecimiento continuo de la población, la contaminación del agua superficial y subterránea, la distribución desigual del recurso hídrico, y las sequías periódicas han obligado a los organismos relacionados con el agua a buscar fuentes innovadoras de suministros de agua que ayuden a tener una mejor calidad y poder reusarla. Un agua tratada puede reutilizarse en riego agrícola, recarga de mantos freáticos, usos de recreación y otros (Carbajal, 2012). Entre las principales fuentes de contaminación se encuentran las siguientes:

a) Agua Residual Urbana

Se generan en los núcleos de población densa como consecuencia de las actividades diarias, entre los principales aportes se encuentran descargas de aguas negras, de lavado doméstico o limpieza de calles, lixiviados, entre otros. Este tipo de agua presenta cierta homogeneidad en cuanto a composición y carga contaminante, ya que sus aportes van a ser siempre los mismos. Pero esta homogeneidad tiene márgenes muy amplios, ya que las características de cada vertido urbano van a depender del núcleo de población en el que se genere, influyendo parámetros como el número de habitantes, existencia de industrias dentro del núcleo, tipo de industria y otros.

b) Aguas Residuales Industriales

Procede de cualquier actividad o negocio en cuyo proceso de producción, transformación o manipulación se utilice el agua. Son enormemente variables en cuanto a caudal y composición, difiriendo las características de los vertidos no sólo de una industria a otra, sino también dentro de un mismo tipo de industria (Fernández, 2010).

La industria en general, genera grandes cantidades de agua residual, la cual usualmente tiene un fuerte color, partículas suspendidas, compuestos orgánicos no biodegradables, alta DQO y esto causa varios problemas ambientales, también puede contener compuestos químicos que son tóxicos para varios microorganismos. Dentro de los contaminantes presentes en este tipo de agua se encuentran los colorantes, los cuales pueden llegar a lagos

o ríos, y ocasionar inhibición de procesos biológicos basados en la fotosíntesis (Kumar y Patel 2013).

En ocasiones, las industrias emiten vertidos únicamente en determinadas horas del día o incluso únicamente en determinadas épocas de año, dependiendo del tipo de producción y del proceso industrial, también son habituales las variaciones de caudal y carga a lo largo del día. Este tipo de agua, hace que su tratamiento sea complicado, siendo preciso un estudio específico para cada caso (Fernández, 2010).

## **1.2 Efluentes de la industria textil**

La industria de los alimentos, farmacéutica y de productos cosméticos, genera aguas residuales que contienen sustancias tóxicas, tales como colorantes artificiales que son nocivos para el medioambiente. Entre los efectos más importantes causados por estas sustancias están la disminución del oxígeno disuelto, la eutrofización, la formación de compuestos recalcitrantes y tóxicos para las células y la obstaculización del paso de la luz a los cuerpos de agua. (Arango, 2011).

La industria textil consume anualmente un promedio de 18.5 millones de litros de agua, de los cuales 3.5 millones de litros se emplean en el proceso de teñido, proceso en el cual se utilizan entre 100 y 150 litros de agua por kilogramo de colorante disperso y en la tinción con colorantes reactivos es de 125 a 150 litros de agua por kilogramo de producto. En los efluentes provenientes de la industria textil se pueden encontrar sales, almidón, peróxidos, EDTA, tensoactivos, enzimas, colorantes y metales, los cuales provienen de distintas etapas del proceso (Pérez, 2009).

La fuerte coloración de las aguas residuales que se imparten a los cuerpos de descarga puede llegar a suprimir los procesos fisicoquímicos en corrientes de agua, por lo que su presencia debe ser controlada. En general las moléculas de los colorantes utilizados actualmente tienen estructuras muy variadas y complejas, la mayoría son de origen sintético, muy solubles en agua, altamente resistentes a la acción de agentes químicos y poco biodegradables (Maldonado y Molina, 2011). García y colaboradores (2013b), reportan que el intenso color que presentan los efluentes textiles se debe a la presencia de

colorantes que tienen una estructura bastante compleja y variable, además se estima que existen más de 100 000 colorantes sintéticos en el mundo.

### **Clasificación general de los contaminantes de la industria textil**

#### a) Materia en suspensión.

Es relativamente escasa en los efluentes textiles, incluye residuos minerales, fibras, sustancias insolubles entre otros, la materia disuelta se deposita lentamente sobre los cursos de agua, si el depósito es importante, tiene efecto negativo en la vida acuática. Cuando esta materia es de composición orgánica se descomponen progresivamente agotando el oxígeno y generando gas tóxico y mal oliente.

#### b) Materias flotantes

En este grupo, se consideran aceites, grasas y espumas las cuales disminuyen el crecimiento de la flora acuática al impedir la penetración de la luz. Los aceites en particular son tóxicos, perturban la aireación de los cuerpos acuáticos y destruyen la vegetación. La industria textil solo genera grasas y aceites en el lavado de la lana y en los procesos de estampación en los que intervienen pastas de petróleo. Los tensoactivos son de uso generalizado y en concentraciones bajas (1-3 mg/L) pero es suficiente para producir espumas incluso después de un proceso de depuración. No obstante si las cantidades de tensoactivos son muy bajas la espuma desaparece a pocos metros del vertido (Maldonado y Molina, 2011).

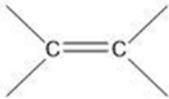
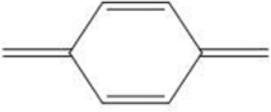
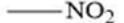
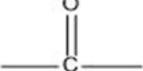
#### c) Impurezas disueltas

Son los contaminantes presentes en la industria textil de mayor importancia entre éstos se encuentran ácidos, álcalis reductores, oxidantes, colorantes y un sin número de auxiliares, todos ellos solubles en agua. Los reductores y la materia orgánica disuelta consumen oxígeno, algunos de los contaminantes disueltos pueden ser además tóxicos como los derivados fenólicos, transportadores de tintura, aceites, metales pesados y otros (Maldonado y Molina, 2011).

### 1.3 Colorantes

Los colorantes son compuestos orgánicos fluorescentes o de color intenso que imparten color a una sustancia incolora, o bien a un sustrato por medio de una absorción selectiva de luz. Sus moléculas están constituidas por tres grupos funcionales, el cromóforo, que es el grupo responsable de la absorción de la luz, dándole la propiedad de color a la molécula, generalmente son dobles y triples enlaces carbono- carbono, algunos ejemplos de este grupo se muestran en la Tabla 1-1 (Ruíz 2011).

**Tabla 1-1 Grupos cromóforos**

<b>Cromóforo</b>	<b>Nombre</b>
	Alqueno
	Alquino
	Quinoide
	Benceno
	Azo
	Nitro
	Aldehídos Cetonas Ácidos derivados

Por otra parte los grupos auxocromos (Tabla 1-2) le dan afinidad a los colorantes por ciertas fibras e intensifican el color. Finalmente el grupo solubilizador que le da afinidad a solventes diversos y está dado por la presencia de iones como  $\text{SO}_3^-$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{Cl}^-$ , entre otros (Ruíz, 2011).

**Tabla 1-2 Grupos auxocromos**

Auxocromos	Nombre
-OH	Grupo hidroxilo
-NH <sub>2</sub>	Amina primaria
-NHR	Amina secundaria
-NR <sub>2</sub>	Amina terciaria
-X	Halógeno

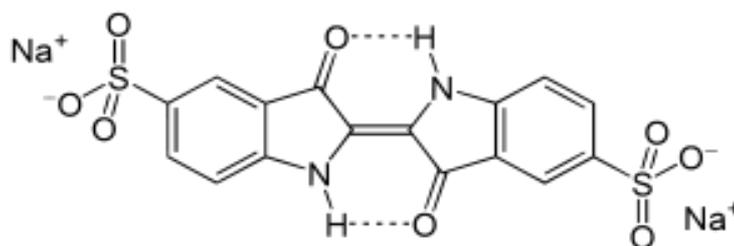
La descarga de efluentes coloreados dentro de los cuerpos de agua naturales o en el suelo, es un indicador de contaminación, recientes investigaciones sugieren que sustancias como los colorantes, son tóxicos a la biota acuática (Phani *et al.* 2014).

Algunos colorantes incluso a bajas concentraciones pueden generar una fuerte coloración en las aguas residuales (Zeng *et al.* 2014), ya que muchos de ellos incluso a concentraciones menores de 1 mg/L imparten un fuerte color a los efluentes, como consecuencia reduce la penetración de la luz solar en los ecosistemas acuáticos reduciendo la actividad de fotosíntesis. (Li *et al.*, 2015). Regularmente los colorantes textiles tienen gran persistencia en el ambiente y los métodos de tratamiento biológicos convencionales no son muy útiles en la remoción de los mismos (Fernández, 2010).

### Índigo carmín

Los colorantes indigoides no se encuentran en la naturaleza, sino que son producidos únicamente mediante síntesis química. Debido a su estructura química, estos colorantes son recalcitrantes a los procesos convencionales de tratamientos de aguas residuales (Bernal, 2013).

El colorante índigo carmín, también es conocido como Acido azul 74, tiene un peso molecular de 466.36, su fórmula química es  $\text{C}_{16}\text{H}_8\text{N}_2\text{Na}_2\text{O}_8\text{S}_2$  y su número CAS: 860-22-0. La molécula del colorante índigo carmín se muestra en la Figura 1-1.



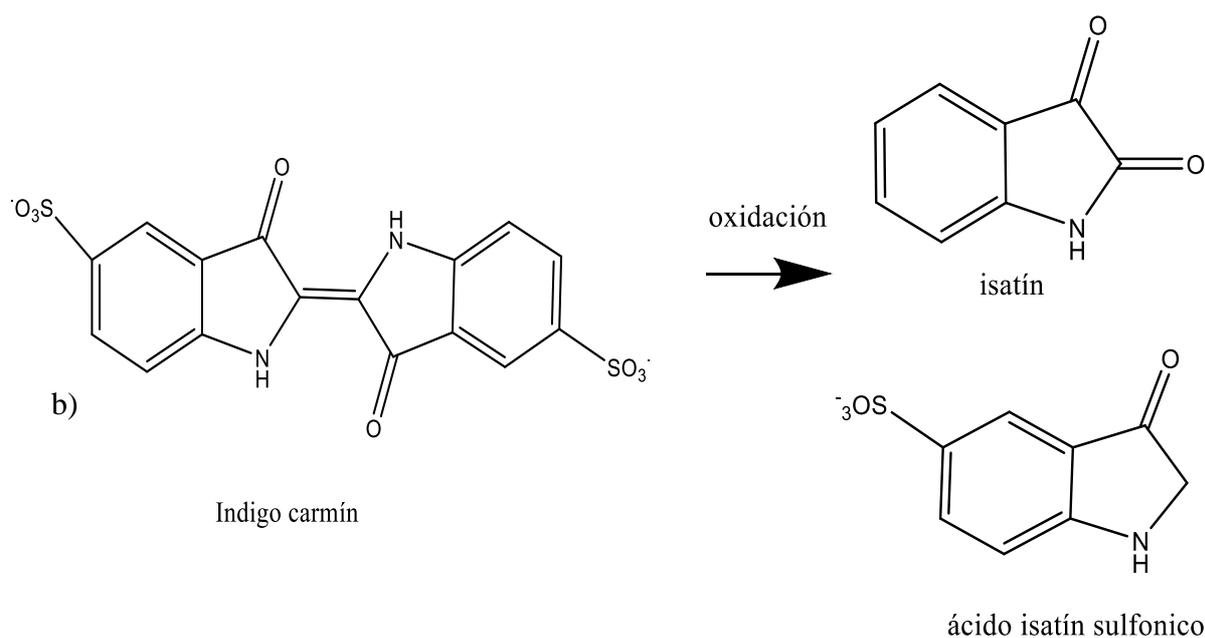
**Figura 1-1 Índigo carmín**

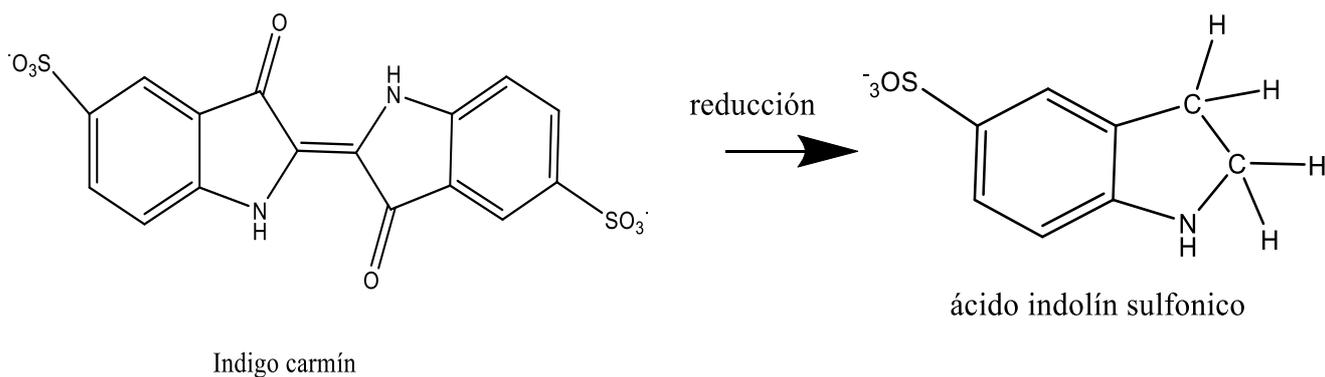
Fuente: Quintero y Cardona, 2009

La carga de los colorantes ácidos es negativa, mientras que la de los colorantes básicos es positiva, siendo el índigo carmín, un colorante ácido (Zeng *et al.* 2014).

El índigo carmín (IC) es de tonalidad azul y se utiliza principalmente para el teñido de fibras de poliéster y mezclilla, es un colorante tóxico, mutagénico y cancerígeno para la fauna acuática (Li *et al.*, 2015) además de presentar persistencia en el ambiente, sus oxidaciones y reducciones parciales (Figura 1-2) pueden generar productos secundarios tóxicos y ser poco degradables (Quintero y Cardona, 2009). Los principales productos secundarios de la decoloración del IC (Figura 1-2) son el ácido sulfónico indolin que se forma en la decoloración por método reductivos, mientras que el isatín y ácido isatín sulfónico son productos de la decoloración por métodos oxidativos (Li *et al.*, 2015).

a)





**Figura 1-2 Productos secundarios de la decoloración de índigo carmín a) por procesos oxidativos b) por procesos reductivos**

Fuente: (Li *et al.*, 2015)

Bernal (2013), estudio la degradación del colorante índigo carmín mediante ozono-UV, e identifico al isatín, producto secundario de índigo carmín, en 403 nm en espectroscopia UV-Vis. De igual forma Quintero y colaboradores (2011) determinaron que el isatín se cuantifica a la misma longitud de onda.

Debido a los efectos que pueden generarse por la presencia de colorantes o productos secundarios de los mismos, se han utilizado diferentes métodos para el tratamiento de efluentes con colorantes entre los que se destacan degradación foto-electrocatalítica, adsorción, oxidación con  $H_2O_2/UV$ , electrocoagulación, filtración, intercambio iónico, ozonización, fotocatalisis, descomposición aeróbica y anaeróbica (cultivos puros de hongos o bacterias) y procesos electroquímicos tales como oxidación electroquímica, reducción electroquímica y otros (Quintero y Cardona, 2009).

Para realizar el tratamiento secundario de aguas residuales se utilizan algunos de los siguientes tratamientos:

a) Tratamientos fisicoquímicos

Este tipo de tratamientos aplica principalmente en aguas con contaminantes inorgánicos o con materia orgánica no biodegradable, son métodos de tratamiento en los que la remoción

de contaminantes se lleva a cabo mediante la adición de químicos o mediante otras operaciones químicas, son conocidos como unidades de proceso químico, Zeng y colaboradores (2014), aplicaron un proceso combinado de coagulación-floculación seguido de una nano filtración para la remoción de distintos colorantes, utilizando diferentes tipos de coagulantes y floculantes y determinaron que sin bien la coagulación-floculación es una buena alternativa para obtener porcentajes de remoción de hasta un 97% para algunos colorantes, resulta totalmente inefectivo para otros dependiendo tanto del colorante como del coagulante-floculante. Phani y colaboradores (2014), reportaron resultados similares al aplicar tratamiento por coagulación-floculación para la remoción de color de agua residual industrial, utilizando como coagulante una sal de aluminio obteniendo 95% de remoción de color.

#### b) Tratamientos biológicos

Este tipo de tratamientos se aplica a efluentes con contaminantes biodegradables (ya sea disueltos en el agua residual o en forma de coloides), son métodos de tratamiento en los cuales la remoción de contaminantes se lleva a cabo mediante actividad biológica para degradar los compuestos orgánicos biodegradables, hasta  $\text{CO}_2$ , agua y en tejido celular biológico que puede ser removido mediante sedimentación.

#### c) Tratamientos avanzados

Entran dentro de este tipo de tratamiento, la adsorción, intercambio iónico, tecnologías de membranas, electrocoagulación, electro-oxidación, fotocátalisis, peróxido y otros, su objetivo es remover u oxidar contaminantes del agua, que son difíciles de tratar por métodos convencionales (Salazar, 2009).

El estudio reportado por Palma y colaboradores (2014), es un comparativo de la degradación de índigo carmín mediante varios procesos de oxidación, tales como ultrasonido, fotofenton, fotocátalisis y oxidación electroquímica, donde se encontró que para los procesos de ultrasonido y fotofenton la oxidación del colorante ocurre por los radicales hidroxilo generados en el proceso, mientras que en fotocátalisis, dicha oxidación ocurre por la banda de valencia generada, y en electro oxidación, ocurre por medio de especies oxidativas.

Algunos tratamientos convencionales utilizados para agua residual industrial textil son oxidación biológica y adsorción, sin embargo el tratamiento biológico es relativamente inefectivo para la decoloración, la adsorción por carbón activado es efectivo para varios contaminantes en fase sólida, pero requiere regeneración del material lo que incrementa los costos de tratamiento.

Existen además otros tratamientos alternativos como la electrocoagulación y procesos oxidativos que ofrecen una opción de tratamiento para aguas contaminadas por sustancias recalcitrantes, como los colorantes, García y colaboradores (2013 b) emplearon el ozono para reducir colorantes en efluentes contaminados, con resultados alentadores.

#### **1.4 Electrocoagulación**

La electrocoagulación es un proceso efectivo para desestabilizar finamente las partículas dispersas en el agua residual, generalmente se utilizan electrodos de hierro o aluminio en este proceso y cuando se aplica corriente eléctrica los ánodos producen iones de hierro ( $\text{Fe}^{2+}$ ) o de aluminio ( $\text{Al}^{3+}$ ). Estos iones generados electroquímicamente son buenos coagulantes y pueden hidrolizarse cerca del ánodo para producir una serie de intermediarios activados que son capaces de desestabilizar las partículas dispersas presentes en el agua, las partículas desestabilizadas se unen para formar flóculos. Al mismo tiempo las pequeñas burbujas de hidrógeno generadas en el cátodo hacen flotar a los flóculos formados facilitando la separación de partículas del agua residual (Linares *et.al*, 2010).

Se ha reportado también el uso de electrodos de distinto material al aluminio o hierro, de acuerdo al trabajo bibliográfico que realizaron Soberanis y colaboradores (2011), en un estudio para remover DQO utilizando electrodos de cobre, hierro y aluminio y se alcanzaron eficiencias de remoción entre 30 y 50%, donde el par Cu- Fe, presentó una mayor eficiencia. En otro estudio para remoción de aceite de emulsiones utilizando electrodos de acero inoxidable, en un reactor batch, la mayor eficiencia de remoción encontrada fue del 99% utilizando 150 mg/L de sulfato férrico y una corriente directa de 100 V durante 16 minutos.

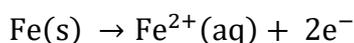
En general la electrocoagulación es un proceso que aplica los principios de la coagulación-floculación en un reactor electrolítico el cual es un recipiente dotado de una fuente de corriente y varios electrodos de aluminio o hierro encargados de aportar los iones desestabilizadores los cuales forman especies coagulantes e hidróxidos metálicos que reemplazan las funciones de los compuestos químicos que se utilizan en el tratamiento convencional, durante el proceso desestabilizan las suspensiones y emulsiones provocando su floculación; de igual manera ocurre una disolución anódica donde se liberan elementos que pueden reaccionar con algunos contaminantes en solución precipitándolos. En los electrodos se generan microburbujas de hidrógeno y oxígeno que chocan y se adhieren a los floculos arrastrándolos a la superficie del líquido donde se forma una espuma que puede ser removida mecánicamente (García, 2014).

La técnica de electrocoagulación también ha sido usada para remover colorantes de agua residual textil sintética tal como lo hicieron Korbahti y Tanyolac (2007) quienes removieron el colorante azul reactivo mediante electrocoagulación en agua residual sintética. Mientras que Keshmirizadeh y colaboradores (2012) también emplearon la técnica para remover color de un efluente textil sintético, de acuerdo a estos estudios se sabe que la composición de un agua residual textil sintética contiene como principales componentes dextrina, sucrosa, tensoactivos, suavizantes, hidróxido de sodio, detergente, cloruro de sodio, carbonato de sodio y aceite de silicón.

La electrocoagulación es una técnica potencialmente considerada como alternativa de tratamiento efectivo de aguas residuales textiles con una alta eficiencia de remoción. Involucra la generación de coagulantes in situ por una disolución de iones hierro, aluminio u otro de acuerdo al material del electrodo utilizado.

Durante el proceso electroquímico se generan una serie de reacciones de óxido-reducción. Al utilizar electrodos de hierro, las reacciones que ocurren para la producción de  $\text{Fe(OH)}_m$  (donde  $m=2$  o  $3$ ), son las siguientes:

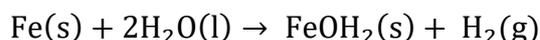
Reacción anódica:



Reacción catódica:



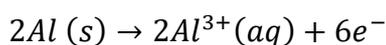
Reacción total:



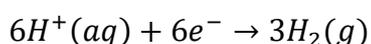
Los iones metálicos de hierro pueden remover moléculas de colorante por complejación superficial o atracción electrostática que se ligan a los hidróxidos de hierro por mecanismos de precipitación y adsorción (Keshmirizadeh *et al.*, 2012).

Al utilizar electrodos de aluminio las reacciones que ocurren para la producción de  $\text{Al}(\text{OH})_m$  (donde  $m=2$  o  $3$ ), son las siguientes (Charoenlarp, 2009):

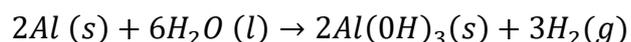
Reacción anódica:



Reacción catódica:



Reacción total:



Dando lugar a las etapas que ocurren sucesivamente:

### **Formación de Coagulantes.**

Inicialmente se da la corrosión electroquímica del metal producto del paso de corriente eléctrica por el sistema. El metal se desprende en forma de cationes desde la superficie del ánodo de sacrificio, mientras que en la superficie del cátodo se puede dar la hidrólisis del agua, obteniendo como producto iones hidroxilo e hidrogeno gaseoso. Los iones hidroxilos (formados o presentes en el agua residual) reaccionan para formar complejos metálicos de características diferentes.

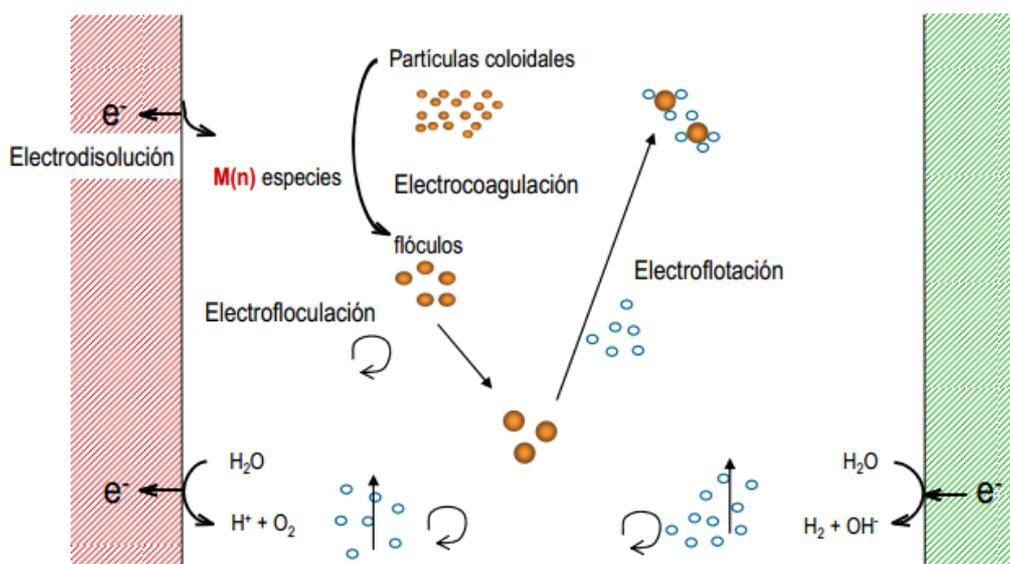
### Desestabilización de Contaminantes, partículas suspendidas y rompimiento de la emulsión.

Las partículas coloidales se desestabilizan debido a la compresión de su doble capa difusa, este fenómeno se da por la interacción de las partículas con los complejos metálicos formados anteriormente. Estos complejos metálicos también favorecen la neutralización de cargas presentes en el agua residual y la reducción de la repulsión electrostática entre los coloides, dando paso al proceso de coagulación.

### Coagulación de las fases desestabilizadas para formar flóculos.

El proceso de coagulación da paso a la formación de redes que atrapan las partículas coloidales presentes en el agua residual (Pantoja, 2012).

Como se observa en la Figura 1-3, durante la electrocoagulación ocurre también el fenómeno de la electroflotación la cual involucra la producción electrolítica de gases donde se pueden fijar los contaminantes y llevarlos hasta la superficie de la solución donde pueden ser más fácilmente recogidos y retirados (Santiago, 2011).

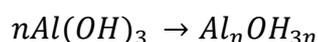
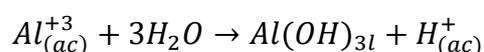
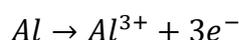


**Figura 1-3 Procesos involucrados en el reactor de electrocoagulación** Fuente:(Martínez, 2008)

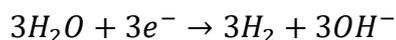
Al establecerse una diferencia de potencial entre los electrodos de la celda, comienzan los procesos de reducción en el cátodo (generalmente, conversión de los protones del agua en hidrógeno), y los de oxidación en el ánodo (generándose el ión  $Al^{3+}$  si el ánodo es de

aluminio, o el  $\text{Fe}^{3+}$  si el ánodo es de hierro). Estos iones de aluminio o hierro se hidratan rápidamente. Y ocurre una serie de etapas interrelacionadas en las que se forman tanto hidróxidos insolubles del metal, sobre los que quedan retenidos los contaminantes, como hidroxicomplejos cargados, positiva o negativamente, que permiten la coagulación por neutralización de cargas (Martínez, 2008).

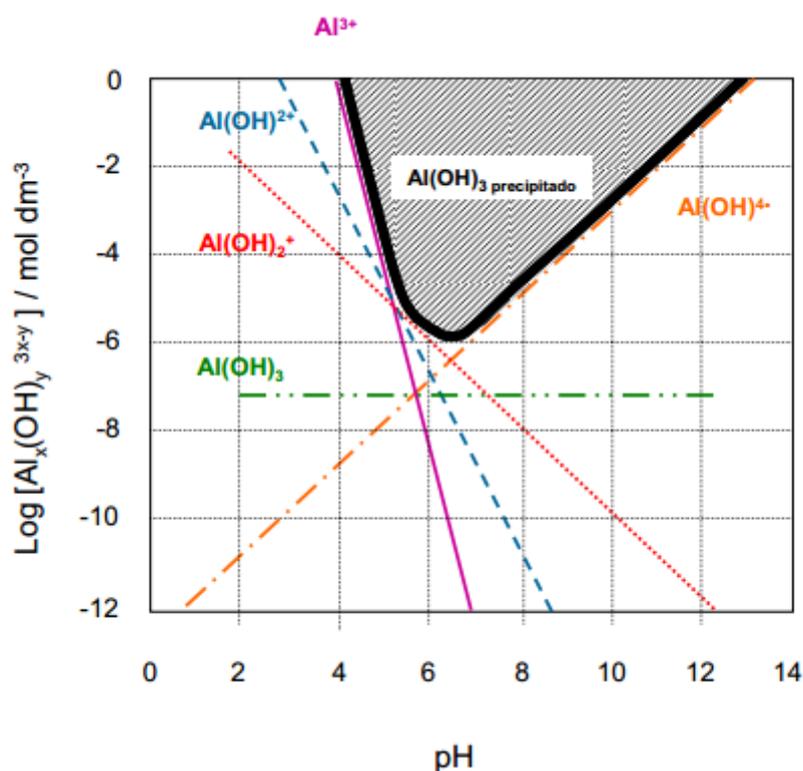
Las reacciones químicas y electroquímicas que ocurren en la celda electrolítica cuando el aluminio actúa como ánodo son las siguientes:



Y en el cátodo



De esta forma los iones  $\text{Al}^{3+}$  en combinación con los  $\text{OH}^{-}$  reaccionan para formar alguna especie monomérica como  $\text{Al}(\text{OH})_2^{+}$ ,  $\text{Al}_2(\text{OH})_2^{+}$  y otras poliméricas tales como  $\text{Al}_6(\text{OH})_{15}^{3+}$ ,  $\text{Al}_7(\text{OH})_{14}^{4+}$ ,  $\text{Al}_8(\text{OH})_{20}^{4+}$  y otras, que por proceso de precipitación forman el  $\text{Al}(\text{OH})_{3(s)}$ , como se muestra en la reacción del ánodo. El  $\text{Al}(\text{OH})_{3(s)}$  es una sustancia amorfa de carácter gelatinoso que expone una gran área superficial con propiedades absorbentes y que es propicia para los procesos de adsorción y atracción de las partículas contaminantes (Aguilar, 2015).



**Figura 1-4** Diagrama de concentración de especies monoméricas de aluminio en equilibrio con el hidróxido amorfo, en condiciones de fuerza iónica cero y 25 °C

Fuente:(Martínez, 2008)

### Reactor de electrocoagulación

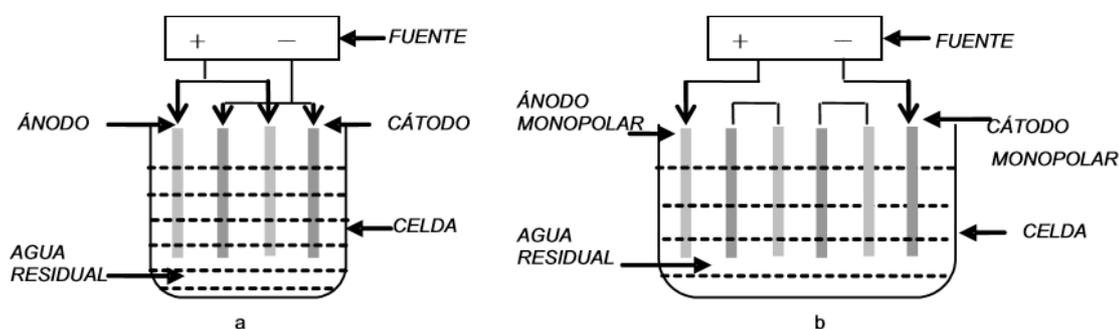
El arreglo de los electrodos puede ser de forma monopolar (está conectado al polo correspondiente del circuito exterior) o bipolar (no está conectado a ningún polo pero colocado entre un campo eléctrico definido por dos electrodos monopares) (Couret y Costa, 1992) y los materiales más comúnmente usados son aluminio o hierro, en forma plana o paquetes de láminas. Dependiendo de la orientación de los electrodos (placas), el flujo dentro de la celda de electrocoagulación puede ser vertical u horizontal (Rivera *et al.*, 2012).

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 monopares se conectan a la fuente externa de poder.

Es importante también considerar los tiempos de residencia en el reactor ya que de esto dependerá el tamaño del mismo y considerar el tipo de flujo, es decir si se trata de un sistema en lotes o en continuo así como los tipos de conexión bipolar o monopolar (Soberanis *et al.*, 2011).

En el tratamiento de electrocoagulación es de suma importancia la densidad de corriente ya que de esto dependerá la cantidad de iones liberados durante la electrolisis y por tanto el mayor o menor porcentaje de remoción del contaminante por ejemplo, Hernández y colaboradores (2008) en un estudio de electrocoagulación-ozono como pretratamiento de un agua residual industrial, utilizaron una densidad de corriente de  $26.04 \text{ A/m}^2$  y obtuvieron porcentajes de remoción de DQO mayor al 60 %, del mismo modo García y colaboradores (2013 a) implementaron la electrocoagulación y ozonización para tratar un efluente textil utilizando una densidad de corriente de  $2.91 \text{ A/m}^2$ .

En la Figura 1-3 se observan algunos de los arreglos de una celda electrolítica, conectados en paralelo y en serie y los principales elementos que la conforman.



**Figura 1-5 (a) Reactor con electrodos monopolares conectados en paralelo (b) Reactor con electrodos monopolares conectados en serie**

Fuente: Basado en Mollah (2008)

La electrocoagulación es solo uno de los tratamientos alternativos que se han utilizado para el tratamiento de aguas residuales, pero existen otras técnicas por ejemplo de adsorción con carbón activado o hidrogeles así como el uso de técnicas avanzadas de oxidación tales como fotocatalisis, fotofenton, ozonación, radiolisis entre otros.

## 1.5 Procesos de oxidación avanzada (POA)

Los POA se basan en procesos fisicoquímicos capaces de producir cambios profundos en la estructura química de los contaminantes, que involucran la generación y uso principalmente el radical hidroxilo ( $\text{HO}\cdot$ ). Este radical puede ser generado por medios fotoquímicos incluida la luz solar u otras formas de energía y posee alta efectividad para la oxidación de materia orgánica (Arroyave *et al.*, 2009).

La oxidación supone la transferencia de uno o más electrones, desde un donante llamado reductor hasta un aceptor llamado oxidante que tiene afinidad por electrones. La transferencia de estos electrones supone una transformación química para ambos compuestos. A la producción de radicales, le sigue una reacción de oxidación entre los radicales oxidantes y otros reactivos, orgánicos o inorgánicos hasta que se forman productos termodinámicamente estables. Los productos finales de una oxidación completa de compuestos orgánicos son dióxido de carbono, agua y en algunos casos sales (Guarquila, 2013).

Algunos POA, como la fotocatalisis heterogénea, la radiólisis y otras técnicas avanzadas, utilizan además, reductores químicos que permiten transformaciones en contaminantes tóxicos, poco susceptibles a la oxidación, como iones metálicos o compuestos halogenados (Arroyave *et al.*, 2009).

Los POA pueden clasificarse en procesos no fotoquímicos y procesos fotoquímicos, existe una gran variedad de estos, en la Tabla 1-3 se presentan algunos de los más importantes.

**Tabla 1-3 Clasificación de los procesos avanzados de oxidación**

Procesos no fotoquímicos	Procesos fotoquímicos
Ozonización en medio alcalino ( $O_3/OH^-$ )	Oxidación en agua sub y supercrítica
Ozonización con peróxido de hidrógeno ( $O_3/H_2O_2$ )	Procesos fotoquímicos
Procesos Fenton ( $Fe^{2+}/H_2O_2$ ) y relacionados	Fotólisis del agua en el ultravioleta de vacío (UVV)
Oxidación electroquímica	UV/peróxido de hidrógeno
Radiólisis y tratamiento con haces de electrones	UV/ $O_3$
Plasma no térmico	Foto-Fenton y relacionadas
Descarga electrohidráulica– Ultrasonido	Fotocatálisis heterogénea

### 1.6 Ozonización y radiación ultravioleta (UV)

El ozono es muy efectivo en la decoloración de efluentes textiles. La velocidad de degradación del ozono está afectada por la concentración inicial del colorante y el pH y, ya que para este proceso a un pH básico o combinado con UV y/o peróxido de hidrógeno predomina la oxidación debida al radical hidroxilo  $HO\bullet$ , el cual es el mecanismo fundamental cuando el propósito de la utilización del ozono es la oxidación o la conversión de compuestos recalcitrantes (Rodríguez *et al.*, 2008). En solución y bajo condiciones ácidas el ozono puede reaccionar directamente con sustratos orgánicos mediante ozono molecular (Kadir *et al.*, 2012).

La razón de sus particularidades radica en el hecho, de que las fuerzas de atracción entre sus átomos (enlace covalente) son muy pequeñas, lo cual hace a la molécula de ozono muy inestable. Dicha inestabilidad aumenta con el incremento de la temperatura y presión, Por otro lado, su inestabilidad da al ozono la característica de ser muy oxidante, ya que

fácilmente cede uno de sus átomos a otros compuestos oxidándolos, razón por la cual es empleado como desinfectante y germicida (Beutelspacher y Calderón, 2005).

El ozono es un gas incoloro, de olor fuerte, con alto poder oxidante ( $E_0=2,08V$ ), es la forma triatómica del oxígeno y en fase acuosa se descompone rápidamente a oxígeno y especies radicales, la más común es el radical hidroxilo, este tratamiento se usa principalmente para agua de abastecimiento, y debido a su reconocida capacidad de oxidar compuestos de difícil degradabilidad, se ha reportado su aplicación en el tratamiento de efluentes industriales.

La ozonización es un tratamiento de aguas residuales atractivo porque el ozono es soluble en el agua y se puede descomponer fácilmente en varios radicales libres incluyendo el hidroxilo,  $HO\bullet$ , los cuales reaccionan de forma instantánea con algunos compuestos orgánicos presente en el agua, como los colorantes (García *et al.*, 2013 a).

El ozono es muy inestable y reactivo y oxida la mayoría del material orgánico con que entra en contacto, de tal manera que destruye muchos microorganismos causantes de enfermedades. Una de las desventajas que presenta utilizar ozono para el tratamiento de grandes volúmenes de agua es el alto costo del equipo de generación del mismo (Pérez y Camacho 2011).

Las etapas que involucran ozonización dentro del tratamiento de efluentes pueden ser clasificadas según la etapa del proceso en el cual es aplicado, clasificando la acción oxidante en:

### **Procesos de Pre-ozonización**

Son aquellos en los cuales se dosifica en etapas previas a la floculación-coagulación, teniendo como objetivos principales: la optimización de estos procesos, la remoción de hierro, manganeso y el control de algas en el agua.

### **Procesos de ozonización intermedia**

La dosificación se produce en etapas posteriores a etapas de coagulación y previo al filtrado. Esta etapa está dirigida a la optimización de características organolépticas, olor,

sabor, color, precipitación de hierro y manganeso y al aumento de la biodegradabilidad de materia orgánica.

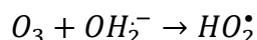
### Procesos de post-ozonización

Se producen en la etapa final de tratamiento, posterior a la filtración y previo a distribución en el caso de agua de consumo humano, los objetivos son la desinfección y el control final de algas (Guarquila, 2013).

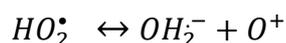
Además el ozono puede actuar mediante dos vías, ya sea de forma molecular o mediante la generación de radicales hidroxilo, de acuerdo a las etapas del mecanismo de la descomposición directa o indirecta del ozono en solución acuosa las cuales son iniciación, propagación y terminación (Bernal; 2013).

#### Iniciación:

El inicio de la reacción entre el ión hidroxilo y el ozono lleva a la formación del radical anión peróxido  $O_2^{\bullet-}$  y del radical hidroperoxilo  $HO_2^{\bullet}$ .

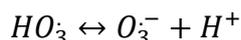
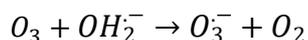


El radical hidroxilo presenta un balance ácido-base

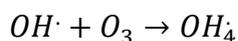


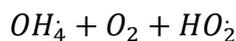
#### Propagación:

El radical anión del ozono ( $O_3^{\bullet-}$ ) formado de la reacción entre el ozono y el radical aniónico del peróxido ( $O_2^{\bullet-}$ ) se descompone muy rápidamente, para formar el radical hidroxilo.

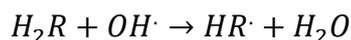


El  $OH^{\bullet}$  puede reaccionar con ozono de la manera siguiente:

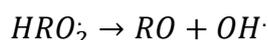
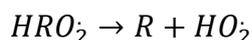
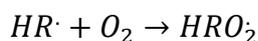




Con el decaimiento de  $OH_4$  para el  $O_2$  y  $OH_2$  la reacción en cadena puede comenzar de nuevo. Sustancias que convierten el  $OH$  a radicales peróxidos  $O_2$  y/o  $HO_2$  promueven la reacción en cadena y, debido a esto son llamados promotores. Las moléculas orgánicas también pueden actuar como promotores.

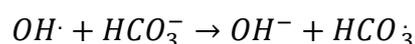
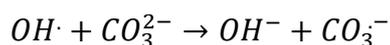


Si el oxígeno está presente, el radical orgánico peroxi  $ROO$  puede ser formado. Estos pueden reaccionar en seguida, eliminando  $O_2$  /  $HO_2$  el cual entra en la reacción en cadena.

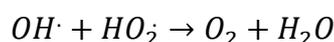


### Terminación

Algunas sustancias orgánicas e inorgánicas reaccionan con el radical hidroxilo  $OH$  y forman radicales secundarios que no producen  $O_2$  /  $HO_2$  actuando como inhibidores de las reacción en cadena.



La reacción de terminación también puede ser entre dos radicales

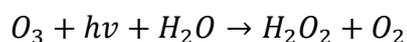


Bernal y colaboradores (2013), reportan resultados del tratamiento de índigo carmín mediante una técnica mejorada de ozono con pilares de arcilla y hierro mencionando que la ozonización es un método efectivo versátil y amigable con el ambiente ha sido reportada como una técnica efectiva para remover color ya que es un fuerte oxidante que reacciona rápidamente con muchos componentes orgánicos, de esta forma logra oxidar contaminantes orgánicos por dos vías: oxidación directa, por las moléculas de ozono y/o

oxidación por la formación de radicales intermedios tales como el HO• el cual es un poderoso agente oxidante nanoselectivo.

La luz ultravioleta (UV) es una de las técnicas para el tratamiento de aguas en la etapa de desinfección ya que la cloración utilizada comúnmente para desinfección genera impactos en las aguas receptoras. La radiación UV se utiliza para dañar la estructura genética de las bacterias, virus y otros contaminantes orgánicos sin embargo una de las desventajas que presenta esta técnica el mantenimiento y reemplazo frecuentes de la lámpara así como la necesidad de un efluente altamente tratado para asegurarse de que los microorganismos objetivo no están blindados de la radiación UV, aunque puede ser una técnica muy buena combinada con otro tipo de tratamientos resultando un eficaz tratamiento de aguas residuales (Pérez y Camacho 2011).

La combinación de la ozonización y la radiación ultravioleta es uno de los POA, fotoquímicos. La irradiación del ozono en agua produce H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> en forma cuantitativa. El peróxido de hidrógeno así generado se fotoliza generando radicales HO• y reaccionando con el exceso de ozono, generando también radicales de acuerdo a las siguientes reacciones (Domenech *et al.*, 2011).



Este tipo de métodos podría considerarse en principio sólo una forma de generar H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> y luego HO•. En realidad, se trata de una combinación de UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> y O<sub>3</sub>/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, de acuerdo al mecanismo ocurrido, pero la ventaja es que el ozono posee una absorptividad molar mayor que el H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> y puede usarse, por consiguiente, para tratar aguas con alto fondo de absorción de UV. La eficiencia es superior a la de O<sub>3</sub> o UV directa. El método se ha aplicado a la potabilización de aguas, tratamiento de aguas residuales altamente contaminadas, para desinfección y decoloración de aguas de la industria del papel, en la degradación de hidrocarburos alifáticos clorados y otros. Kadir y colaboradores (2012) utilizaron el ozono para la decoloración de una solución acosa con un colorante básico obteniendo una alta eficiencia de remoción de color pero baja remoción de DQO, concluyeron que el grupo cromóforo de la molécula del colorante solo fueron destruidos y reducidos en lugar de

oxidarse completamente hasta  $\text{CO}_2$  o  $\text{H}_2\text{O}$ . Sin embargo es posible que esta técnica combinada con otro tratamiento pueda remover eficientemente valores de DQO.

### **Combinación de procesos avanzados de oxidación**

Los procesos de oxidación avanzada tienen la capacidad de mineralizar varios compuestos orgánicos. Estos procesos involucran la generación de especies radicales, predominando el radical hidroxilo  $\text{HO}\cdot$ . El ozono es un fuerte oxidante que tiene una alta reactividad y selectividad con componentes orgánicos como poli-fenoles.

La combinación de POA, como ozonización y radiación UV y/o peroxidación han mostrado ser efectivos en el tratamiento de aguas residuales. García y colaboradores (2013b), reportaron la eficiencia de degradación de colorante en un efluente de la industria textil mediante la integración de electrocoagulación y ozonización. Flox y colaboradores (2006), reportaron la eficiente degradación de colorante en un efluente textil, a partir de una combinación de electro - Fenton y Fotoelectro - Fenton. También en un efluente textil, Song y colaboradores (2006), utilizaron electrocoagulación asistida por ozono para remover el colorante negro reactivo 5.

El radical hidroxilo ( $\text{HO}\cdot$ ) puede ser generado por medios fotoquímicos, incluida la luz solar o por otras formas de energía, y posee alta efectividad para la oxidación de materia orgánica. Algunas PAO, como la fotocatalisis heterogénea, la radiólisis y otras tecnologías avanzadas (Lovato *et al.*, 2011).

La combinación de POA también se ha utilizado en el tratado de residuos farmacéuticos tal como lo reportaron Aguinaco y colaboradores (2012), utilizado ozonización fotocatalítica para remover el fármaco diclofenaco de la cual obtuvieron una eficiencia de hasta el 75% con este método.

Una de las aplicaciones de los POA es en la potabilización de agua. Ormand y colaboradores (2009), utilizaron una combinación de técnicas de cloración, ozonización y adsorción (con carbón activado granulado), eliminaron plaguicidas en agua de abastecimiento. Del mismo modo, Guerrity y colaboradores (2009) utilizaron una

combinación de fotocátalisis con coagulación para la desinfección de efluentes industriales.

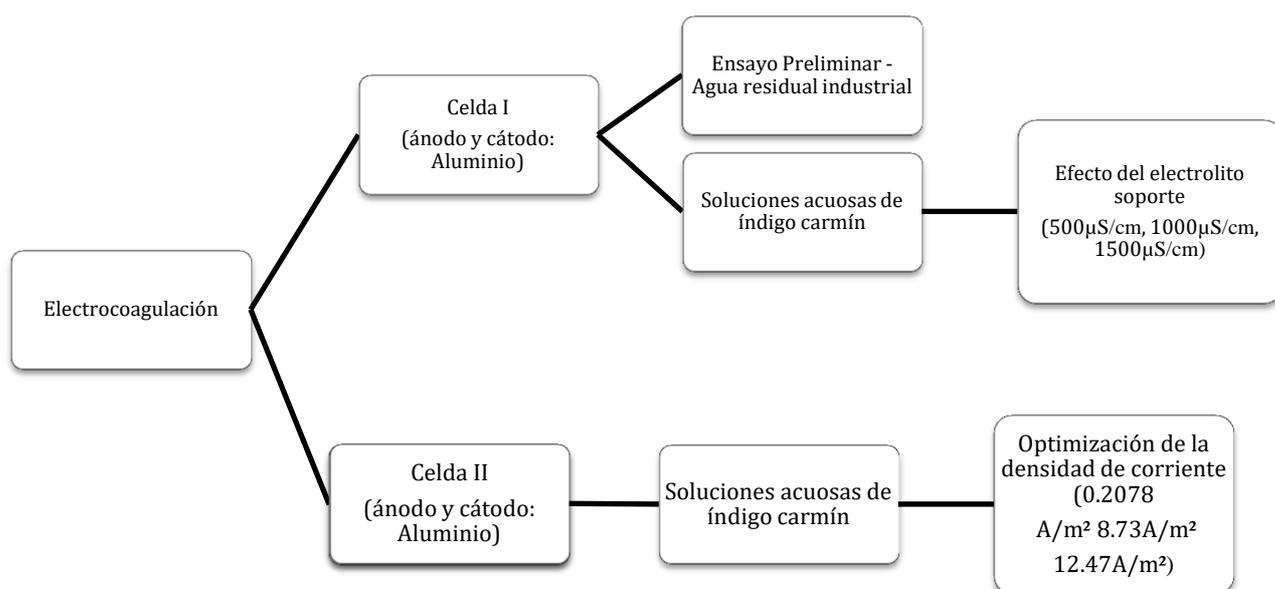
Por otro lado Homlok (2012), estudio la degradación de moléculas orgánicas mediante la aplicación de radiolisis de agua residual para la degradación de la materia orgánica presente en esta.

En (2013) García y colaboradores trabajaron con un agua residual industrial textil real, la cual trataron por una combinación de electrocoagulación y ozono para degradación de índigo carmín, alcanzando un porcentaje de remoción de 84, 92 y 8% de color, turbiedad y DQO respectivamente, considerado el tratamiento como efectivo para el tratamiento de un agua residual real.

## 2 PARTE EXPERIMENTAL

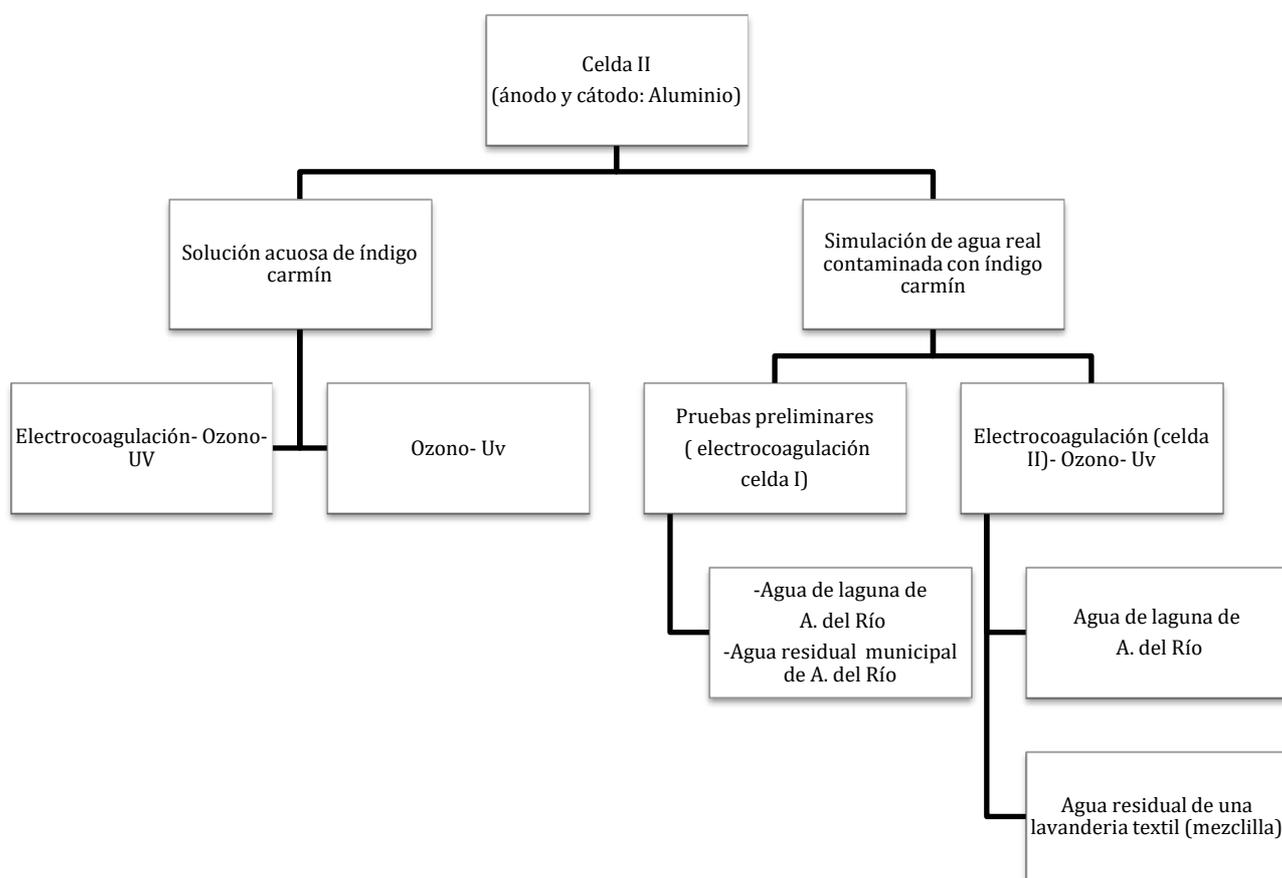
Con lo anterior expuesto, el objetivo principal del presente trabajo fue evaluar las condiciones del proceso electrocoagulación- ozono UV aplicado en la degradación del colorante índigo carmín presente en agua contaminada, así mismo los objetivos específicos de establecer el diseño de la celda electrolítica a nivel laboratorio, las condiciones óptimas de pH, intensidad de corriente y tiempo de tratamiento a nivel laboratorio.

Para lograr estos objetivos se propone la siguiente metodología:



**Figura 2-1 Diagrama de las etapas experimentales del proceso de electrocoagulación**

La Figura 2-1 presenta la metodología llevada a cabo para la optimización del electrolito soporte durante el tratamiento de electrocoagulación de soluciones acuosas de índigo carmín y posteriormente optimizar la densidad de corriente aplicada al sistema.



**Figura 2-2 Diagrama de las etapas experimentales del proceso combinado**

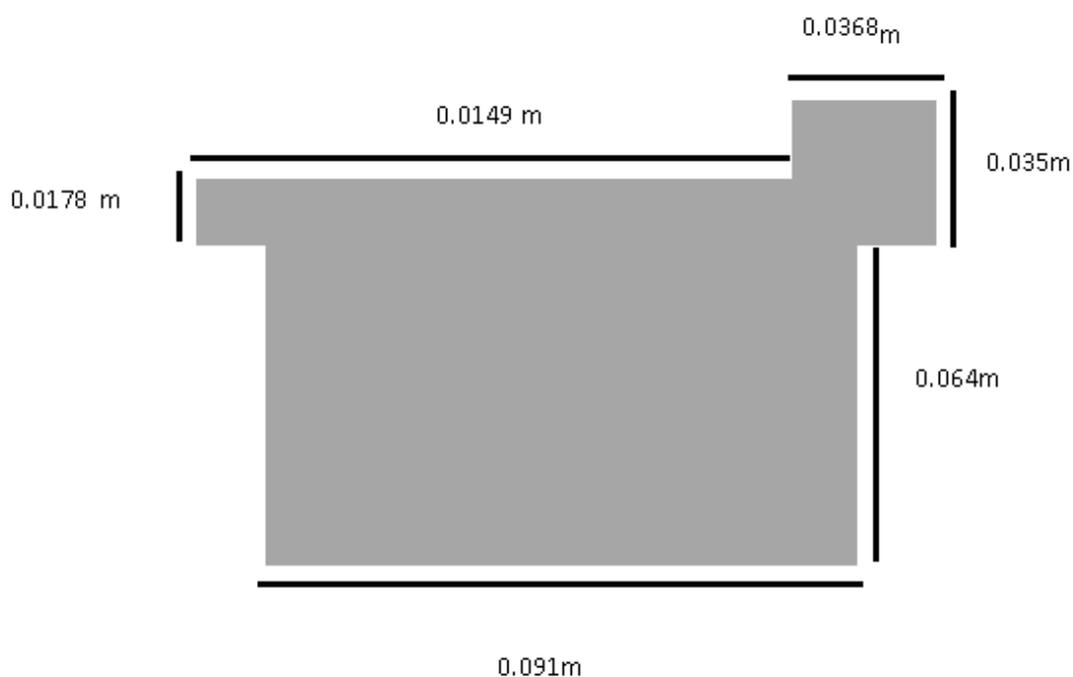
La Figura 2-2 presenta la segunda etapa del presente proyecto, en la cual se trataron por electrocoagulación- ozono- UV, soluciones contaminadas con índigo carmín preparadas en laboratorio a partir a agua de laguna y agua residual, así también se trató agua residual textil.

## 2.1 Reactivos y materiales

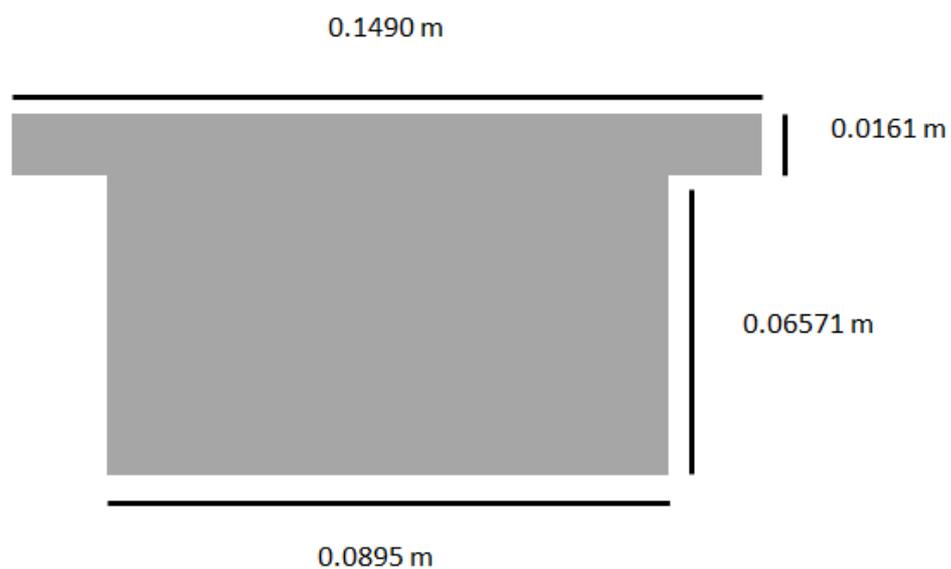
Los reactivos que se utilizaron fueron cloruro de sodio (NaCl) al 99.5 % (Sigma Aldrich) y el colorante índigo carmín ( $C_{16}H_8N_2Na_2O_8S_2$ ) (Meyer). Los experimentos fueron llevados a cabo en condiciones ambientales ( $23 \pm 3$  °C) y las pruebas fueron realizadas por duplicado.

### Celda electrolítica I

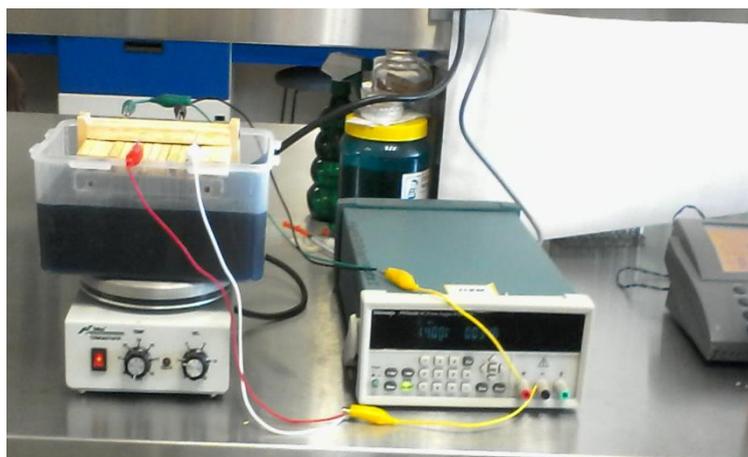
Se utilizaron electrodos de aluminio como cátodos y ánodos se muestran (Figura 2-3) y los electrodos de sacrificio se muestran en la figura 2-4, teniendo un espacio entre cada uno de ellos de 0.008 m. Como celda se utilizó un recipiente de polipropileno con capacidad de 4 litros y dimensiones (0,2225m x 0,1510m x 0,10m), utilizando el Termoagitador Felisa, (modelo F-E-311), a una velocidad de agitación de 710 rpm y 1500 rpm, el arreglo del sistema se muestra en la Figura 2-5.



**Figura 2-3 Electrodo cátodo-ánodo**



**Figura 2-4 Electrodo de sacrificio**



**Figura 2-5 Celda electrolítica I**

## Celda electrolítica II

Se utilizaron electrodos de aluminio como cátodos y ánodos, teniendo un espacio entre cada uno de ellos de 0.02 m, como celda se utilizó un recipiente de acrílico de dimensiones 0.40m x 0.30m x 0.25 m. El Arreglo del sistema se muestra en la Figura 2-6.

En ambas celdas electrolíticas consistió en una combinación de arreglo monopolar, con dos electrodos como ánodos, dos electrodos como cátodos y un arreglo bipolar con seis electrodos de sacrificio.



**Figura 2-6 Celda electrolítica II**

## Reactor ozono-UV

Se trabajó con un reactor de vidrio cilíndrico con capacidad de 20 litros, con flujo de ozono ascendente por burbujeo, de 0.3-0.4 FCM, y una lámpara UV marca osram de 39 Watts (Figura 2-7).



**Figura 2-7 Reactor ozono-UV**

## **2.2 Caracterización del agua residual**

### **Determinación del pH y conductividad**

El pH se determinó de acuerdo a las normas NMX-AA-008-SCFI-2011 y la conductividad NMX-AA-093-SCFI-2000, utilizando un pH-metro marca Denver Instrument (Modelo 250), con electrodo de vidrio y una celda BO42504 005.

### **Determinación de turbiedad**

Se determinó de acuerdo a la norma NMX-AA-038-SCFI-2001 empleando un turbidímetro marca Thermo Scientific Modelo Orion AQ4500.

### **Determinación de la demanda química de oxígeno (DQO)**

Para poder estimar la cantidad de materia orgánica e inorgánica susceptible a ser oxidada en la muestra se empleó la demanda química de oxígeno de acuerdo a la norma NMX-AA-030/2-SCFI-2011, utilizando un digestor marca HACH modelo DRB200.

**Determinación de DBO<sub>5</sub>**

Se determinó de acuerdo a la norma NMX-AA-028-SCFI-2001

**Determinación de ST y SST**

Los sólidos totales y sólidos suspendidos totales, se determinaron de acuerdo a NMX-AA-034-SCFI-2001.

**Determinación de cloruros**

Se determinaron de acuerdo a NMX-AA-073-SCFI-2001.

**Determinación de concentración del colorante índigo carmín**

Previamente se realizó un barrido del colorante índigo carmín con soluciones de 10 y 20 mg/L mediante espectroscopia UV-vis para identificar los puntos máximos de absorbancia siendo estos a 287 y 612 nm, obteniendo la concentración de colorante a partir de una curva estándar a dichas longitudes de onda. Se empleó el espectrofotómetro Thermo Spectronic Genesy 10 UV. Previo al análisis, se permitió la sedimentación de los sólidos en la muestra tratada y posteriormente se centrifugó (centrifuga Universal 320 R, por 10 min a 1500 rpm).

### 3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

#### 3.1 Electrocoagulación (celda I)

##### **Ensayo Preliminar - Agua residual industrial**

Se trató por electrocoagulación en la celda I (sección 2.1.1), agua residual industrial posterior al tratamiento biológico y antes de la cloración, con una conductividad inicial de 3156 ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) de una planta tratadora de agua residual industrial ubicada en Lerma, Estado de México.

Dadas las condiciones iniciales de conductividad del agua, no fue necesario agregar un soporte electrolítico. Durante el tratamiento se utilizaron 5.18 V y 0.5A durante dos horas, tomando alícuotas cada 15 minutos a las cuales se les midió, pH, turbiedad, conductividad y DQO (Anexo, Tabla 1)

El aumento del valor de turbiedad durante el tiempo de tratamiento se atribuye a que con la liberación de iones de aluminio los cuales se hidratan rápidamente formando hidróxidos solubles del metal donde quedan retenidos los contaminantes, como hidroxocomplejos cargados positiva o negativamente que permiten la coagulación por neutralización de cargas (Martínez, 2008), de esta manera ocurre la desestabilización del colorante, y la formación de flocs, así como la aglomeración de los mismos para su posterior precipitación. Sin embargo, no se logró la precipitación completa, quedando material suspendido en la solución lo que explica el aumento en el valor de la turbiedad. La formación de los hidróxidos de aluminio (Figura 1-4) explica el aumento de pH en la solución durante la etapa de electrocoagulación del tratamiento, además se ha reportado en trabajos previos que el pH en medios alcalinos puede actuar como pH buffer (Bazrafshan *et al.*, 2006).

Los resultados de DQO, muestran que con 120 minutos de tratamiento se logra un porcentaje de remoción de DQO de hasta un 67.46 % así como la obtención de un agua visiblemente más clara.

### Efecto del electrolito soporte en el tratamiento por electrocoagulación de soluciones preparadas de índigo carmín

Para identificar las máximas bandas de absorbancia del colorante índigo carmín se realizó un barrido en el espectrofotómetro UV- Vis de 200 a 700 nm con dos diferentes concentraciones (10mg/L y 20 mg/L) de colorante el cual se muestra en la Figura 3-1, obteniendo dos bandas intensas a 287nm y 612nm, por lo que para experimentos posteriores se determinó la concentración residual de colorante a 287 nm que de acuerdo al barrido, corresponde a la banda de absorbancia con mayor intensidad.

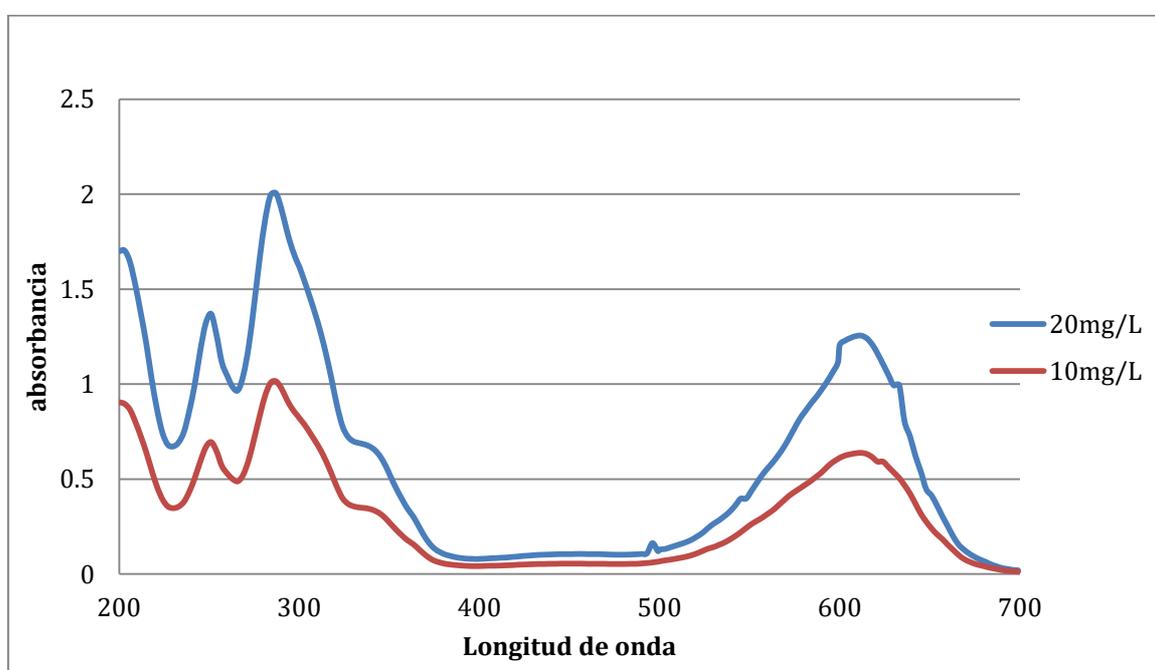


Figura 3-1 Barrido UV-vis del colorante Índigo Carmín

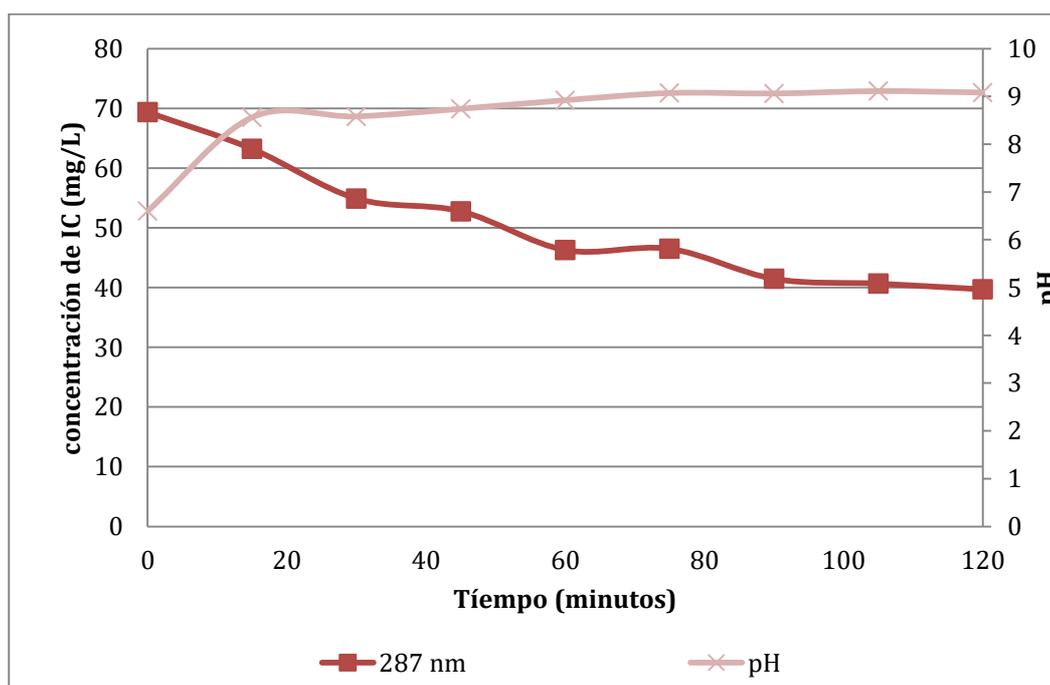
#### a) Sin adición de electrolito soporte

Los resultados del tratamiento de soluciones de IC sin la adición de electrolito soporte se muestran en el Anexo, Tabla 2. El tratamiento se llevó a cabo con la conductividad inicial de la solución, 68.48  $\mu\text{S}/\text{cm}$

De acuerdo a los resultados obtenidos, mientras el valor de turbiedad aumenta debido a la formación de flocs y la presencia de partículas suspendidas generadas a partir de la

desestabilización del colorante, la concentración de DQO disminuye por la aglomeración y sedimentación que ocurre donde parte de la materia orgánica, en este caso el colorante, es removida.

En la Figura 3-2 se observa que a partir de los 30 minutos del tratamiento de electrocoagulación, el pH se comporta de manera estable en un valor cercano a 9. Aguilar (2015), reportó que las reacciones que se dan durante el proceso de electrocoagulación le dan al medio acuoso capacidad buffer, especialmente en aguas residuales alcalinas, esta propiedad previene grandes cambios de pH con lo cual son menores las dosificaciones de sustancias químicas al medio acuoso y la concentración del índigo carmín disminuye con el tiempo, debido a que con la presencia de iones aluminio la molécula del colorante se desestabiliza, propiciando una aglomeración y sedimentación de la misma. Para este caso se obtuvo un 42.8% de remoción de colorante a los 120 minutos del tratamiento.



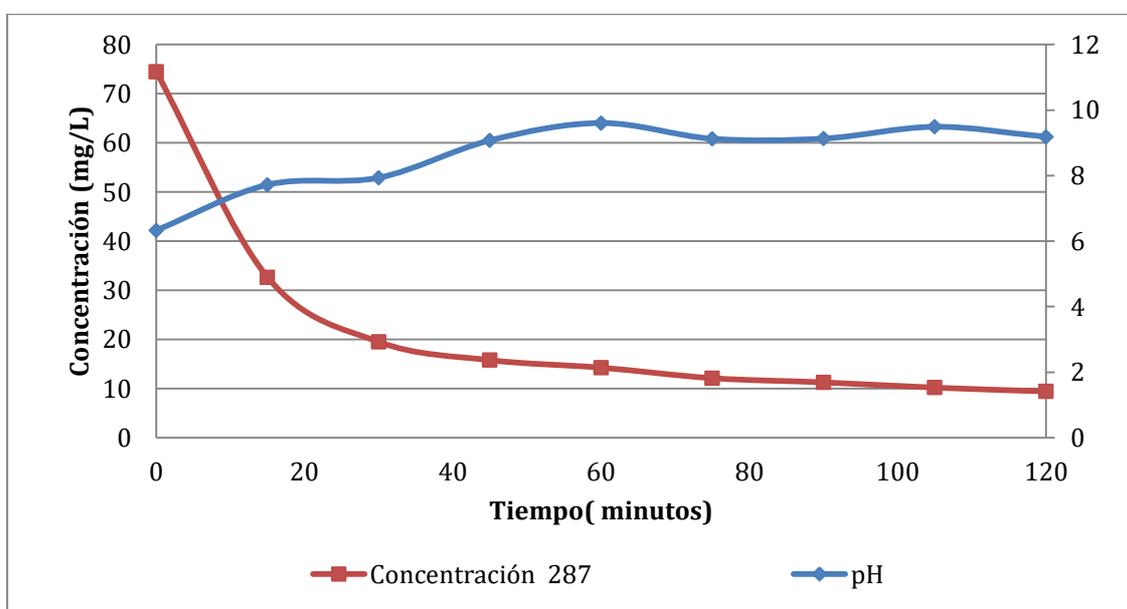
**Figura 3-2 Comportamiento del pH durante el tratamiento por electrocoagulación sin electrolito soporte**

#### **b) Conductividad de 500 $\mu$ S/cm**

En la Tabla 3 del Anexo, se muestran los resultados obtenidos del tratamiento por electrocoagulación de la solución de IC con conductividad de 500  $\mu$ S/cm

Las alícuotas tomadas durante el tratamiento cada 15 minutos, fueron centrifugadas a 1050 rpm durante 8 minutos para posteriormente ser filtradas, con la finalidad de reducir la cantidad de sólidos suspendidos en las muestras y obtener mejores lecturas de concentración en el espectrofotómetro de UV-Vis y turbiedad, sin embargo a pesar de la centrifugación y filtrado después del tratamiento, para el parámetro de turbiedad, siguió la misma tendencia de aumento.

De acuerdo a la Figura 3-3 al final del tratamiento de electrocoagulación se obtuvo un 87.36% de remoción de índigo carmín (partiendo de una concentración inicial de 74.4mg/L), ocasionado por la aglomeración de los flocs formados, los cuales precipitan y junto con ellos el colorante IC presente.

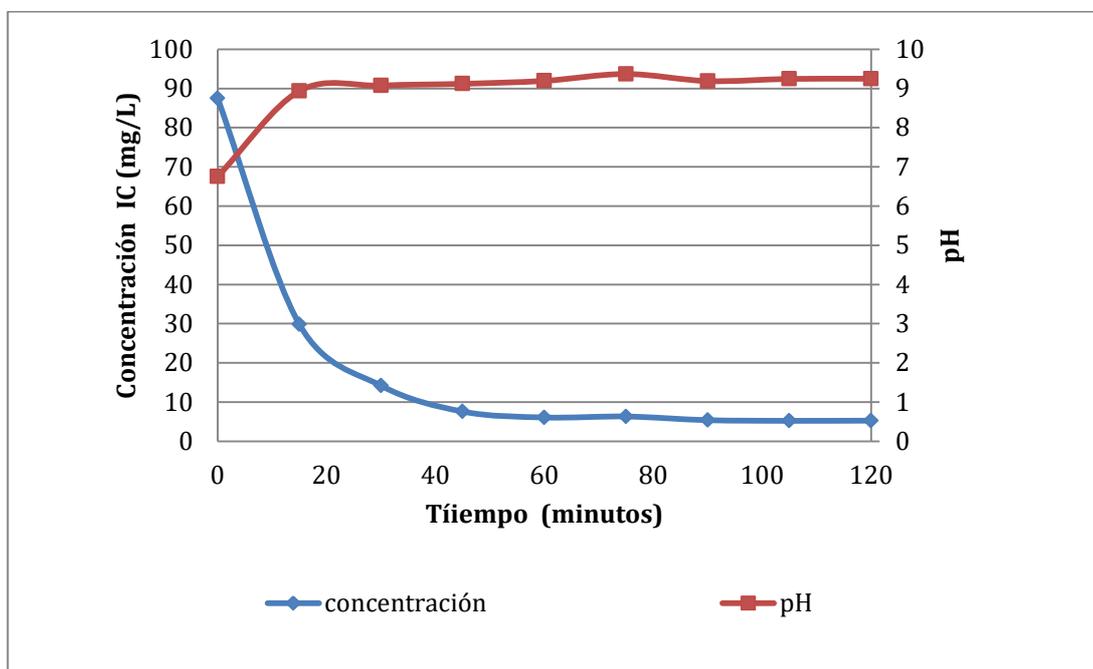


**Figura 3-3 Comportamiento del pH y la concentración de IC durante el tratamiento de electrocoagulación con conductividad de 500  $\mu$ S/cm**

### c) Conductividad de 1000 $\mu$ S/cm

Las características de la solución antes y después del tratamiento por electrocoagulación de esta prueba se muestran en la Tabla 4 del Anexo. Se obtuvo a partir de los 45 minutos de electrocoagulación una estabilidad del proceso, alcanzando un porcentaje de remoción del 94% en promedio el cual representa un 10% más al que se obtuvo con una conductividad de 500 $\mu$ S/cm. En la Figura 3-4 se observa el comportamiento del pH y la concentración de

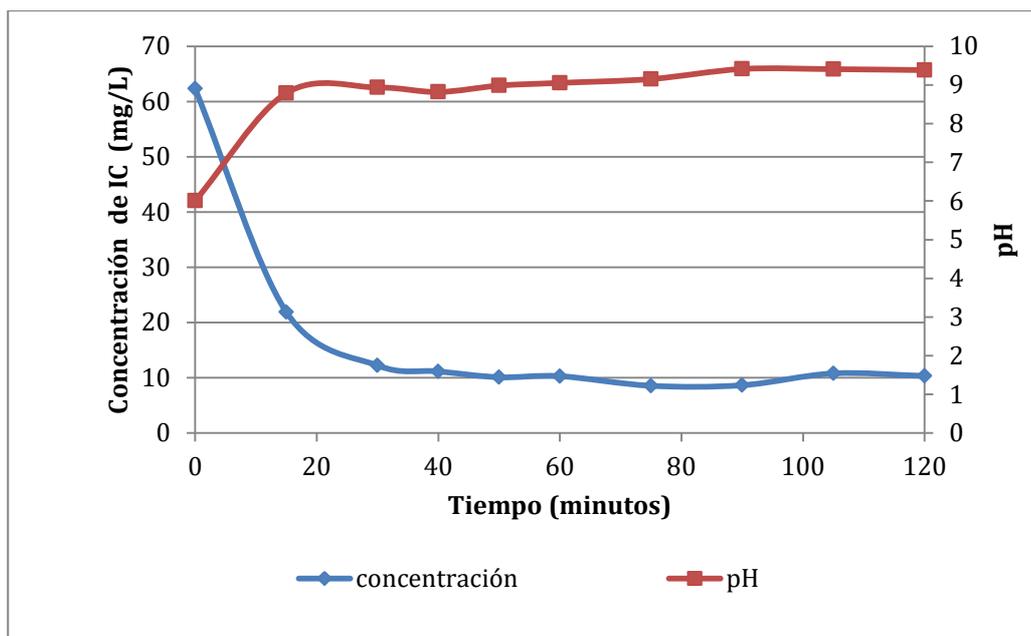
colorante durante el tratamiento, donde se observa que a partir de los 20 minutos el tratamiento alcanza el equilibrio.



**Figura 3-4 Comportamiento del pH y concentración de IC durante el tratamiento por electrocoagulación con conductividad de 1000  $\mu\text{S}/\text{cm}$**

**d) Conductividad de 1500  $\mu\text{S}/\text{cm}$**

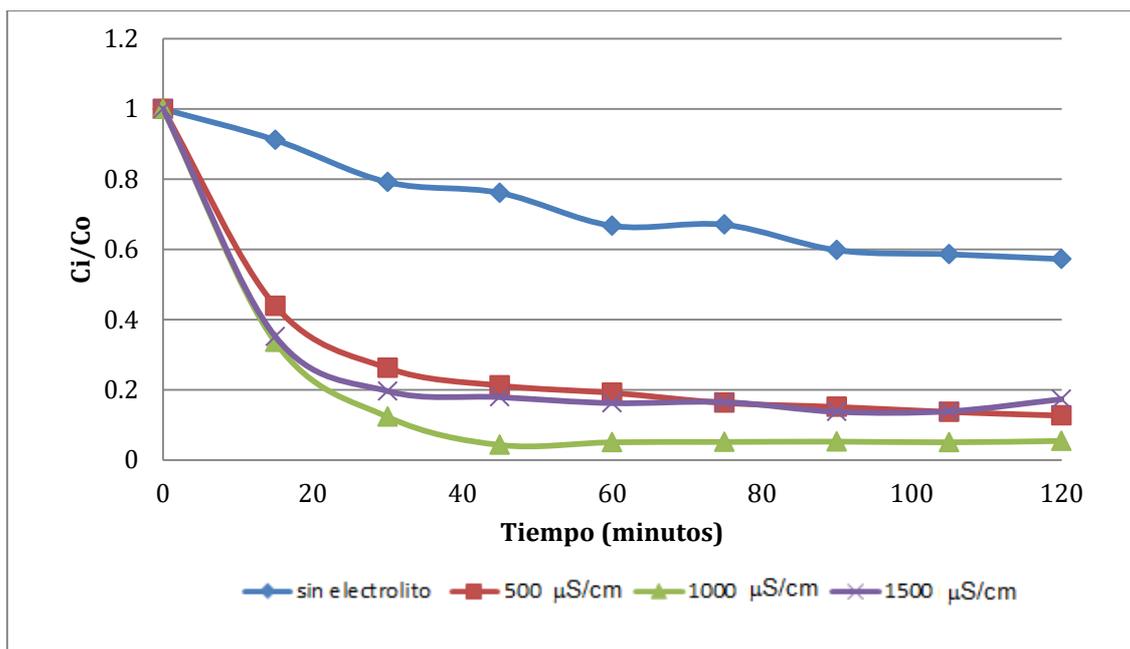
Los resultados de esta prueba se muestran en la Tabla 5 del Anexo. El mayor porcentaje de remoción de colorante obtenido fue de 83.4 %, el cual es menor al que se obtuvo durante el tratamiento con una conductividad de 1000  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , que fue de hasta el 94% de remoción con un mismo tiempo de tratamiento.



**Figura 3-5 Comportamiento del pH y concentración de IC durante el tratamiento de electrocoagulación con conductividad de 1500  $\mu\text{S}/\text{cm}$**

A los 45 minutos de tratamiento por electrocoagulación se llega a un equilibrio y el pH se estabiliza en un valor alcalino, la estabilidad observada en el pH es una característica de los reactores de electrocoagulación tipo batch (Holt, 2002).

De los resultados obtenidos del tratamiento por electrocoagulación de soluciones acuosas de índigo carmín con valores iniciales de conductividad de 500, 1000 y 1500  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , en general se observa una tendencia a mejorar el porcentaje de remoción del colorante, al aumentar la conductividad.



**Figura 3-6 Efecto del electrolito soporte en la concentración de índigo carmín de soluciones acuosas durante el tratamiento de electrocoagulación**

En todos los casos anteriores se observa que el pH llega a un punto de equilibrio a partir de los 30 minutos, durante el proceso de electrocoagulación, el pH puede incrementarse para aguas residuales ácidas, efecto atribuido a la generación de hidrógeno molecular que se origina en el cátodo. En contraposición en aguas residuales alcalinas el pH puede decrecer, además de que por las reacciones generadas en el proceso, el pH tiene un efecto buffer (Aguilar 2015). y la disminución de la concentración de colorante y DQO se atribuye a la formación del  $\text{Al}(\text{OH})_{3(s)}$ , el cual tiene una gran área superficial que propicia la adsorción y atracción de los contaminantes (Pantoja 2012).

A medida que aumenta la concentración del electrolito, el tiempo necesario para obtener un porcentaje de remoción estable, es menor, y en todos los casos el máximo porcentaje de remoción se alcanza a los 45 minutos del tratamiento (Figura 3-6).

De acuerdo a lo anterior cuando se trabajó con una conductividad de  $1000 \mu\text{S}/\text{cm}$  y se obtuvo un porcentaje de remoción de colorante del 94% (concentración inicial de  $87.5 \text{ mg}/\text{L}$  de IC) al final del tratamiento de electrocoagulación, mientras que para la solución a la que no se agregó electrolito soporte, solo se obtuvo un porcentaje de remoción del 42.75% (concentración inicial de  $69.3 \text{ mg}/\text{L}$ ).

De acuerdo a los resultados obtenidos se considera el electrolito soporte como una variable importante para el tratamiento de electrocoagulación ya que un incremento en la conductividad eléctrica genera a su vez un incremento en la densidad de corriente (Oña y Falconí, 2013).

### **3.2 Electrocoagulación (celda II)**

#### **Optimización de la densidad de corriente para el tratamiento de electrocoagulación**

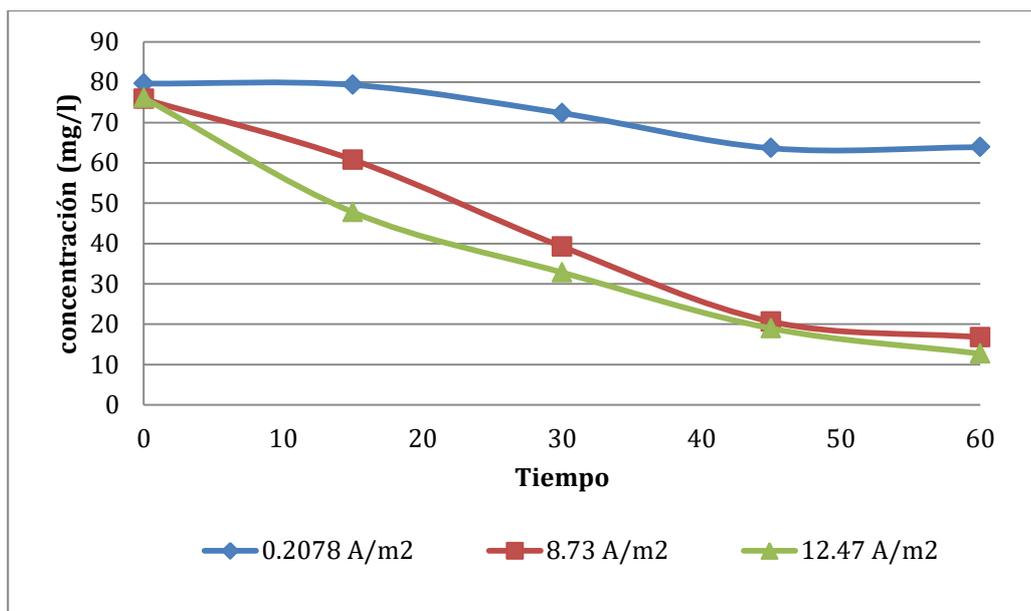
De acuerdo a los resultados obtenidos en pruebas previas de electrocoagulación con la celda I, sobre el efecto del electrolito soporte en la eficiencia del tratamiento de electrocoagulación, en posteriores pruebas se trabaja con una conductividad cercana a  $1000 \mu\text{S}/\text{cm}$ , y durante 1 hora de tratamiento, siendo estas las condiciones óptimas encontradas.

Para esta etapa de la investigación se trabajó en la celda II (descrita en la sección 2.1.2) con una conductividad cercana a  $1000\mu\text{S}/\text{cm}$ , para tratar soluciones acuosas de índigo carmín durante una hora, variando la densidad de corriente durante el tratamiento de electrocoagulación de la siguiente forma:

- a) Densidad de corriente de  $0.2078 \text{ A}/\text{m}^2$
- b) Densidad de corriente de  $8.73 \text{ A}/\text{m}^2$
- c) Densidad de corriente de  $12.47 \text{ A}/\text{m}^2$

Los resultados de dichas pruebas se muestran en las Tablas 7, 8 y 9 de Anexo. El efecto del aumento en la densidad de corriente durante el tratamiento de electrocoagulación, mejora la remoción del colorante índigo carmín.

Como se observa en la Figura 3-7 el aumento de la densidad de corriente, mejora en cuanto a eficiencia de remoción de colorante de la siguiente forma  $12.47 \text{ A}/\text{m}^2 > 8.73 \text{ A}/\text{m}^2 > 0.2078 \text{ A}/\text{m}^2$  obteniendo porcentajes de remoción de colorante de 83.3, 78.9 y 19.8% respectivamente.

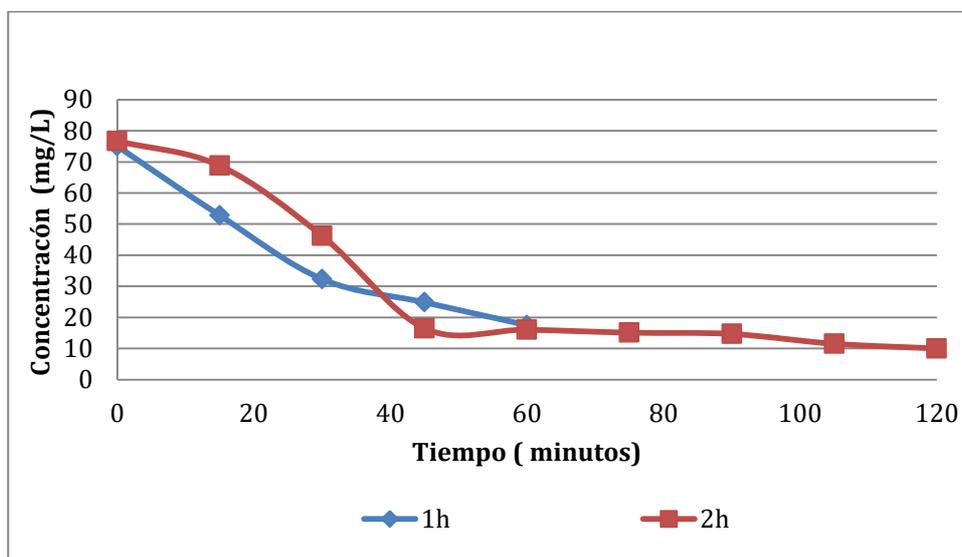


**Figura 3-7 Efecto de la densidad de corriente en el tratamiento por electrocoagulación sobre la concentración de índigo carmín en soluciones acuosas**

Para posteriores experimentos se trabajó con una densidad de corriente de  $8.73 \text{ A/m}^2$ , siendo esta la densidad de corriente óptima ya que de acuerdo a la Figura 3-7 se observa que a mayor densidad de corriente mayor porcentaje de remoción. Song y colaboradores (2006), reportaron que la densidad de corriente es un parámetro con un impacto significativo durante el proceso de electrocoagulación para la remoción de contaminantes. En este caso para una densidad de corriente de  $0.2078 \text{ A/m}^2$  se obtuvo 19.8% de remoción de colorante y con una densidad de corriente de  $8.73 \text{ A/m}^2$  y  $12.47 \text{ A/m}^2$  se obtuvo un porcentaje de remoción de colorante de 78.9 y 83.3% respectivamente.

Además se trataron por electrocoagulación durante una y dos horas, soluciones de índigo carmín con conductividad de  $1000 \mu\text{S/cm}$  (Anexo Tabla 10) y la diferencia en porcentaje de remoción entre una hora y dos horas de tratamiento es de apenas un 10%, es decir que para las mismas condiciones de operación, en una hora se obtuvo un porcentaje de remoción del colorante de 76.7% mientras que para el tratamiento por de dos horas se obtuvo un porcentaje de remoción de colorante de un 86.9% , como puede observarse en la Figura 3-8 a partir de los 45 minutos de tratamiento ya no hay un cambio importante en la concentración del colorante por lo que el tiempo óptimo de tratamiento es de una hora ya

que un 10% más de remoción no justifica una hora más de tratamiento porque implicaría un gasto no necesario de energía.



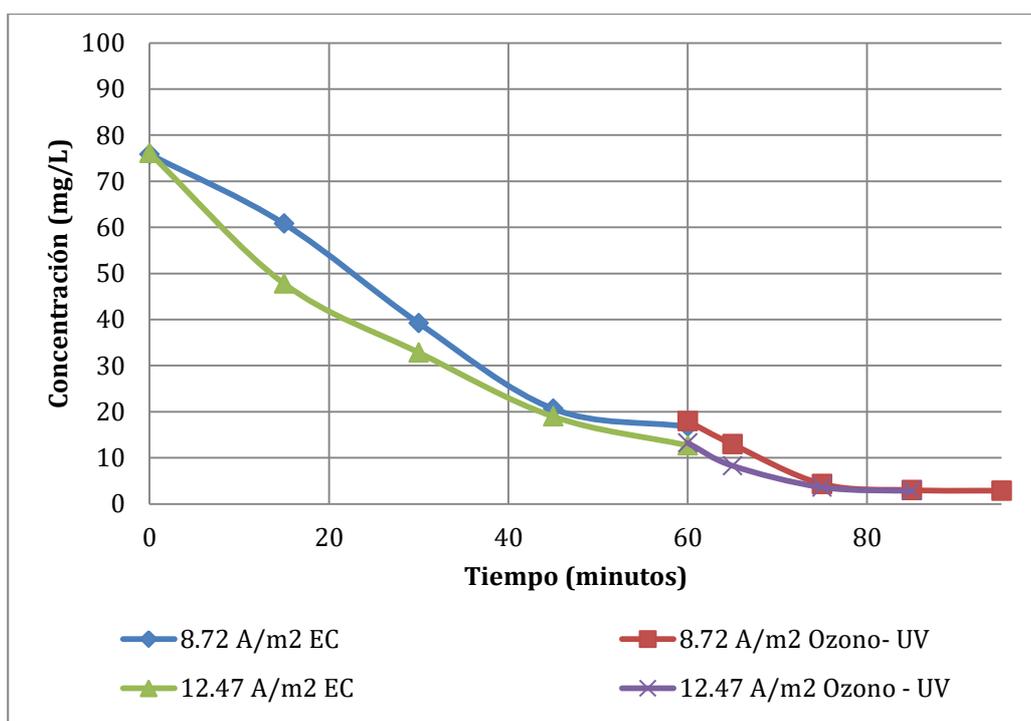
**Figura 3-8 Efecto del tiempo de tratamiento de electrocoagulación sobre la concentración del índigo carmín en soluciones acuosas**

Considerando una conductividad de  $1000 \mu\text{S}/\text{cm}$ , una densidad de corriente de  $8.73 \text{ A}/\text{m}^2$  y un tiempo de tratamiento de una hora durante la electrocoagulación, se procedió a aplicar el tren de tratamiento, electrocoagulación- ozono- UV a soluciones acuosas de índigo carmín.

### 3.3 Tratamiento electrocoagulación - $\text{O}_3$ - UV de soluciones acuosas de índigo carmín

Se trataron dos soluciones acuosas de índigo carmín durante 25 y 35 minutos por ozono-UV previamente tratadas por electrocoagulación con una densidad de corriente de  $8.73 \text{ A}/\text{m}^2$  y  $12.47 \text{ A}/\text{m}^2$  respectivamente (Anexo, Tabla 11) Los porcentajes de remoción finales de ambos tratamientos a los 85 minutos de tratamiento, son 94.2 y 96.2 %, aunque la primera se trató diez minutos más por ozono-UV, el porcentaje de remoción con respecto al segundo, fue un 2% más, por lo que se considera como optima una densidad de corriente de  $8.73 \text{ A}/\text{m}^2$  previo al tratamiento por Ozono – UV.

El cambio en el porcentaje de remoción del colorante al aplicar una u otra densidad de corriente durante la electrocoagulación, en el tratamiento combinado (electrocoagulación-Ozono-UV), es mínima, como se observa en la Figura 3-9 y a los 85 minutos de tiempo acumulado, la concentración de IC es estable para ambos casos, por esta razón para experimentos posteriores se utiliza una densidad de corriente de  $8.72 \text{ A/m}^2$ .

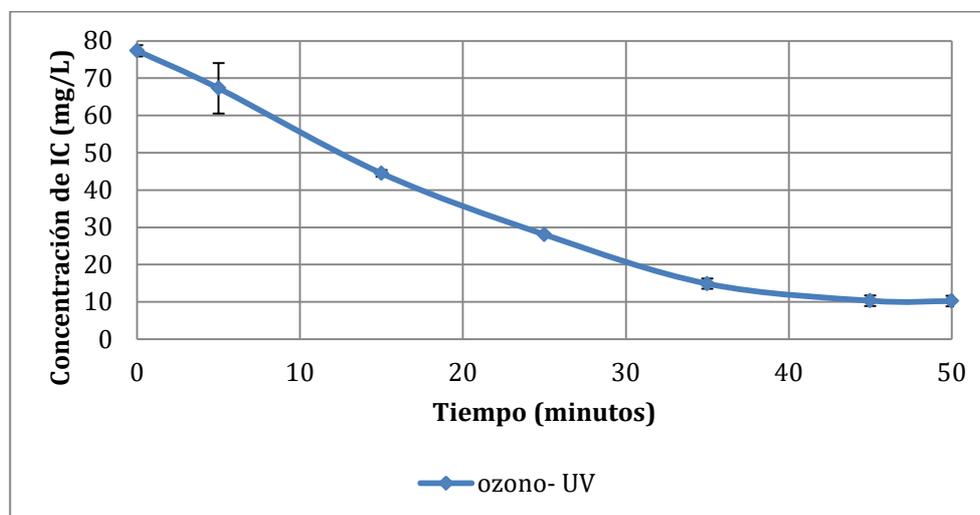


**Figura 3-9 Efecto de la densidad de corriente en el tratamiento de Ec-Ozono-UV**

### 3.4 Tratamiento $\text{O}_3$ -UV de una solución acuosa de índigo carmín

El tratamiento ozono-UV de una solución acuosa de IC se llevó a cabo durante 50 minutos (Anexo, Tabla 12) se alcanzó un porcentaje de remoción de índigo carmín de hasta un 80% a los 35 minutos de tratamiento y 86% a los 50 minutos, lo que representa en concentración final de colorante  $14.8 \text{ mg/L}$  y  $10.2 \text{ mg/L}$  respectivamente, siendo la concentración inicial de  $77.3 \text{ mg/L}$ . Comparando con los 60 minutos de tratamiento electrocoagulación-ozono-UV que se requirieron para alcanzar, 77.9% y 82.6% de remoción de colorante utilizando una densidad de corriente de  $8.73 \text{ A/m}^2$  y  $12.47 \text{ A/m}^2$ , respectivamente, el porcentaje de remoción de colorante durante el tratamiento ozono-UV,

son mejores debido a que se alcanza en menor tiempo un porcentaje de remoción total de 86.78% a los 50 minutos de tratamiento (Figura 3-10).

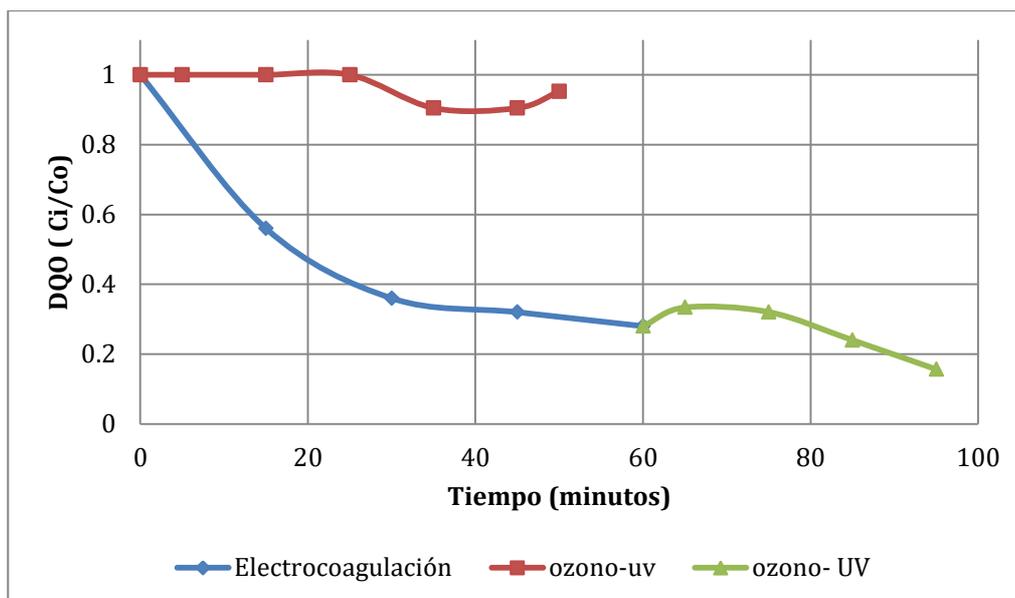


**Figura 3-10 Tratamiento por ozono- UV de una solución de índigo carmín**

El porcentaje de remoción- degradación del colorante con el tratamiento combinado electrocoagulación- ozono- UV en relación al tratamiento por proceso de oxidación avanzada, ozono - UV, son muy similares siendo estos de un 96% y 86% respectivamente. Sin embargo es importante destacar que para el caso de DQO durante el tratamiento por ozono - UV, la remoción es mínima, obteniendo apenas un 4.7 %, esto quiere decir que durante el tratamiento ozono-UV solo se degrada el compuesto, pero no se elimina de la solución y permaneces subproductos que contribuyen al valor de DQO.

De acuerdo a este resultado, el tratamiento ozono- UV, de soluciones acuosas de índigo carmín, no se considera un tratamiento efectivo para efectos de remoción de DQO debido a que el agua sin previo tratamiento de electrocoagulación, presenta una gran cantidad de sólidos disueltos y suspendidos que interfieren en la penetración adecuada de la luz UV durante el tratamiento de oxidación avanzada, limitando de esta manera la formación de radicales hidroxilo.

De acuerdo a la Figura 3-11 aplicando solo el tratamiento ozono- UV no es efectivo para disminuir la concentración de DQO en la solución, comparado con los resultados obtenidos con el tratamiento combinado electrocoagulación-ozono-UV.



**Figura 3-11 Efecto del tratamiento electrocoagulación – ozono- UV y el tratamiento ozono- UV sobre la concentración de DQO.**

### 3.5 Agua contaminada con índigo carmín

#### Pruebas preliminares de electrocoagulación celda I

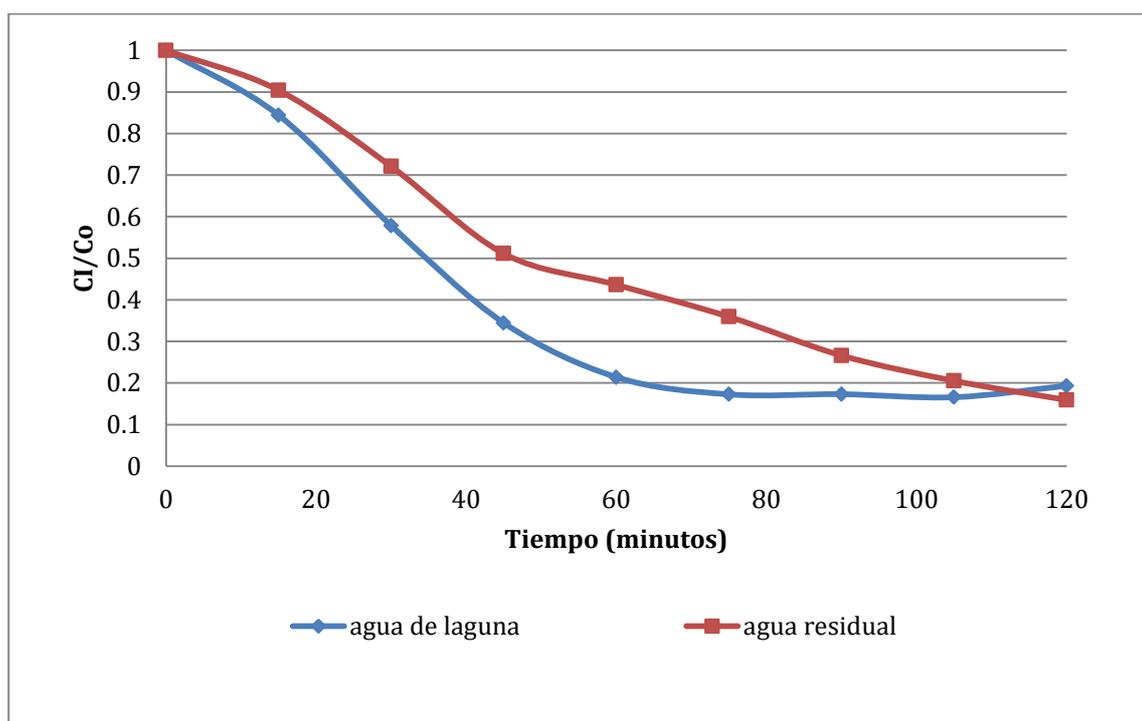
Se simuló un agua residual real a partir de agua de la laguna de Almoloya del Río y agua residual municipal de Almoloya del Río contaminada con índigo carmín. Los resultados de dichas pruebas se muestran en el Anexo, Tabla 13 y 14 respectivamente.

Para el caso del agua de la laguna de Almoloya del Río contaminada con índigo carmín se obtuvo un 80.6 % alcanzando el equilibrio a partir de los 45 minutos. La concentración inicial de DQO fue de 277.5 mg/L y la final de 81.8 mg/L, teniendo un 70.52% de remoción de DQO.

Para el tratamiento del agua residual municipal de Almoloya de Río contaminada con índigo carmín, se alcanzó un 84.06% de remoción del colorante mientras que para la concentración de DQO se obtuvo un 91.13% de remoción.

Se obtuvo una mayor eficiencia del tratamiento por electrocoagulación agua de laguna contaminada con índigo carmín, con respecto a la que se preparó con el agua residual

municipal, (Figura 3-12), el porcentaje de remoción de DQO es más eficiente en el tratamiento el agua residual contaminada con IC, que con agua de la laguna contaminada con IC lo que se atribuye a que en la laguna hay mayor cantidad de materia orgánica biodegradable ya que existe vida acuática y en un agua residual municipal la concentración de materia orgánica presente depende de la hora del día,. Adicionalmente se alcanza la concentración de equilibrio a los 75 minutos en el tratamiento por electrocoagulación de agua de laguna contaminada con índigo carmín.



**Figura 3-12 Tratamiento por electrocoagulación de soluciones de índigo carmín a partir de agua de laguna y agua residual**

### **3.6 Tratamiento por electrocoagulación-ozono-UV de agua de laguna contaminada con índigo carmín**

De acuerdo a los resultados obtenidos en las pruebas realizadas anteriormente con el agua de laguna y el agua residual municipal, contaminadas con el colorante índigo carmín, para esta etapa, se trató por electrocoagulación - Ozono - UV agua de la laguna de Almoloya del Río, con un pH de 7.35, turbiedad 48.3 NTU, conductividad 458  $\mu\text{S}/\text{cm}$  y DQO de 216 mg/L, (Anexo, Tabla 15).

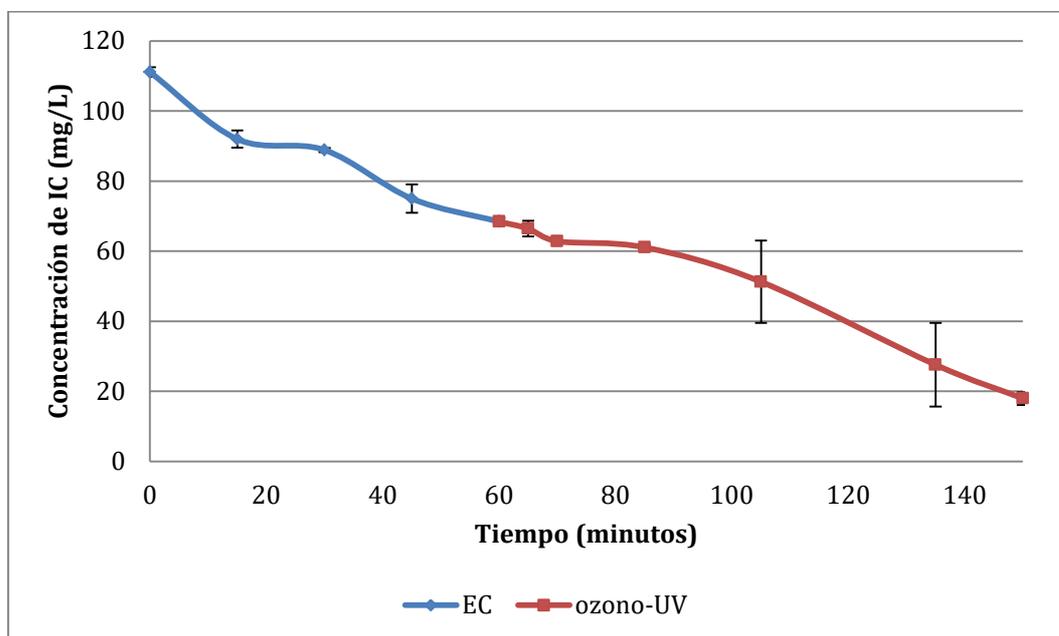
El porcentaje de remoción de colorante al final del tratamiento de electrocoagulación fue de 38% (Anexo, Tabla 15), alrededor de la mitad de lo que se obtuvo en las pruebas preliminares, esto se puede atribuir a que la muestra a pesar de ser del mismo sitio, que en la prueba preliminar, fueron tomadas en distintas fechas, por lo que, las características del agua son distintas, así como también a la variación en la densidad de corriente en la celda I y en la celda II y en última instancia a la pasivación de los electrodos ya que a pesar de la limpieza de estos, algunos autores como Millar *et al.* (2014) reportan que los electrodos de aluminio son más susceptibles a la pasivación comparados con los electrodos de acero.

En cuanto a los resultados de conductividad y pH, siguen la misma tendencia que en pruebas anteriores donde la conductividad se mantiene muy similar a la inicial y los valores de pH aumentan conforme el tiempo debido a la liberación del ion aluminio durante la electrolisis, que al contacto con el agua forma hidróxidos de aluminio, lo cual representa un aumento significativo en el pH (Aguilar 2015), (Holt, 2002).

Posterior al tratamiento de electrocoagulación de la solución de agua de la laguna contaminada con índigo, se trató por Ozono - UV (Anexo, Tabla 16), durante 90 minutos esto debido a que durante la electrocoagulación el porcentaje de remoción del colorante fue solo del 38%, el tratamiento por ozono - UV, requirió más tiempo para la degradación de este, teniendo un valor de entrada al reactor de 70 mg/L y a la salida de 18 mg/L (Figura 3-13).

El tiempo acumulado de tratamiento fue de 150 minutos, tiempo en el cual se alcanzó un porcentaje de remoción de DQO de 55.6%, siendo la concentración inicial de 252.82 mg/L

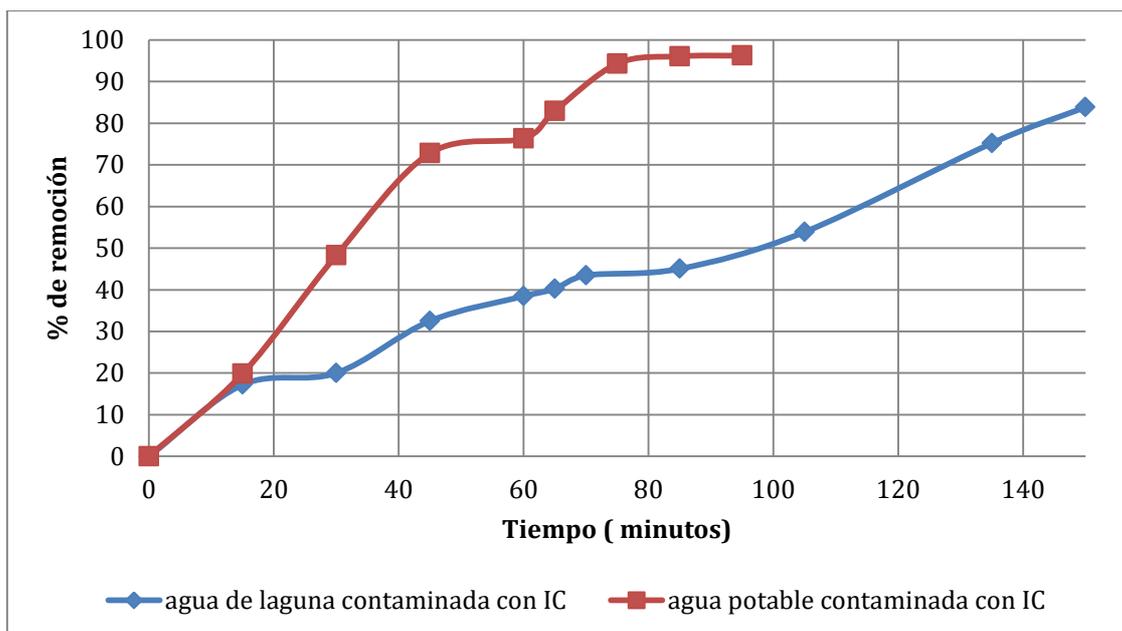
que corresponde a la concentración de entrada al tren de tratamiento electrocoagulación-ozono-UV.



**Figura 3-13 Comportamiento de la concentración durante el tratamiento electrocoagulación - ozono - UV del agua de laguna contaminada con índigo carmín**

Se obtuvo un 83.8% de remoción de colorante, aunque en un tiempo mayor al requerido para el tratamiento de potable contaminada con índigo carmín en el cual se obtuvo un 94.2% de remoción en un tiempo total de tratamiento de 85 minutos, esto debido a que el agua de la laguna tiene mayor cantidad de materia orgánica y sólidos comparada con el agua potable (Figura 3-14).

Adicional a esto se hizo la caracterización del agua antes posterior al tren de tratamiento de algunos parámetros fisicoquímicos (Anexo, Tabla 18), obteniendo una disminución importante, no solo en la concentración de colorante sino también en otros, como son cloruros, COT y sólidos totales, por lo que el tratamiento resulta efectivo para tratar un agua real contaminada con el colorante índigo carmín.



**Figura 3-14 Tratamiento electrocoagulación- ozono - UV para soluciones de índigo carmín con agua de potable y agua de laguna contaminada con índigo carmín**

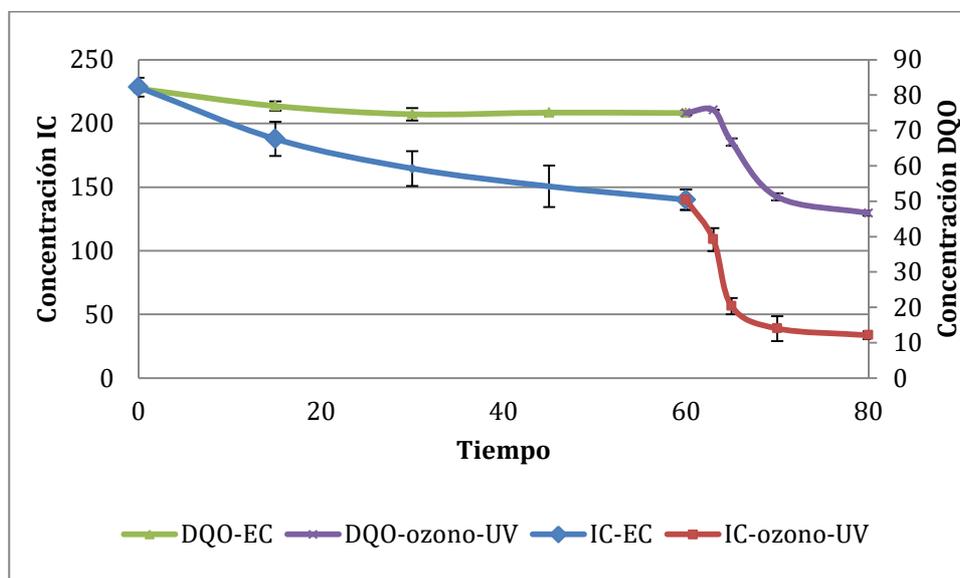
Se observa una diferencia en el porcentaje de remoción de colorante ya que a los 85 minutos es 1.9 más en el agua potable contaminada con IC que en el agua de laguna contaminada con IC, debido a la presencia de diferentes componentes tanto orgánicos como inorgánicos en el agua de laguna, en comparación con el agua potable.

Se realizó una prueba adicional del tratamiento electrocoagulación-ozono-UV de agua de la laguna contaminada con índigo carmín (Anexo, Tabla 19), en esta prueba se realizaron barridos en el espectrofotómetro UV- Vis, para identificar la existencia de bandas distintas a las correspondientes al colorante índigo carmín.

En la Figura 3-15 se observa que a los 80 minutos de tratamiento se obtuvo un porcentaje de remoción de 85.29% índigo carmín, y 43% de remoción de DQO (Figura 3-15), muy similar a los resultados que se obtuvieron en la prueba previa, donde el porcentaje de remoción de colorante fue de 83.8% y casi un 55% de DQO.

El porcentaje de remoción es más rápido después del tratamiento de electrocoagulación, esto se atribuye a que después de la electrocoagulación gran parte de materia orgánica es

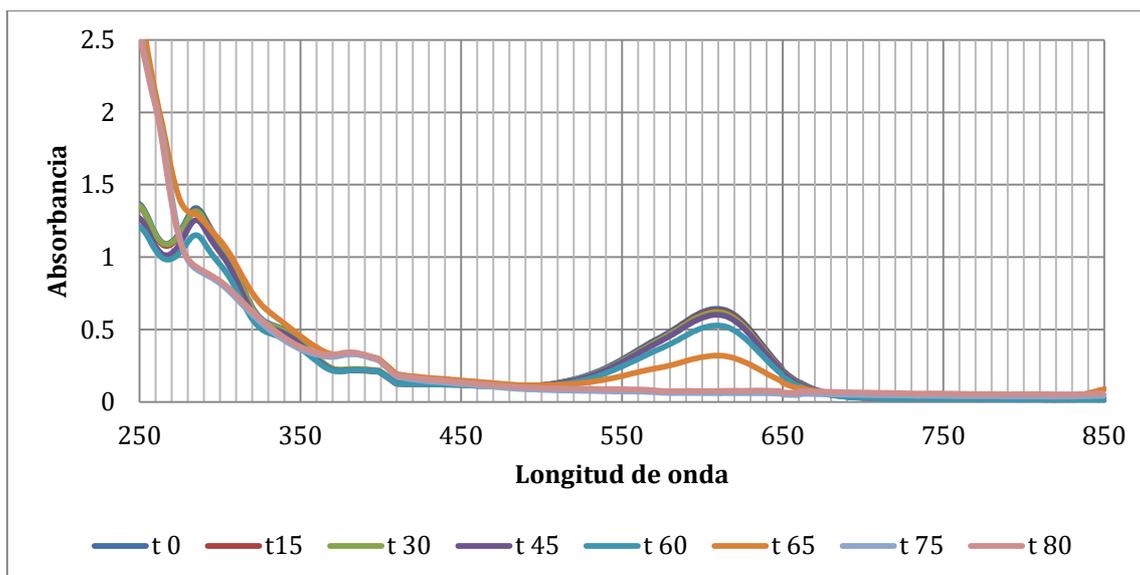
removida y la aun presente en el agua es oxidada principalmente mediante el radical hidroxilo, durante el tratamiento ozono – UV (Meneses, 2014).



**Figura 3-15 Concentración y porcentaje de remoción de DQO con respecto al tiempo durante el tratamiento electrocoagulación-ozono-UV de agua de laguna contaminada con IC**

Los barridos en Uv-Vis de las distintas alícuotas tomadas durante el tratamiento electrocoagulación – ozono –Uv se muestran en la Figura 3-16.donde se observa que las bandas asociadas al colorante índigo carmín, 287nm y 612 nm, disminuyen con respecto al tiempo de tratamiento. A las alícuotas de 0 a 60 minutos se les hizo una dilución (1:9), mientras que a las muestras del tiempo 65 al tiempo 80, no fue necesario hacerles dilución, debido a esto las muestras entre los 0 y 60 minutos presentan menor intensidad

De acuerdo a los barridos se observa que durante el tratamiento de electrocoagulación la molécula del índigo carmín sufre únicamente un cambio de fase de manera que de los 0 a los 60 minutos correspondiente al tiempo de tratamiento de electrocoagulación, se aprecian las bandas características del colorante sin ningún cambio, de forma contraria al tiempo de tratamiento ozono- UV (65- 80 minutos) donde se aprecia un desvanecimiento paulatino y completo de las bandas 287 y 612 nm, debido a que en esta etapa del tratamiento la molécula del colorante se rompe , siendo degradada por los radicales hidroxilo .



**Figura 3-16 Barridos en UV- Vis de alícuotas tomadas durante el tratamiento electrocoagulación- ozono- UV de agua de laguna contaminada con IC**

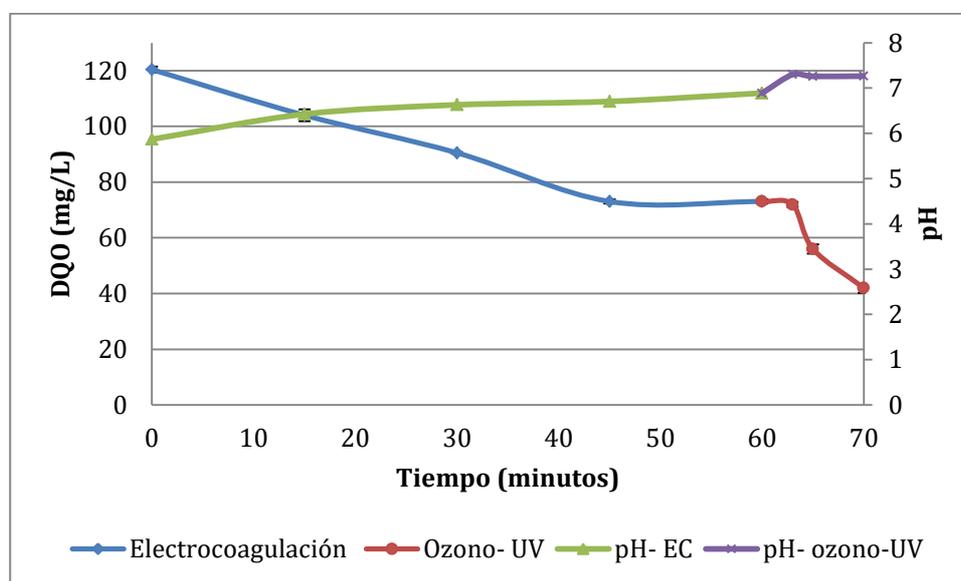
Aunque las bandas representativas del colorante a 287 y 612 nm disminuyen, a partir de los 65 minutos de tratamiento y de acuerdo a la muestra testigo de colorante índigo carmín (Figura 3-1), aparece una nueva banda en 390 nm, sin embargo esta no corresponde al compuesto isatín ya que Bernal (2013) y Quintero y colaboradores (2011), han reportado que a 403 nm corresponde a la banda representativa del isatín, el cual es un producto secundario de la oxidación parcial del índigo carmín (sección 1.2.1), por lo que esta nueva banda no corresponde al isatín.

### **3.7 Tratamiento por electrocoagulación – Ozono - UV de agua residual de una lavandería textil (mezclilla)**

Con los resultados obtenidos en las pruebas anteriores, se trató por electrocoagulación-ozono- UV agua residual textil proveniente de una lavandería textil de mezclilla, los resultados de dicho tratamiento por electrocoagulación - ozono- UV de agua proveniente de una empresa de lavado textil (mezclilla) se muestran en el Anexo, Tabla 20.

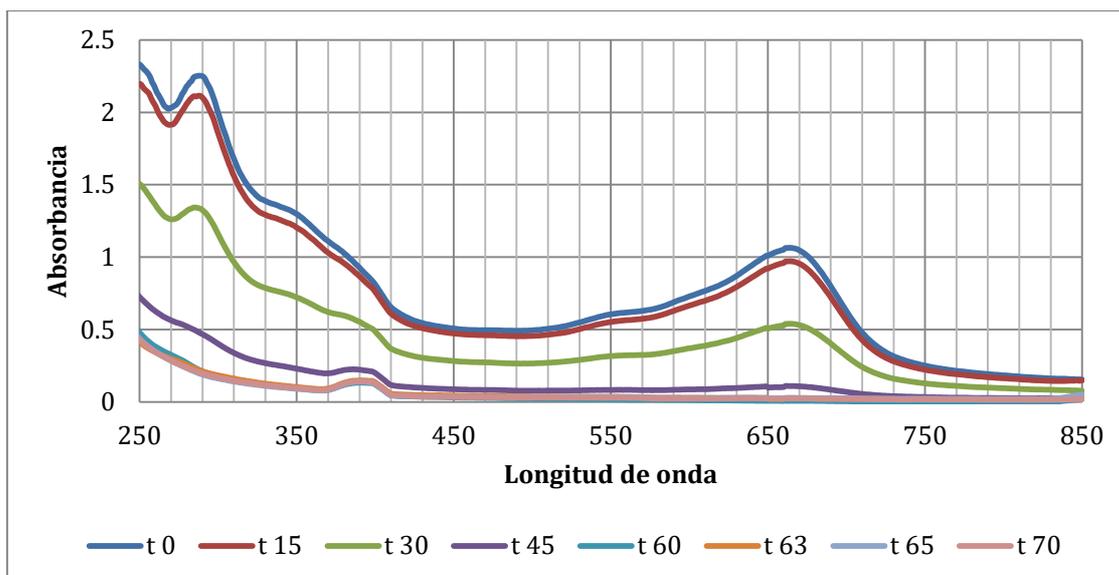
La concentración de DQO a los 70 minutos de tratamiento fue de un 65.12 %, hubo poca variación en los valores de conductividad y la turbiedad reduce de manera importante hasta un 98.04 % de remoción.

Al igual que en el tratamiento anterior se aprecia (Figura 3-17) que durante el tratamiento de oxidación el porcentaje de remoción de DQO es más rápido que durante el tratamiento de electrocoagulación.



**Figura 3-17 Concentración de DQO y pH con respecto al tiempo, durante tratamiento electrocoagulación – ozono - UV de agua residual de una lavandería textil**

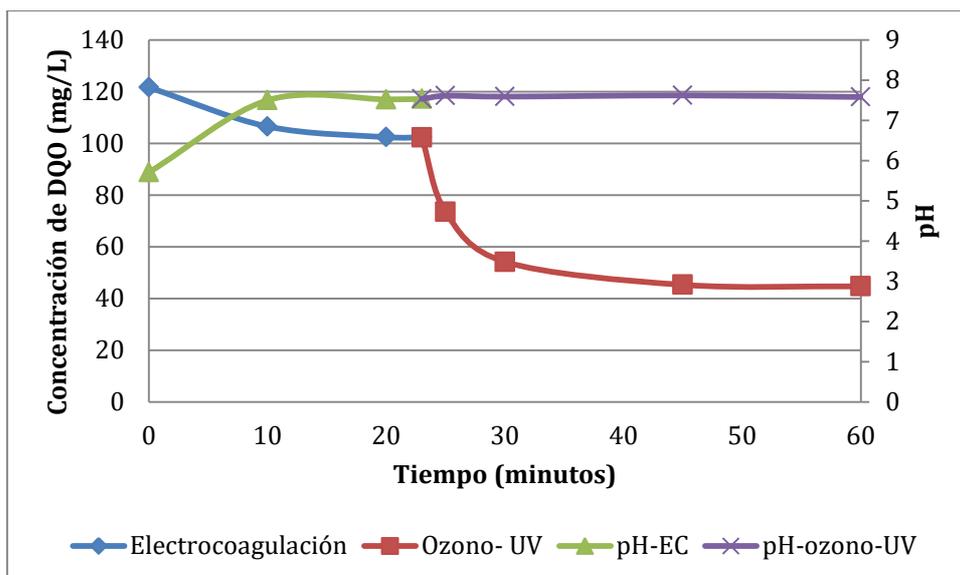
Los barridos en el espectrofotómetro UV-Vis se muestran en la Figura 3-18, en donde se observa que a partir de los 45 minutos de tratamiento las bandas representativas del colorante, 287 nm y 612 nm en UV-Vis disminuyen con respecto al tiempo de tratamiento electrocoagulación-ozono-UV, sin embargo para este tratamiento nuevamente aparece una nueva banda a los 490 nm a partir de los 45 minutos de tratamiento, comparado con el barrido de la muestra testigo que se muestra en la Figura 3-1, y de acuerdo a las referencias citadas ya en la sección 2.2.1 de Bernal, (2013) y Quintero *et.al*, (2011) esta longitud de onda no corresponde al compuesto isatín, el cual presenta una banda representativa a una longitud de onda de 403nm.



**Figura 3-18 Barridos en UV- Vis de alícuotas de agua residual proveniente de lavado textil (mezclilla) tratadas por electrocoagulación – Ozono - UV**

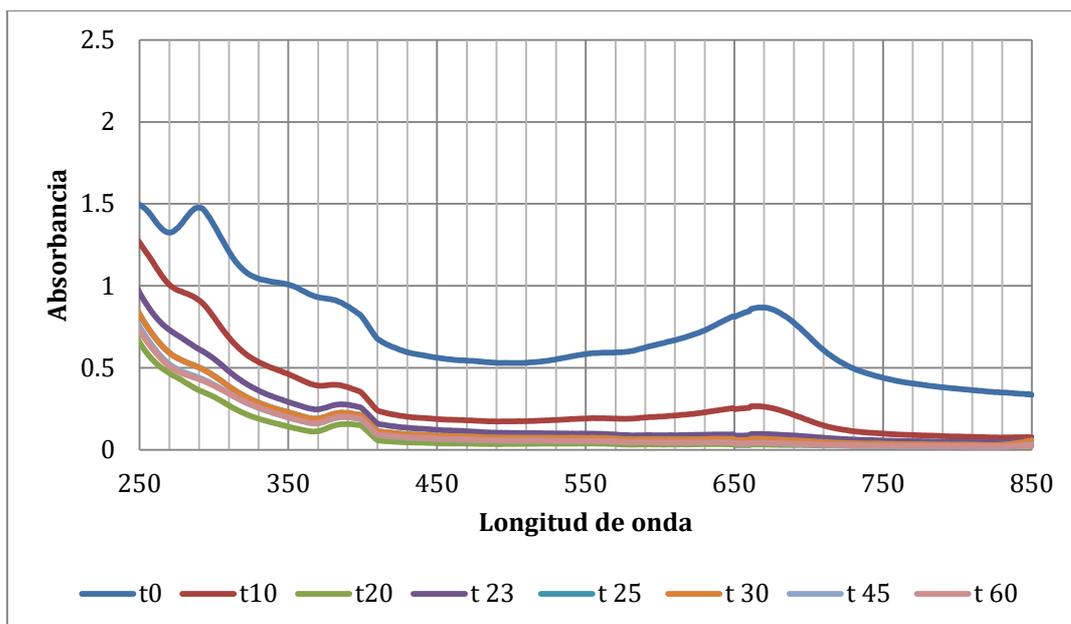
Con la finalidad de aumentar el tiempo tratamiento por oxidación, la electrocoagulación se llevó a cabo por 20 minutos (Anexo, Tabla 21), menor al tratamiento anterior donde el tiempo de electrocoagulación fue de 1 hora.

El tiempo total del tratamiento electrocoagulación- Ozono- Uv fue de 60 minutos, se obtuvo un 63.24% de remoción de DQO, 92.19% de remoción de turbiedad, a partir de los 45 minutos (Figura 3-19) el porcentaje de remoción de DQO en el intervalo de 45 a 60 minutos ya no varía considerablemente, aumentando de 62.74% a un 63.24%.



**Figura 3-19 Comportamiento de concentración de DQO y pH con respecto al tiempo del tratamiento electrocoagulación-ozono- UV (variación de tiempo)**

Los barridos en el espectrofotómetro UV- Vis de esta prueba se muestran en la Figura 3-2, donde se observa una disminución en las bandas representativas del colorante índigo carmín (287 y 612 nm,) con respecto al tiempo y la aparición de una nueva banda a los 490 nm, a partir de los 20 minutos de tratamiento la cual no corresponde al isatín (Bernal, 2013) y (Quintero *et al.*, 2011).



**Figura 3-20 Barridos UV- Vis a distintos tiempos del tratamiento electrocoagulación – ozono - UV de agua residual proveniente de una lavadora textil (mezclilla)**

El tratamiento con ozono, de acuerdo a los resultados reportados y para este caso, no genera productos tóxicos como el isatín, adicionalmente la combinación de EC- ozono-UV mejora la remoción / degradación de materia orgánica (medida como DQO).

## CONCLUSIONES

La conductividad inicial de la solución a tratar, durante la electrocoagulación tiene efecto importante en la conducción de corriente eléctrica, mejorando la disociación de los electrodos, generando así la desestabilización de los contaminantes presentes y por tanto una mayor remoción de estos. Para el caso de estudio la eficiencia de remoción de colorante a diferentes conductividades fue  $68\mu\text{S}/\text{cm} < 500\mu\text{S}/\text{cm} < 1000\mu\text{S}/\text{cm} = 1500\mu\text{S}/\text{cm}$  siendo de 42.75, 87.36, 93.94 y 83.4% respectivamente.

El tiempo de tratamiento óptimo de electrocoagulación fue de una hora, considerándose un parámetro importante en la remoción del colorante índigo carmín

Con el arreglo monopolar bipolar de la celda electrolítica utilizado para el tratamiento por electrocoagulación se obtuvieron porcentajes de 63.24% de remoción de DQO, para el caso del agua residual de una lavandería textil y hasta un 85% de remoción de colorante en agua de laguna contaminada con colorante.

El tratamiento por ozono- Uv disminuye la concentración de colorante índigo carmín eficientemente alcanzando un porcentaje de remoción de 86.7%, sin embargo, se obtuvo apenas un 4.7% de remoción de DQO, lo que indica que el colorante se degrada, pero permanecen subproductos que contribuyen al valor de la DQO.

El tratamiento combinado electrocoagulación- ozono- UV es más eficiente ya que disminuye tanto la concentración del colorante, como la demanda química de oxígeno (DQO), lo cual está relacionado a que durante la electrocoagulación la molécula del colorante sufre solamente un cambio de fase, mientras que durante la ozonización- UV la molécula es degradada por los radicales libres generados en el proceso, principalmente el radical hidroxilo ( $\text{OH}\cdot$ ).

## FUENTES CONSULTADAS

Aguilar Ascon Edwar Alejandro (2015). Evaluación de la eficiencia de una celda de electrocoagulación a escala laboratorio para el tratamiento de agua Tesis para obtener el grado de magister en ciencias ambientales con mención en control y ordenamiento ambiental. Universidad Nacional Mayor de San Marcos. Lima- Perú.

Aguinaco Almudena, Beltrán J., Fernando Araya García Juan F, Oropesa Ana (2012) Photocatalytic ozonation to remove the pharmaceutical diclofenac from water Influence of variables. Chemical Engineering Journal 189 190 275– 282.

Arango Ruíz Álvaro (2011). Uso de electrocoagulación para la remoción de la tartrazina en soluciones acuosas Producción + limpia .05 (2). 58-77.

Arroyave Rojas Joan Amir, Garcés Giraldo Luis Fernando, Arango Ruiz Álvaro (2009). Mineralización del colorante Tartrazina mediante un proceso de oxidación avanzada. Separation purification technology.165.272-280.

Basha Ahmed C., J. Sendhil, K.V. Selva kumar, P.K.A. Muniswaran. Chang Woo Lee (2012) Electrochemical degradation of textile dyeing industry effluent in batch and flow reactor systems.

Bazrafshan Edris, Amir Hossein Mahvi, SiminNaseri, Ali Reza Mesdaghinia (2006). Performance Evaluation of Electrocoagulation Process for Removal of Chromium (VI) from Synthetic Chromium Solutions Using Iron and Aluminum Electrodes Turkish J. Eng. Env. Sci.32,59 – 66.

Bernal Miriam, Romero Rubí, Roa Gabriela, Díaz Barrera Carlos, Blancas Torres Teresa and Natividad Reyna (2013). Ozonation of Indigo carmine catalysis with Fe pillared Clay. International Journal of Photoenergy. ID 918025 7.

Beutelsapacher Santiago Erwin y Calderón Ancona José María. 2005. Diseño y construcción de u generador de ozono para la aplicaciones de purificación de agua. Tesis

para obtener el grado de maestría. Centro nacional de investigación y desarrollo tecnológico. Cuernavaca Morelos. Méx.

Calzada Bernal Miriam Anabel (2013). Evaluación de una columna de burbujeo de flujo ascendente para la ozonación catalizada con arcillas pilareadas con Fe. Tesis Maestría. Universidad Autónoma del Estado de México.

Carbajal Azona Ángeles, María González Fernández (2012) Propiedades y funciones biológicas del agua ISBN: 978-87-00-095-72-7.

Charoenlarp Khanittha (2009). Reuse of dye wastewater through color removal with electrocoagulation process. Asian Journal on Energy and Environment ISSN 1513-4121.

Domenech Xavier, Jardim Wilson F. y Litte Marta I. (2011). Procesos avanzados de oxidación para la eliminación de contaminantes Revista La Hiedra (8) 245-252.

F. Couret y J. Costa López (1992). Introducción a la ingeniería electroquímica . Editorial Reverte S. A, p. 169

Fernández Mayo Eduardo Peternell. (2010). Proyecto ejecutivo de planta de tratamiento de aguas residuales para la localidad de Xochiapa. Universidad Veracruzana de Jalapa.

Flox Cristina, Salah Ammar, Arias Conchita, Brillas Enric, Vargas Zavala Aida Viridiana, Abdelheidi Ridha (2006). Electro-Fenton and photoelectro-Fenton degradation of indigo carmine in acidic aqueous medium Since Direct 96-104.

García Morales Marco Antonio (2014). Evaluación de tratamientos terciarios para la reutilización de agua proveniente de efluentes industriales. Tesis grado doctorado. Universidad Autónoma del Estado de México.

García Morales Marco Antonio, Morales Roa Gabriela, Barrera Díaz Carlos, Balderas Hernández Patricia, Bilyeu Bryan. (2013b). An integrated electrocoagulation and ozonation process for removal of indigo carmine dye from denim processing effluent. Sustain Environ Res. 23 (4), 241-241.

García. Morales M. A., Roa Morales G., Barrera Diaz C. Martinez Miranda V., Balderas Hernández P., Pavón Silva T. B. (2013 a). Integrated Advanced Oxidation Process (Ozonation) and Electrocoagulation Treatments for Dye Removal in Denim Effluents International Journal of electrochemical science. 8752-8763.

Ghanbari Farshid, Masha Moradi (2014). A comparative study of electrocoagulation, electrochemical fenton, electrofenton and peroxi-coagulation for decolorization of real textile wastewater: Electrical energy consumption and biodegradability improvement. Journal of environmental chemical engineering 3 499-506

Guarquila Collaguazo Mayra Alexandra (2013). Tratamiento de efluentes industriales mediante procesos avanzados de oxidación – sector textil. Tesis Grado Ingeniería química. Universidad Central de Ecuador.

Guerrity Daniel, Mayer Brooke, RyuHodon, Crittenden John, Abbaszadegan (2009). A comparison of pilot-scale Photocatalysis and enhance coagulation for disinfection by product mitigation. Water research 43 1597-1610.

Hernández Ortega M. Ponziak. T., Barrera Díaz C, M.A. Rodrigo, Roa Morales G, Bilyeu Bryan. (2008). Use of a combined electrocoagulation-ozone process as a pre-treatment for industrial wastewater. El siever Desalination 250, 144-149.

Homlok Renata, Takacs Erzsebet, Wojnarovits Laszlo. Degradation of organic molecules in advanced oxidation processes: Relation between chemical structure and degradability. Chemosphere 91 383-389.

Kadir Turhan ,Ilknur Durukan. S. Arda Ozturcan, Zuhul Turgut (2012). Decolorization of textile basic dye in aqueous solution by ozone. El Siever. Dyes and pigments 897-901.

Keshmirizadeh Elham, Kohosravi Roya, Mahdifar Sabereh (2012). Color removal from simulated textile effluents using clean electrocoagulation technique. Journal of applied Chemical research 6, 82-93.

Korbahti K. Baha dir, Tanyolac Abdurrahman (2007). Electrochemical treatment of simulated textile wastewater with industrial components and levafix blue CA reactive

dye: Optimization through response Surface methodology. *Journal of Hazardous Materials* 151 422-431.

Oña Pazmiño Byron Geovanny, Falconí Cedillo David Ruperto (2013) Tratamiento avanzado de aguas residuales del proceso de lavado y tinturado de jeans en la empresa “mundocolor” mediante electrocoagulación. Tesis para la obtención de grado de Ingeniero industrial. Riobamba Ecuador.

Kumar Barun N andian Sunil Patel (2013). Effects of operational parameter in the removal of brilliant green dye from aqueous solutions by electrocoagulation. *Arabian Journal of Chemistry*, IV 22-34.

Li Hui Xing, Xu Bin, Tang Lei, Hua Zhang Jiian, Mao Gui Zhong (2015). Reductive decoloration of indigo carmine dye with *Bacillus* sp MZS10. *El Sevier. International biodeterioration & Biodegradation* Vol.103, pp 30-37

Linares Hernández Ivonne. Martínez Miranda Verónica, Barrera Díaz Carlos, Pavón Romero Sergio, Bernal Martínez Lina, Lugo Violeta (2010). Oxidación de materia orgánica persistente en aguas residuales industriales mediante tratamientos electroquímicos *ACI: VOL. 2(1), 21-36 .ISSN: 0718-8706.*

Lovato María Eugenia, Carlos A. Martín, Cassano Alberto E. (2011). A reaction–reactor model for O<sub>3</sub> and UV radiation degradation of dichloroaceticG acid: The kinetics of three parallel reactions. *Chemical EngineeringJournal* 171 .474– 489.

Maldonado Rogel Andrea N., Molina Ayala Renato M. (2011). Estudio para la reducción de colorantes de las aguas residuales de la industria textil a través de procesos electroquímicos. Tesis para obtención de título de ingeniero ambiental Universidad politécnica Salesiana. Ecuador.

Martínez Navarro Fabiola (2008). Tratamiento de aguas residuales industriales mediante electrocoagulación y coagulación convencional. Memoria para obtener el grado de doctorado en ingeniería química. Universidad de castilla. Ciudad Real.

Millar Graeme J., Jack Lin Aasma Arshed, Sara J. Couperthwaite (2014). Evaluation of electrocoagulation for the pre- treatment of coal seam water. Journal of wáter process Engineering 4, 166 – 178

Mollah Mohammad Y.A., Morkovsky Paul, Gomes Jewel A. G, Kesmez Mehmet, Parga José, Cocke David L. (2008). Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation. Journal of Hazadous Materials.114. 199-210.

NMX-AA-008-SCFI-2011 Análisis de agua - determinación del pH -método de prueba- (cancela a la NMX-AA-008-SCFI-2000).

NMX-AA-028-SCFI-2001 ANÁLISIS DE AGUA - Determinación de la demanda bioquímica de oxígeno en aguas naturales, residuales (DBO5) y residuales tratadas - método de prueba (cancela a la NMX-AA-028-1981)

NMX-AA-034-SCFI-2001 Análisis de agua - determinación de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - método de prueba (cancela a las NMX-AA-020-1980 Y NMX-AA-034-1981).

NMX-AA-038-SCFI-2001 Análisis de agua - determinación de turbiedad en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - método de prueba (cancela a la NMX-AA-038-1981).

NMX-AA-073-SCFI-2001 Análisis de agua - determinación de cloruros totales en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - método de prueba (cancela a la NMX-AA-073-1981).

NMX-AA-093-SCFI-2000 Análisis de agua - determinación de la conductividad electrolítica - método de prueba (cancela a la NMX-AA-093-1984).

Orellana Jorge. A. (2009). Características de los líquidos residuales. Documento de Ingeniería Sanitaria UTN-FRRO.

Ormand Melero Maria P., García Javie F., Cid Murrániz Beatriz (2009). Eliminación de plaguicidas en aguas de abastecimiento mediante cloración. Ozonización y adsorción con CAG. Tecnología del agua, artículo técnico 314 24-27.

Palma Goyes Ricardo E., Silva Agredo Javier, Gonzalez Ignacio, Torres Palma Ricardo A. (2014). Comparative degradation of indigo carmine by electrochemical oxidation and advanced oxidation processes. Journal electrochemical. Elsevier.140, 427-433.

Pantoja Piarpuzan Evelyn Tiffany.(2012) Aplicación de la electrocoagulación y floculación sobre el tratamiento del drenaje ácido de minas de carbon. Tesis para la obtención de ingeniero químico. Universidad del Valle Santiago de Cali.

Pérez Alarcón Fausto Emir y Camacho Alcalá (2011). Katya Lizeth. Tecnologías para el tratamiento de aguas servidas. Universidad Veracruzana Facultad de Ciencia Químicas. Tesis para obtener grado de Ingeniero Ambiental. Zona Poza Rica- Tuxpan.

Pérez Martínez Arizbeth Amitzin (2009). Degradación de los colorantes negro reactivo 5, rojo directo 28 y verde básico 4 en presencia de aditivos por ozono. Tesis para obtener grado de ingeniero en Biotecnología Instituto Politécnico Nacional.

Phani Madhavi T., Srimurali M. y Nagendra Prasad K. (2014). Color removal from industrial wastewater using alum. Journal of environmental Research and development Vol. 8 No.04.

Quintero Luz y Cardona Santiago (2009) Tecnologías para la decoloración de tintes índigo e índigo carmín. Dyna, ISSN 0012-7353 A 77 371-386.

Quintero Yaneth, Camargo Miller, Puente Jairo, Parra Quijano Alfonso. 2011. Método fotométrico para la determinación de la concentración de ozono atmosférico. Revista BISTUA, 12-18, 0129-4211.

Rivera Huerta María de Lourdes, Martín Domínguez Alejandra, Almazán García Fabián, Pérez Castrejon Sara, Montes Brito Agustín, Villegas Mendoza Iván Emanuel, Villa Aguilar Alberto. (2012) Electrocoagulación para el tratamiento de aguas de una fuente de abastecimiento contaminada con cromo. XXII congreso nacional de hidráulica. Acapulco Guerrero .AMH.

Rodríguez Tatiana (2008) Treatment of industrial effluents of recalcitrant nature using ozone, hydrogen peroxide and ultraviolet radiation Univ. Antioquia N 46 24-38.

Ruiz Balaguera Sonia Esperanza. (2011) Evaluación de la remoción del colorante índigo utilizado en empresas para la producción de telas tipo denin empleando a *Pleutorus ostreatus* como modelo biológico, Documento técnico de investigación de Universidad de la Sabana.

Salazar González Margarita (2009). Sistemas de tratamiento de aguas residuales, mediante el uso combinado de digestión anaerobia y micro algas. Reporte de Departamento de Biotecnología, UAM, Iztapalapa.

Sanromán. M.A, Pazos M., Ricart. Cameselle C. (2004). Decolourization of textile indigo dye by DC electric current .*Engineering Geology* 77 253-267.

Soberanis Piña M. (2011). Revisión de variables de diseño y condiciones de operación en la electrocoagulación *Revista Mexicana de Ingeniería Química*.10 (2) 257 271.

Song Shuang, Zhiqiao He, Qiu Jianping, Xu Lejing, Chen Jianmeng (2006). Ozone assisted electrocoagulation of C.I. reactive black 5 in aqueous solution: An investigation of the effect of operational parameters. *Separation and purification technology* 55 238-245.

Tobarda González G, Viviana Zuluaga, Leonel Palomá (2011). Aplicación de métodos electroquímicos en la remoción de materia orgánica en los jugos producto del beneficio del fique. *Publicación científica en ciencias biomédicas* ISSN: 1794-2470 9 (5).173-180.

Zeng Liang Can, Peng Sun Shi, Yun Li Fu, Ong Kang Yee, Chung Shung Tai (2014). Treatment of highly concentrated wastewater containing multiple synthetic dyes by a combined of process of coagulation/flocculation and nanofiltration. *Membrane Journal of Membrana Science* 469 306-315.

Zolgharnein Javad, Maryam Bagtash, Neda Asanjarani (2014). Hybrid central composite desing approach for simultaneous optimization of removal of alizarin red S and indigo carmine dyes using cetyltrimethylammonium bromide modified TiO<sub>2</sub> nanoparticles

NMX-AA-030/2-SCFI-2011 Análisis de 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 a pequeña escala.

NOM-001-SEMARNAT-1996 Que establece los límites máximos permisibles de los contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales.

Meneses Estrada Giovany (2014). Evaluación del proceso O<sub>3</sub>/UV como tratamiento terciario de aguas residuales industriales para la degradación de la materia orgánica medida como DQO. Tesis para la obtención de grado de Maestro en Ciencias de la Ingeniería Ambiental. Instituto Tecnológico de Toluca. Metepec, México.

## ANEXO

**Tabla 1 Características del agua antes y después del tratamiento de electrocoagulación de un agua residual industrial**

Tiempo (minutos)	Conductividad ( $\mu\text{S/cm}$ )	Turbiedad (NTU)	pH	DQO (mg/L)
0	3156	3.98	8.9	630
120	3462	314	9.44	205

**Tabla 2 Características de la solución antes y después del tratamiento de electrocoagulación de una solución de IC, sin electrolito soporte.**

Tiempo (minutos)	Conductividad ( $\mu\text{S/cm}$ )	Turbiedad (NTU)	pH	DQO (mg/L)	Índice carmín (mg/L)
					287 nm
0	68	0	6.6	140	69
120	42	20	9.08	40	39

**Tabla 3 Caracterización de soluciones de índigo carmín con conductividad de 500  $\mu\text{S}/\text{cm}$  antes y después del tratamiento de electrocoagulación**

Tiempo (minutos)	Conductividad ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	Turbiedad (NTU)	pH	DQO (mg/L)	Índigo Carmín (mg/L)
					287 nm
0	473.71 $\pm$ 40	0 $\pm$ 0	6.33 $\pm$ 0.09	130	74.48 $\pm$ 3.08
120	550.1 $\pm$ 126	10.25 $\pm$ 4.2	9.18 $\pm$ 0.12	45 $\pm$ 7.07	9.41 $\pm$ 2.60

**Tabla 4 Características de la solución de índigo carmín antes y después del tratamiento por electrocoagulación con una conductividad de 1000  $\mu\text{S}/\text{cm}$**

Tiempo (minutos)	Conductividad ad ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	Turbiedad (NTU)	pH	DQO (mg/L)	Índigo Carmín (mg/L)
0	1007.40 $\pm$ 88.39	0	6.75 $\pm$ 1.59	155 $\pm$ 7.07	87.51 $\pm$ 6.20
120	948.58 $\pm$ 82.14	4.69 $\pm$ 2.41	9.25 $\pm$ 0.07	10	5.25 $\pm$ 1.04

**Tabla 5 Características de la solución de índigo carmín antes y después del tratamiento por electrocoagulación con una conductividad de 1500  $\mu\text{S}/\text{cm}$**

Tiempo (minutos)	Conductividad ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	Turbiedad (NTU)	pH	DQO (mg/L)	Índigo Carmín (mg/L)
0	1493 $\pm$ 26.16	0	6 $\pm$ 0.02	140 $\pm$ 14.14	62.33 $\pm$ 2.81
120	1847 $\pm$ 52.32	5.98 $\pm$ 3.78	9.38 $\pm$ 0.24	32 $\pm$ 2.82	10.33 $\pm$ 0.29

**Tabla 6 Efecto del electrolito soporte en soluciones acuosas de índigo carmín durante el tratamiento por electrocoagulación**

Conductividad inicial de las soluciones de IC	Concentración de IC (mg/L)		DQO (mg/L)		% de remoción de IC
	Inicial	Final	Inicial	Final	
(500 $\mu\text{S/cm}$ )	74.48 $\pm$ 3.03	9.41 $\pm$ 2.60	130	45 $\pm$ 7.07	87.36
(1000 $\mu\text{S/cm}$ )	87.51 $\pm$ 6.20	5.25 $\pm$ 1.04	155 $\pm$ 7.07	10	93.94
(1500 $\mu\text{S/cm}$ )	62.33 $\pm$ 2.81	10.33 $\pm$ 0.29	135 $\pm$ 7.07	32 $\pm$ 2.82	83.4

**Tabla 7 Características de la solución de índigo carmín durante el tratamiento de electrocoagulación con una densidad de corriente de 0.2078 A/m<sup>2</sup>**

Tiempo (minutos)	Conductividad ( $\mu\text{S/cm}$ )	Turbiedad (NTU)	pH	DQO (mg/L)	índigo Carmín (mg/L)	% de remoción de IC
0	768.3	1.1	8.37	105.6	79.67	0
15	774.1	3.22	7.92	176	79.34	0.4
30	830.9	0	8.23	170	72.33	9.2
45	830.4	0.88	7.74	123	63.64	20.1
60	838	0	8.2	118	63.89	19.8

**Tabla 8 características de la solución durante el tratamiento de electrocoagulación con una densidad de corriente de 8.73 A/m<sup>2</sup>**

Tiempo (minutos)	Conductividad ( $\mu\text{S/cm}$ )	Turbiedad (NTU)	pH	DQO (mg/L)	índigo Carmín (mg/L)	% de remoción de IC
0	1138 $\pm$ 69.5	0.2 $\pm$ 0.40	8.0 $\pm$ 0.4	110 $\pm$ 6.2	75.8 $\pm$ 1.2	0
15	1095 $\pm$ 32.7	0.8 $\pm$ 0.15	8.2 $\pm$ 1.2	61.6 $\pm$ 0.2	60.7 $\pm$ 11.3	19.8
30	1134 $\pm$ 91.2	2.4 $\pm$ 1.7	8.2 $\pm$ 1.7	39.6 $\pm$ 6.2	39.2 $\pm$ 9.8	48.2
45	1110 $\pm$ 60.1	2.1 $\pm$ 0.7	9.1 $\pm$ 0.2	35.2 $\pm$ 12.4	20.6 $\pm$ 5.9	72.79
60	1089 $\pm$ 54.2	3.4 $\pm$ 1.8	9.4 $\pm$ 0.4	30.8 $\pm$ 6.2	16.7 $\pm$ 1.1	77.9

Tabla 9 características de la solución durante el tratamiento por electrocoagulación con una densidad de corriente de 12.47 A/m<sup>2</sup>

Tiempo (minutos)	Conductividad ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	Turbiedad (NTU)	pH	DQO (mg/L)	índigo Carmín (mg/L)	% de remoción de IC
0	1115 $\pm$ 23.5	1.01 $\pm$ 1.4	8 $\pm$ 0.1	74.8 $\pm$ 6.2	76.1 $\pm$ 5.2	0
15	1140 $\pm$ 18.3	0.30 $\pm$ 0.4	8.2 $\pm$ 1.3	59.5 $\pm$ 9.4	47.7 $\pm$ 11.1	37.2
30	1135 $\pm$ 16.7	0.97 $\pm$ 1.3	8.3 $\pm$ 1.2	41.8 $\pm$ 9.3	32.8 $\pm$ 9.7	56.8
45	1129 $\pm$ 26.8	0.45 $\pm$ 0.3	8.7 $\pm$ 0.8	17.2 $\pm$ 0.5	18.9 $\pm$ 2.8	75.0
60	1149 $\pm$ 1.41	0.74 $\pm$ 1.1	9.2 $\pm$ 0.2	17.2 $\pm$ 0.5	12.6 $\pm$ 1.0	83.3

Tabla 10 Efecto del tiempo de tratamiento sobre el porcentaje de remoción de índigo carmín

Tratamiento por electrocoagulación					
	1h		2h		
Tiempo (minutos)	Concentración (mg/L)	% de Remoción de IC	Concentración (mg/L)	% de Remoción de IC	
0	75.03	0	76.68	0	
15	52.78	29.6	68.77	10.31	
30	32.27	56.9	46.20	39.75	
45	24.82	66.91	16.45	78.54	
60	<b>17.47</b>	<b>76.70</b>	<b>16.03</b>	<b>79.09</b>	
75			15.08	80.3	
90			14.66	80.8	
105			11.49	85.0	
120			<b>10</b>	<b>86.96</b>	

**Tabla 11 Características de la solución acuosa de índigo carmín durante el tratamiento combinado electrocoagulación- Ozono- UV**

Densidad de corriente	8.73 A/m <sup>2</sup>			12.47 A/m <sup>2</sup>		
Tiempo	EC	Ozono-UV		EC	Ozono-UV	
Tiempo (minutos)	Concentración de IC (mg/L)	Concentración de IC (mg/L)	% remoción de IC	Concentración de IC (mg/L)	Concentración de IC (mg/L)	% remoción de IC
0	75.8±1.2		0	76.1±5.2		0
15	60.7±11.3		19.8	47.7±11.1		37.20
30	39.2±9.8		48.2	32.8±9.7		56.8
45	20.6±5.9		72.79	18.9±2.8		75.08
60	16.7±1.1	17.9 ±1.17	77.9	12.6±1.0	13.2±1.7	82.6
65		12.9 ±11.3	76.3		8.7±4.0	89.1
75		4.3 ±9.8	82.9		3.5±1.03	95.2
85		2.9 ±5.9	94.2		2.8±0.5	96.2
95		2.8 ±1.02	96.0			

**Tabla 12 Condiciones durante el tratamiento ozono - UV de una solución de índigo carmín**

Tiempo (minutos)	Conductividad (µS/cm)	Turbiedad (NTU)	pH	DQO (mg/L)	Concentración de IC (mg/L)	% de remoción de IC
0	1234±3.53	0	8.22±0.26	105±7.07	77.35±1.46	0
5	1252±37.9	0	8.26±0.04	105±7.07	67.30±6.73	12.9
15	1261±40.3	0	8.28±0.04	110	44.49±0.9	42.4

25	1263 ±40.3	0	8.25±0.07	100 ±7.07	28.06±0.15	63.7
35	1254 ±33.9	0.32±0.02	8.28±0.05	95 ±7.07	14.88± 1.3	80.7
45	1258 ± 31.8	0.45±0.18	8.36±0.06	105 ±7.07	10.33 ±1.4	86.6
50	1253 ± 52.3	0.355±0.04	8.22±0.10	100 ± 14.14	10.22± 1.4	86.7

**Tabla 13 Resultados del tratamiento por electrocoagulación del agua de la laguna contaminada con índigo carmín**

Tiempo (minutos)	Conductividad (µS/cm)	Turbiedad (NTU)	pH	DQO (mg/L)	Concentración de IC (mg/L)	% de remoción de IC
0	1005±42.5	10.0±6.07	8.7±0.19	277.5±10.6	168.31±2.52	0
15	1054±60.1	19.42±9.72	9.5±0.04	224.6±20.74	142.06±6.73	15.5
30	988±67.54	10.25±14.4	9.3±0.08	138.6±12.16	97.37±31.52	42.2
45	961±78.04	7±9.8	9.1±0.46	91.05±14.35	58±19.7	65.4
60	949±97.6	33.2±46.95	9.2±0.28	81.8±1.41	36.03±3.70	78.5
75	961±113.7	12.1±17.11	9.4±0.01	81.8±1.41	29.08±0.67	82.7
90	968±121.6	10±14.14	9.7±0	81.8±1.41	29.13±0.19	82.6
105	994±156.62	15.7±22.2	9.8±0.03	81.8±1.41	27.91±5.26	83.3
120	996±121.3	21.9±30.97	9.8±0.01	81.8±1.41	32.52±12.48	80.6

**Tabla 14 Características de la solución de índigo carmín preparada con agua residual municipal durante el tratamiento de electrocoagulación**

Tiempo (minutos)	Conductividad (µS/cm)	Turbiedad (NTU)	pH	DQO (mg/L)	Concentración de IC (mg/L)	% de remoción de IC
0	1016 ± 74.2	21.2±11.8	6.8 ±0.3	173.8±3.11	151.2±13.02	0
15	1060 ± 47.8	16.7 ±8.9	8.1±0.08	162.6 ±6.5	136.67±29.6	5.9
30	1071 ±65.2	2.9 ± 4.1	8.8±0.21	81.4 ± 9.3	108.99±17.8	37.0

45	1050 ±32.7	0.8 ± 1.2	9.1±0.12	37.4 ± 9.3	77.30 ± 8.52	61.5
60	1078 ±60.5	0.9 ± 1.3	9.5±0.29	37.35 ± 9.4	65.95 ± 3.02	66.2
75	1081 ± 63.6	0	9.5±0.17	28.6 ±18.95	54.33 ± 3.79	69.7
90	1074 ± 67.6	0	9.5±0.06	19.6 ± 9.05	40.24 ± 6.35	78.6
105	1095±50.91	0	9.7±0.07	19.6 ± 9.05	31.03 ± 12.2	80.2
120	1083±53.97	0	9.7±0.09	15.4 ± 3.11	24.06 ±1.93	84.0

Tabla 15 Características de la solución con agua de laguna durante el tratamiento de electrocoagulación

Tiempo (minutos)	Conductividad (µS/cm)	Turbiedad (NTU)	pH	DQO (mg/L)	Concentración de IC (mg/L)	% de remoción de IC
0	1020±9.42	16.3±6.36	7.88±0.2	252.82±39.9	111.09±1.3	0
15	1030±53.10	22.45± 0.5	8.41±0.5	237.72±18.5	91.97±2.44	17.18
30	1203±85.32	22.7± 13.5	8.61±0.13	211.12±19.1	88.85±0.61	20.01
45	1069±62.42	25.8± 9.7	9.09±0.13	206.6± 1.9	74.97±4.07	32.52
60	904 ±174.18	22.6± 7.9	9.04±0.36	206.6±1.9	68.39±1.15	38.43

Tabla 16 Características del agua de laguna contaminada con índigo carmín durante el tratamiento Ozono-UV, posterior al tratamiento por electrocoagulación

Tiempo (minutos)	Conductividad (µS/cm)	Turbiedad (NTU)	pH	DQO (mg/L)	Concentración de IC (mg/L)	% de remoción de IC
0	1017±1.17	10.60±2.3	7.95±0.02	207±12.82	69.28±0.99	0
5	4087±17.20	17.65±7.0	7.93±0.03	177.5±23.8	66.42± 2.19	4.09
10	1020±3.29	17.65±7.2	7.9± 0.01	157.3±13.2	62.81±0.07	9.32
25	1021±0.7	18.5±7.0	7.93±0.02	138.7±29.5	61.06±0.7	11.84
45	1020±0.4	20.5±8.2	7.91± 0.02	129.2±26.8	51.23±11.76	25.91
75	1020±0.2	21.75±7.4	7.9± 0.01	129.2± 26.8	27.54±11.94	60.11
90	1020±0.2	21.7±7.7	7.9±0.01	112.1±24.18	17.94± 1.81	74.07

**Tabla 17 Resultados del tratamiento por electrocoagulación- Ozono- UV del agua de laguna contaminada con índigo carmín**

Tiempo (minutos)	Concentración de índigo carmín (mg/L)		% de remoción de IC
	Electrocoagulación	Ozono – UV	
0	111.09±1.35		0
15	91.97± 2.44		17.2
30	88.85± 0.61		20.0
45	74.97± 4.07		32.5
60	68.39± 1.15	68.39± 1.15	38.4
65		66.42 ± 2.19	40.2
70		62.81 ± 0.07	43.4
85		61.06 ± 0.7	45.0
105		51.23 ± 11.76	53.8
135		27.54 ± 11.94	75.2
150		17.94 ± 1.81	83.8

**Tabla 18 Característica del agua de laguna con colorante índigo carmín antes y después del tren de tratamiento, electrocoagulación- ozono- UV**

Tiempo (minutos)	Concentración de IC (mg/L)	DQO (mg/L)	DBO <sub>5</sub> (mg/L)	ST (mg/L)	SST (mg/L)	COT (mg/L)	Cloruros (mg/L)
0	111.09	252.82	25.79	705	350	101.8	551.6
150	17.94	112.1	18.5	350	300	31	296.25

**Tabla 19 Tratamiento por electrocoagulación- Ozono-UV de agua de laguna contaminada con índigo carmín**

Tratamiento	Tiempo (minutos)	Conductividad ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	Turbiedad (NTU)	pH	DQO (mg/L)	Concentración de IC (mg/L)	% de remoción
Electrocoagulación	0	1015.66 $\pm$ 2.82	14.05 $\pm$ 0.007	8.73 $\pm$ 0.2333	227.3 $\pm$ 2.40	82.26 $\pm$ 2.66	0
	15	1045.23 $\pm$ 22.29	13.8 $\pm$ 0.8485	8.83 $\pm$ 0.028	213.66 $\pm$ 3.59	64.61 $\pm$ 0.53	21.45
	30	977.51 $\pm$ 18.31	15.38 $\pm$ 0.304	9.29 $\pm$ 0.077	207.2 $\pm$ 4.94	59.26 $\pm$ 4.90	27.96
	45	975.38 $\pm$ 9.45	18.05 $\pm$ 0.777	9.29 $\pm$ 0.042	208.5 $\pm$ 1.13	54.20 $\pm$ 5.8	34.10
	60	972.81 $\pm$ 9.07	19.6 $\pm$ 0.7681	9.4 $\pm$ 0.240	208.15 $\pm$ 1.62	50.43 $\pm$ 2.87	38.68
Ozono-UV	65	981.53 + 5.09	18.4+ 0.636	9.32 $\pm$ 0.11	185.45 $\pm$ 2.89	20.31 $\pm$ 2.29	75.30
	75	985.25 $\pm$ 6.34	17 $\pm$ 2.96	9.36 $\pm$ 0.02	142.31 $\pm$ 2.70	14.01 $\pm$ 3.51	82.95
	80	978.81 $\pm$ 11.10	17.8 $\pm$ 0.06	9.46 $\pm$ 0.11	129.46 $\pm$ 1.83	12.09 $\pm$ 1.11	85.29

**Tabla 20 Tratamiento por electrocoagulación- Ozono- Uv de agua residual proveniente de una lavandería textil (mezclilla)**

Tratamiento	Tiempo (minutos)	Conductividad ( $\mu\text{S/cm}$ )	Turbiedad (NTU)	pH	DQO (mg/L)	% de remoción DQO
Electrocoagulación	0	2292.1 $\pm$ 0.70	105 $\pm$ 4.24	5.87 $\pm$ 0	120.4 $\pm$ 1.13	0
	15	2235.8 $\pm$ 17.20	41.25 $\pm$ 7.42	6.42 $\pm$ 0.24	104 $\pm$ 2.13	13.62
	30	2244.6 $\pm$ 1.88	3.5 $\pm$ 1.69	6.63 $\pm$ 0.26	90.5 $\pm$ 0.28	24.83
	45	2251.8 $\pm$ 15.79	3.77 $\pm$ 1.50	6.70 $\pm$ 0.27	73.05 $\pm$ 0.77	39.32
	60	2268.8 $\pm$ 21.44	2.47 $\pm$ 0.30	6.8 $\pm$ 0.43	73.05 $\pm$ 0.77	39.32
Ozono-UV	63	2222.5 $\pm$ 24.74	2.33 $\pm$ 1.10	7.3 $\pm$ 0.14	71.94 $\pm$ 0.93	40.24
	65	2246.6 $\pm$ 5.18	2.14 $\pm$ 0.33	7.26 $\pm$ 0.02	56.01 $\pm$ 1.65	53.48
	70	2267.1 $\pm$ 14.37	2.06 $\pm$ 0.64	7.26 $\pm$ 0.12	41.98 $\pm$ 1.73	65.12

**Tabla 21 Variación de tiempo en el tratamiento electrocoagulación-ozono- UV de agua residual proveniente de una industria de lavado textil (mezclilla)**

Tratamiento	Tiempo (minutos)	Conductividad ( $\mu\text{S/cm}$ )	Turbiedad (NTU)	pH	DQO (mg/L)	% de remoción DQO
Electrocoagulación	0	2414.3	108	5.71	121.6	0
	10	2090.6	106	7.5	106.5	12.4
	20	2071.3	99.6	7.52	102.4	15.78
Ozono - UV	23	2024	11.1	7.53	104.3	14.22
	25	2040.6	13.8	7.61	73.5	39.55
	30	2340.3	14.9	7.59	54.18	55.44
	45	2082.6	9.53	7.62	45.3	62.74
	60	2072	8.44	7.58	44.7	63.24