

# **ESCUELA POLITÉCNICA NACIONAL**

**FACULTAD DE INGENIERÍA QUÍMICA Y  
AGROINDUSTRIA**

**DISEÑO DE UNA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS  
RESIDUALES PROVENIENTES DE LAS DESCARGAS DE UN  
CENTRO COMERCIAL DE LA CIUDAD DE QUITO MEDIANTE  
PROCESOS DE ELECTROCOAGULACION Y ADSORCION EN  
CARBON ACTIVADO**

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

**SEBASTIÁN DARIO SUÁREZ HIDALGO**  
(s.suarez.chem @gmail.com)

**DIRECTOR: ING. DIANA ENDARA (Ph.D.)**  
(endara.diana@gmail.com)

**Quito, Agosto de 2014**

© Escuela Politécnica Nacional (2014)  
Reservados todos los derechos de reproducción

## **DECLARACIÓN**

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

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

---

Sebastián Darío Suárez Hidalgo

## **CERTIFICACIÓN**

Certifico que el presente trabajo fue desarrollado por Sebastián Darío Suarez Hidalgo, bajo mi supervisión.

---

**Dra. Diana Endara**  
**DIRECTORA DE PROYECTO**

## **AUSPICIO**

La presente investigación contó con el auspicio financiero del proyecto (PIS 13-06), que se ejecutó en el Departamento de Metalurgia Extractiva.

## **AGRADECIMIENTO**

Primero que nada a mis Abuelos Susana y Pedro que han sido la mayor alegría en mi vida. A ellos y su infinita bondad. A mis padres por darme la vida. A mis hermanos que son uno de mis tesoros más grandes.

A mis amigos Bryant y Marcelo que sin su gran apoyo a lo largo de este camino no hubiera sido tan feliz como lo estoy ahora. A María Juana por su ayuda y consejos.

A mi amiga María José con quien hemos batallado desde el prepo y crecido profesionalmente. A mis amigos Walas, Adrian, Nestor, gracias por las aventuras vividas. A mis panas del prepo y mis queridos Guaraperos, buen trago y bien bestias, sus enseñanzas buenas y malas me han permitido crecer para que la vida no me juegue Barcelona.

A mis Maestros de la Universidad que han sido gran ejemplo de superación y trabajo.

A mi directora Dianita quien me dio la confianza, apoyo y guía para el desarrollo de mi tesis. A más de ser una persona bien tierna, muy lindo haber convivido junto a ella.

Al Ingeniero Ernesto, por sus vastos conocimientos y enseñanzas. A la inge Alice por su gran espíritu. A Eli por demostrar ser powerfull. Agradezco a ellos poder haber trabajado junto a ellos y transmitirme esas energías tan poderosas de hacer algo y ayudar a la gente.

A mi DEMEX querido el que me permitió desarrollar nuevas aptitudes que de seguro serán de gran ayuda en el futuro. A Verito tan fuerte y risueña. A Kleberin por su “know how” en el laboratorio. A Evelyn por tener ese carisma que contagia y anima a vivir alegremente. A la Pauli por ser acolite.

## **DEDICATORIA**

A Susana y Pedro.

## ÍNDICE DE CONTENIDOS

	PÁGINA
<b>RESUMEN</b>	<b>xix</b>
<b>INTRODUCCIÓN</b>	<b>xx</b>
<b>1.REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA</b>	<b>1</b>
1.1 Generación de aguas residuales en centros comerciales	1
1.1.1 Ordenanza municipal 213 del distrito metropolitano de quito	2
1.1.2 Composicion de las aguas residuales de centros comerciales	2
1.2 Métodos de tratamiento de aguas residuales	6
1.2.1 Procesos fisicos	7
1.2.2 Procesos biologicos	12
1.2.3 Procesos quimicos	17
1.2.4 Electrocoagulación	19
1.2.5 Carbon activado	28
1.3 Criterios de diseño de plantas para tratamiento de aguas residuales.	34
1.3.1 Cribado	34
1.3.2 Trampas de arena	36
1.3.3 Tanques de sedimentación	36
1.3.4 Reactores para electrocoagulación	39
1.3.5 Filtros de carbon activado	42
<b>2.METODOLOGÍA EXPERIMENTAL</b>	<b>45</b>
2.1 Caracterización química y física de las aguas residuales	46
2.1.1 Muestreo de las aguas residuales.	46
2.1.2 Caracterización química y física de las de las aguas residuales	47
2.2 Evaluación del efecto de los parámetros de la electrocoagulación	48
2.2.1 Procedimiento para la evaluacion del material de los electrodos en los ensayos de electrocoagulacion	48
2.2.2 Procedimiento para la evaluación del potencial de hidrogeno inicial en los ensayos de electrocoagulación	51
2.2.3 Procedimiento para la evaluacion de la densidad de corriente en los ensayos de electrocoagulacion	52
2.2.4 Procedimiento para la evaluacion de la distancia entre electrodos en la electrocoagulación	52
2.3 Evaluación del proceso de adsorción en carbón activado	53
2.3.1 Caracterización fisica del carbon activado	53
2.3.2 Procedimiento para la construccion de las isotermas de adsorcion con carbon activado	54
2.3.3 Procedimiento para la construccion de las curvas de ruptura en columnas de carbon activado	55

2.4	Dimensionamiento de equipos	56
2.4.1	Diseño del canal para el cribado	57
2.4.2	Dimensionamiento del reactor para la electrocoagulación	58
2.4.3	Dimensionamiento de los filtros de carbón activado	59
2.5	Análisis económico preliminar	60
<b>3.</b>	<b>RESULTADOS Y DISCUSIÓN</b>	<b>62</b>
3.1	Resultados del muestreo y caracterización química y física de las aguas residuales	62
3.1.1	Resultados del muestreo de las aguas residuales.	62
3.1.2	Resultados de la caracterización química y física de las de las aguas residuales	63
3.2	Resultados de la evaluación del efecto de los parámetros de la electrocoagulación	64
3.2.1	Resultados de la evaluación del material de los electrodos en los ensayos de electrocoagulación	64
3.2.2	Resultados de la evaluación del potencial de hidrogeno inicial en los ensayos de electrocoagulación	68
3.2.3	Resultados de la evaluación de la densidad de corriente en los ensayos de electrocoagulación	73
3.2.4	Resultados de la evaluación de la distancia entre electrodos en la electrocoagulación	77
3.3	Resultados de la evaluación del proceso de adsorción en carbón activado	85
3.3.1	Resultados de la caracterización física del carbón activado	85
3.3.2	Resultados de las isotermas de adsorción con carbón activado	86
3.3.3	Curvas de ruptura en columnas de carbon activado	90
3.4	Diseño de la planta de tratamiento de aguas residuales con electrocoagulación y adsorción en carbón activado.	93
3.4.1	Ingeniería conceptual para el diseño de la planta	94
3.4.2	Ingeniería básica para el diseño de la planta.	95
3.5	Análisis económico preliminar	110
3.5.1	Inversiones	110
3.5.2	Capital de operación	112
3.5.2.1	Inversión total y financiamiento	114
3.5.3	gastos financieros	114
3.5.4	Ingresos por concepto de multas	115
3.5.5	Indicadores económicos	116
<b>4.</b>	<b>CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES</b>	<b>118</b>
4.1	Conclusiones	118

4.2 Recomendaciones 119

**REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS 121**

**ANEXOS 129**

## ÍNDICE DE TABLAS

		<b>PÁGINA</b>
<b>Tabla 1.1.</b>	Clasificación de centros comerciales según su área disponible	1
<b>Tabla 1.2.</b>	Propiedades del carbón activado que afectan la adsorción	33
<b>Tabla 1.3.</b>	Factores de los contaminantes en aguas residuales que afectan la adsorción	33
<b>Tabla 1.4.</b>	Parámetros de diseño para filtros de lecho empacado	43
<b>Tabla 2.1.</b>	Ensayos realizados para la evaluación del material del electrodo	50
<b>Tabla 2.2.</b>	Ensayos realizados para la evaluación del pH	51
<b>Tabla 2.3.</b>	Ensayos realizados para la evaluación de la densidad de corriente	52
<b>Tabla 2.4.</b>	Ensayo realizado para la evaluación de la distancia entre electrodos	52
<b>Tabla 3.1.</b>	Volumen de cada muestra simple para formar 100 L de muestra completa	62
<b>Tabla 3.2.</b>	Caracterización de las aguas residuales en el Centro de Investigación y Control Ambiental CICAM	63
<b>Tabla 3.3.</b>	Resultados de los ensayos de electrocoagulación para la evaluación del material de los electrodos (10 A·m <sup>-2</sup> , 3 cm entre electrodos, 7,3 pH, 60 min)	64
<b>Tabla 3.4.</b>	Resultados de los ensayos de electrocoagulación para la evaluación del pH inicial (electrodos de Fe y Al, 10 A·m <sup>-2</sup> , 3 cm entre electrodos, 7,3 pH, 60 min)	68
<b>Tabla 3.5.</b>	Resultados de los ensayos de electrocoagulación para la evaluación de la densidad de corriente (electrodos Fe y Al, 7,3 pH, 3 cm entre electrodos, 7,3 pH, 60 min)	73
<b>Tabla 3.6.</b>	Resultados de los ensayos de electrocoagulación para la evaluación de la distancia entre electrodos (electrodos de Fe y Al, 12,5 A·m <sup>-2</sup> , 7,3 pH, 60 min)	78
<b>Tabla 3.7.</b>	Concentraciones de los contaminantes después del tratamiento con electrocoagulación ( electrodos Fe y Al , pH 7,3, 12,5 A·m <sup>-2</sup> , 1,5 cm entre electrodos)	84

<b>Tabla 3.8.</b>	Índice de Iodo y densidad aparente de los carbones activados usados	86
<b>Tabla 3.9.</b>	Concentraciones finales de solidos suspendidos en diferentes cantidades de carbón activado	86
<b>Tabla 3.10.</b>	Constantes empíricas de las isotermas de Freundlich de los carbones activados utilizados	89
<b>Tabla 3.11.</b>	Nomenclatura de los equipos utilizados para el tratamiento de las aguas residuales provenientes de un centro comercial	97
<b>Tabla 3.12.</b>	Características de las corrientes del diagrama de flujo (PFD)	98
<b>Tabla 3.13.</b>	Especificaciones de los canales de aproximación	103
<b>Tabla 3.14.</b>	Especificaciones de las cribas para la remoción de solidos gruesos.	103
<b>Tabla 3.15.</b>	Especificaciones del tanque TKD-202 para la planta de tratamiento de aguas residuales	103
<b>Tabla 3.16.</b>	Características de la bomba para el transporte de las aguas residuales	104
<b>Tabla 3.17.</b>	Especificaciones de la celda para la electrocoagulación EC-201	105
<b>Tabla 3.18.</b>	Características de la fuente de poder para la celda de electrocoagulación	105
<b>Tabla 3.19.</b>	Especificaciones del tanque TKD-203 para los lodos generados	107
<b>Tabla 3.20.</b>	Especificaciones de los filtros para adsorción con carbón activado	107
<b>Tabla 3.21.</b>	Inversión en construcciones.	110
<b>Tabla 3.22.</b>	Inversión en maquinaria y equipos	111
<b>Tabla 3.23.</b>	Inversión en otros activos	111
<b>Tabla 3.24.</b>	Inversión fija	111
<b>Tabla 3.25.</b>	Inversión semestral en mano de obra	112
<b>Tabla 3.26.</b>	Inversión semestral en materiales directos	113
<b>Tabla 3.27.</b>	Carga Fabril semestral	113
<b>Tabla 3.28.</b>	Capital de operación por semestre	113

<b>Tabla 3.29.</b>	Resumen de inversiones	114
<b>Tabla 3.30.</b>	Gastos de administración y ventas	115
<b>Tabla 3.31.</b>	Datos económicos necesarios para el cálculo del punto de equilibrio	116
<b>Tabla 3.32.</b>	Indicadores económicos del proyecto	116
<b>Tabla AI.1.</b>	Parámetros a analizarse y límites máximos permisibles de la ordenanza 213 del MDMQ para la descarga de efluentes líquidos	130
<b>Tabla AII.1.</b>	Clasificación de compuestos orgánicos o parámetros orgánicos	131
<b>Tabla AV.1.</b>	Reactivos que se usaron para la determinación del índice de yodo en carbón activado según la norma NTE INEN 1 988:94	141
<b>Tabla AVII.1.</b>	Resultados obtenidos del Ensayo 1 de electrocoagulación de la sección 2.2.1	145
<b>Tabla AVII.10.</b>	Resultados obtenidos del Ensayo 10 de electrocoagulación de la sección 2.2.2	150
<b>Tabla AVII.11.</b>	Resultados obtenidos del Ensayo 9 de electrocoagulación de la sección 2.2.4	150
<b>Tabla AVII.2.</b>	Resultados obtenidos del Ensayo 2 de electrocoagulación de la sección 2.2.2	146
<b>Tabla AVII.3.</b>	Resultados obtenidos del Ensayo 3 de electrocoagulación de la sección 2.2.2	146
<b>Tabla AVII.4.</b>	Resultados obtenidos del Ensayo 4 de electrocoagulación de la sección 2.2.2	147
<b>Tabla AVII.5.</b>	Resultados obtenidos del Ensayo 5 de electrocoagulación de la sección 2.2.2	147
<b>Tabla AVII.6.</b>	Resultados obtenidos del Ensayo 6 de electrocoagulación de la sección 2.2.2	148
<b>Tabla AVII.7.</b>	Resultados obtenidos del Ensayo 7 de electrocoagulación de la sección 2.2.2	148
<b>Tabla AVII.8.</b>	Resultados obtenidos del Ensayo 8 de electrocoagulación de la sección 2.2.2	149
<b>Tabla AVII.9.</b>	Resultados obtenidos del Ensayo 9 de electrocoagulación de la sección 2.2.2	149

<b>Tabla AVIII.1.</b> Resultados de los ensayos de adsorción para el carbón activado A	151
<b>Tabla AVIII.2.</b> Resultados de los ensayos de adsorción para el carbón activado AB	151

## ÍNDICE DE FIGURAS

		<b>PÁGINA</b>
<b>Figura 1.1.</b>	Dimensiones de los componentes en aguas	2
<b>Figura 1.2.</b>	Concentración de oxígeno y porcentaje de saturación en función de la temperatura (Presión atmosférica 1 atm.)	4
<b>Figura 1.3.</b>	Diagrama de Bloques del tratamiento del agua para el consumo de Quito	7
<b>Figura 1.4.</b>	Diagrama de Bloques de una planta de tratamiento de aguas residuales provenientes de una industria textil	7
<b>Figura 1.5.</b>	Clasificación de cribas según el tamaño de partícula a separar	8
<b>Figura 1.6.</b>	Criba de barras con drenado de los sólidos removidos	9
<b>Figura 1.7.</b>	Sistemas de aireación con atomizadores tipo Amsterdam y cascada con distribuidores de flujo Jet	12
<b>Figura 1.8.</b>	Principios de tratamiento aerobio y anaerobio	13
<b>Figura 1.9.</b>	Esquema de tratamiento con lodos activados	14
<b>Figura 1.10.</b>	Esquema de un filtro por goteo	15
<b>Figura 1.11.</b>	Esquema del biofilm en el lecho empacado de un filtro por goteo	16
<b>Figura 1.12.</b>	Esquema del proceso de un biorreactor con membrana (MBR)	17
<b>Figura 1.13.</b>	Esquema del proceso de electrocoagulación	22
<b>Figura 1.14.</b>	Diagramas de Pourbaix A) Hierro B) Aluminio	26
<b>Figura 1.15.</b>	Concentración de las especies de hierro y aluminio en función del pH	27
<b>Figura 1.16.</b>	Estructura porosa dentro del carbón activado	30
<b>Figura 1.17.</b>	Ilustración de la pérdida de carga a través de una criba	35
<b>Figura 1.18.</b>	Sistema de cribado, cámara de arena y tanque de sedimentación para tratamiento de aguas residuales	36
<b>Figura 1.19.</b>	Distribución del flujo laminar en un tanque	37

<b>Figura 1.20.</b>	Efectos en el flujo de zonas con diferentes densidades en tanques de sedimentación	39
<b>Figura 1.21.</b>	Efectos en el flujo por el viento en tanques de sedimentación	39
<b>Figura 1.22.</b>	Esquema de un reactor de placas verticales con flujo ascendente	40
<b>Figura 1.23.</b>	Esquema de un reactor de placas horizontales largo con flujo horizontal	41
<b>Figura 1.24.</b>	Conexión monopolar (izquierda) y bipolar (derecha) de los electrodos en un reactor para electrocoagulación	42
<b>Figura 1.25.</b>	Esquema de una curva de ruptura de adsorción	44
<b>Figura 2.1.</b>	Metodología experimental para la electrocoagulación	45
<b>Figura 2.2.</b>	Metodología experimental para la adsorción en carbón activado	45
<b>Figura 2.3.</b>	Ubicación geográfica del sitio de muestreo de las aguas residuales	46
<b>Figura 2.4.</b>	Esquema de un electrodo en la celda de electrocoagulación usada	48
<b>Figura 2.5.</b>	Esquema del reactor de electrocoagulación	49
<b>Figura 2.6.</b>	Esquema del reactor de electrocoagulación con electrodos de aluminio y hierro	50
<b>Figura 2.7.</b>	Esquema de la columna de carbón activado para la construcción de la curva de ruptura.	56
<b>Figura 3.1.</b>	Remoción de DQO en los ensayos de electrocoagulación con diferentes materiales de los electrodos (pH inicial 7,3; densidad de corriente $10 \text{ A}\cdot\text{m}^{-2}$ ; distancia entre electrodos 3cm)	65
<b>Figura 3.2.</b>	Remoción de solidos suspendidos en los ensayos de electrocoagulación con diferentes materiales de los electrodos (pH inicial 7,3; densidad de corriente $10 \text{ A}\cdot\text{m}^{-2}$ ; distancia entre electrodos 3cm)	66
<b>Figura 3.3.</b>	Evolución del pH en los ensayos de electrocoagulación con diferentes materiales de los electrodos (pH inicial 7,3; densidad de corriente $10 \text{ A}\cdot\text{m}^{-2}$ ; distancia entre electrodos 3cm)	67
<b>Figura 3.4.</b>	Remoción de DQO en los ensayos de electrocoagulación con diferentes pH iniciales (electrodos de aluminio y hierro; densidad de corriente $10 \text{ A}\cdot\text{m}^{-2}$ ; distancia entre electrodos 3cm)	69

<b>Figura 3.5.</b>	Remoción de solidos suspendidos en los ensayos de electrocoagulación con diferentes pH iniciales (electrodos de aluminio y hierro; densidad de corriente $10 \text{ A}\cdot\text{m}^{-2}$ ; distancia entre electrodos 3cm)	70
<b>Figura 3.6.</b>	Evolución del pH en los ensayos de electrocoagulación con diferentes pH iniciales (electrodos de aluminio y hierro; densidad de corriente $10 \text{ A}\cdot\text{m}^{-2}$ ; distancia entre electrodos 3cm)	71
<b>Figura 3.7.</b>	Agua residual antes del tratamiento (izquierda) y después tratamiento con pH inicial 8 (centro) y después de tratamiento con pH inicial 9,5(derecha)	72
<b>Figura 3.8.</b>	Remoción de DQO en los ensayos de electrocoagulación con diferentes densidades de corriente (electrodos de aluminio y hierro; pH inicial 7,3; distancia entre electrodos 3cm)	75
<b>Figura 3.9.</b>	Remoción de solidos suspendidos en los ensayos de electrocoagulación con diferentes densidades de corriente (electrodos de aluminio y hierro; pH inicial 7,3; distancia entre electrodos 3cm)	76
<b>Figura 3.10.</b>	Evolución del pH en los ensayos de electrocoagulación con diferentes densidades de corriente (electrodos de aluminio y hierro; pH inicial 7,3; distancia entre electrodos 3cm)	77
<b>Figura 3.11.</b>	Remoción de DQO en los ensayos de electrocoagulación con diferentes distancia entre electrodos (electrodos de aluminio y hierro; pH inicial 7,3; densidad de corriente $12,5 \text{ A}\cdot\text{m}^{-2}$ )	79
<b>Figura 3.12.</b>	Remoción de solidos suspendidos en los ensayos de electrocoagulación con diferentes distancia entre electrodos (electrodos de aluminio y hierro; pH inicial 7,3; densidad de corriente $12,5 \text{ A}\cdot\text{m}^{-2}$ )	79
<b>Figura 3.13.</b>	Evolución del pH en los ensayos de electrocoagulación con diferentes distancia entre electrodos (electrodos de aluminio y hierro; pH inicial 7,3; densidad de corriente $12,5 \text{ A}\cdot\text{m}^{-2}$ )	80
<b>Figura 3.14.</b>	Celda utilizada en los ensayos de electro coagulación con 1,5 cm de distancia entre electrodos	81
<b>Figura 3.15.</b>	Celda utilizada en los ensayos de electro coagulación con 1,5 cm de distancia entre electrodos	82
<b>Figura 3.16.</b>	Electrodo de hierro (A) y aluminio (B) después de los ensayos con electrocoagulación	83

<b>Figura 3.17.</b>	Lodos generados por la electrocoagulación de las aguas residuales antes (A) y después (B) de ser secados	84
<b>Figura 3.18.</b>	Agua residual antes del tratamiento (izquierda) y tratada con la electrocoagulación (derecha)	85
<b>Figura 3.19.</b>	Isotermas de adsorción de Freundlich para carbón activado A agitación (concentración inicial solidos suspendidos 167 mg/L; volumen 100 mL, tiempo agitación 24 horas)	88
<b>Figura 3.20.</b>	Isotermas de adsorción de Freundlich para carbón activado B con agitación (concentración inicial solidos suspendidos 167 mg/L; volumen 100 mL, tiempo agitación 24 horas)	88
<b>Figura 3.21.</b>	Curva de ruptura para el ensayo con carbón activado A con diferentes caudales	90
<b>Figura 3.22.</b>	Curva de ruptura para el ensayo con carbón activado A regenerado con un caudal de $0,160 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$	93
<b>Figura 3.23.</b>	Diagrama de Bloques propuesto para el tratamiento de las aguas residuales provenientes de un centro comercial (BFD)	99
<b>Figura 3.24.</b>	Diagrama de Flujo propuesto para el tratamiento de las aguas residuales provenientes de un centro comercial (PFD)	100
<b>Figura 3.25.</b>	Distribución de los equipos en planta	108
<b>Figura 3.26.</b>	Corte transversal de la planta	109
<b>Figura AX.1.</b>	Balance de masa en la celda de electrocoagulación	155
<b>Figura AX.2.</b>	Balance de masa en el tanque de decantación de los lodos	156
<b>Figura AXI.1.</b>	Especificaciones de las cribas Sereco, serie GVC	159
<b>Figura AXI.2.</b>	Especificaciones de las bombas centrifugas Grunfos, serie CME	160
<b>Figura AXI.3.</b>	Especificaciones de la fuente de poder DC. Chunshu rectifier, serie IGHF	161
<b>Figura AXI.4.</b>	Especificaciones de los filtros de carbón activado Amiad	161
<b>Figura AXI.5.</b>	Especificaciones del es pesador de Lodos	162

## ÍNDICE DE ANEXOS

	<b>PÁGINA</b>
<b>ANEXO I</b>	
Limites maximos permisibles de la ordenanza 213 del mdmq para la descarga de efluentes liquidos	130
<b>ANEXO II</b>	
Clasificacion de compuestos organicos o parametros organicos	131
<b>ANEXO III</b>	
Ejemplo de cálculo para preparar una muestra compuesta a partir de muestras simples en funcion de sus caudales	132
<b>ANEXO IV</b>	
Normas para determinacion de dco (APHA5220 D), dbos <sub>5</sub> (APHA 5210 B), solidos suspendidos (APHA 2540 D) y aceites y grasas (APHA 5520 B)	133
<b>ANEXO V</b>	
Normas utilizadas para la caracterizacion fisica del carbon activado	141
<b>ANEXO VI</b>	
Ejemplo de cálculo de la efeciencia electrica de la celda en los ensayos de electrocoagulacion	144
<b>ANEXO VII</b>	
Resultados y variables de operación medidas en los ensayos de electrocoagulación	145
<b>ANEXO VIII</b>	
Calculos para la determinacion de la isoterma de adsorcion en carbon activado	151
<b>ANEXO IX</b>	
Calculo de las cantidades necesarias de carbón activado para remover los solidos suspendidos	153
<b>ANEXO X</b>	
Balance de masa y energia para la planta de tratamiento de aguas residuales	155
<b>ANEXO XI</b>	
Catálogos de los equipos seleccionados	159

## RESUMEN

El presente trabajo tiene como objetivo realizar un diseño de una planta de tratamiento de aguas residuales provenientes de un centro comercial en la que se utilizaran electrocoagulación como tratamiento primario y para complementar el tratamiento adsorción en carbón activado para la remoción de los contaminantes, logrando cumplir con la ordenanza municipal 404 del Distrito Metropolitano de Quito para la descarga de efluentes líquidos.

Se efectuó un muestreo de las aguas residuales para la caracterización físico-química de las mismas la cual permitió conocer el contenido de los contaminantes como: DQO ( $1147 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ),  $\text{DBO}_5$  ( $847 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ), sólidos suspendidos ( $376 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) y aceites y grasas ( $21 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ).

Se realizaron ensayos a escala de laboratorio variando diferentes variables que influyen en la remoción de los contaminantes en la electrocoagulación. Se alcanzaron remociones para la DQO ( $114,7 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ),  $\text{DBO}_5$  ( $<2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ), sólidos suspendidos ( $123,3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ). Estos resultados se obtuvieron con electrodos de hierro y aluminio separados con una distancia de 1,5 cm con una densidad de corriente de  $12,5 \text{ A}\cdot\text{m}^{-2}$  durante 30 minutos de operación y sin modificar el pH de las aguas residuales.

Con el agua residual previamente tratada con las condiciones anteriormente realizadas se realizó isoterma de adsorción en carbón activado granular malla 8x20 con un índice de lodo de  $523 \text{ mg lodo}\cdot\text{g}^{-1}$  de carbón activado las que permitieron conocer la eficacia de remoción de sólidos suspendidos ( $13,8 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ). Se empleó columnas con carbón activado las que permitieron conocer el tiempo de saturación del carbón activado de 100 minutos para 16 litros de agua residual con un flujo de  $0,16 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ .

Con estos resultados, se realizó el dimensionamiento del proceso para un flujo de  $90 \text{ m}^3$  por día de aguas residuales, el que consta de una etapa de pretratamiento con cribado para retención de gruesos previo al tratamiento con

electrocoagulación y posteriormente un proceso de filtración con carbón activado y un tanque para decantación de los lodos generados.

Finalmente, se realizó un análisis económico para determinar el monto de multas que podría cobrarse para que la implementación de la planta de tratamiento se justifique.

## INTRODUCCIÓN

Las aguas residuales que se generan en los centros comerciales presentan altos contenidos de materia orgánica, aceites y grasas, presencia de micro organismos y constituyentes orgánicos. Si éste efluente no se recoge y se trata adecuadamente, puede contaminar a su vez aguas superficiales. Por esta razón y para evitar que esto ocurra, las aguas residuales se deben tratar empleando la combinación de varios métodos (Romero, 2000, p. 23).

La electrocoagulación, aunque no es una tecnología nueva, ha sido poco estudiada y desarrollada. Pese a esto, ha logrado alcanzar un aprovechamiento comercial importante en el tratamiento puntual de algunos contaminantes, ubicándose como una técnica con mayores ventajas comparativas con respecto a las tecnologías tradicionales de tratamiento. Por ésta razón en los últimos años ha cobrado interés científico, pues se necesita entender a fondo el proceso y sus mecanismos. Una de las aplicaciones más conocidas y populares de la electrocoagulación ha sido el tratamiento de aguas residuales (Koby, Can y Bayramoglu, 2003, p. 164; Restrepo, Arango y Garcés, 2006, p. 59).

Adicionalmente se ha encontrado que el proceso de electrocoagulación ocupa un espacio físico significativamente menor que el que ocupa la coagulación química convencional, manteniendo una porcentaje de remoción significativa de los contaminantes (70 – 90%), lo cual para lugares como centros comerciales es una gran alternativa debido al limitado espacio que poseen para instalaciones como la de tratamiento de efluentes (Lin, Lo, Kuo y Wu, 2005, p. 492).

La filtración con carbón activado ha sido utilizada por varios años en el tratamiento de aguas residuales, dando buenos resultados para la remoción de contaminantes orgánicos. Los costos del carbón activado tienen un gran rango (1200 – 1400 \$/ton) debido a los diferentes tipos de activación que se le puede dar al mismo. Por tal razón, la selección del adecuado tipo de carbón para un determinado tratamiento es esencial para que el costo de operación sean los más

económicos posibles. Además el carbón activado tiene la capacidad de ser reutilizado mediante un tratamiento de desorción lo cual permitiría un ahorro en insumos para el tratamiento de aguas residuales (Flores, 2006, p. 111; Luna, Gonzales, Gordon y Martin, 2007, p. 39).

De esta forma, en este trabajo se plantea el uso de la electrocoagulación y carbón activado, para dar una solución efectiva, de fácil operación y adaptable para centros comerciales.

# 1. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

## 1.1 GENERACIÓN DE AGUAS RESIDUALES EN CENTROS COMERCIALES

Los centros comerciales por lo general, son lugares que constan de varias tiendas y oficinas continuas, por lo que estos pueden ser considerados espacios públicos donde existe una aglomeración de personas. Por considerarse un lugar público, este necesita suministrar agua, para las diferentes actividades que se dan como la preparación de alimentos en los patios de comida, servicios higiénicos y limpieza del centro comercial (Regalado et al., 2009, p. 25).

Los centros comerciales han adquirido con el tiempo una confusión en cuanto a los diferentes formatos en que estos pueden estar, ya sea por las actividades que en estos se realizan o por la geometría de la construcción. Es por eso que el International Council of Shopping Centers ha establecido una clasificación de los centros comerciales en función del área disponible de alquiler la cual se muestra en la tabla 1.1 (DeLisle, 2005, p. 5).

**Tabla 1.1.** Clasificación de centros comerciales según su área disponible

<b>Denominación</b>	<b>Área para actividades comerciales (m<sup>2</sup>)</b>
Pequeño	5 000 – 20 000
Mediano	20 000 – 40 000
Grande	40 000 – 80 000
Muy grande	>80 000

(DeLisle, 2005, p. 22)

Por lo que el consumo de servicios como el agua será proporcional al tipo de centro comercial. De igual manera la generación de aguas residuales en los centros comerciales.

### 1.1.1 ORDENANZA MUNICIPAL 404 DEL DISTRITO METROPOLITANO DE QUITO

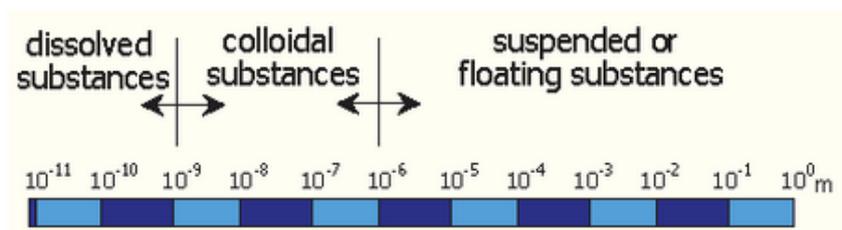
Existen varias instituciones que han normado las concentraciones máximas permisibles de los diferentes contaminantes que debe tener el agua al momento de descargarlas para que esta no afecte al medio ambiente. Una de estas normas es la ordenanza municipal 404 del distrito metropolitano de Quito. Las concentraciones máximas permisibles que establece esta ordenanza se presenta en el Anexo I (MDMQ, 2005, p. 14).

### 1.1.2 COMPOSICION DE LAS AGUAS RESIDUALES DE CENTROS COMERCIALES

Las aguas residuales de los centros comerciales tienen similares características a las urbanas por las actividades que se desarrollan en estos lugares. Los componentes a considerar se describen a continuación.

#### 1.1.2.1 Sólidos

El tamaño de los componentes en las aguas residuales varía ampliamente como se muestra en la Figura 1.1 Se clasifican los componentes en sólidos suspendidos, coloides y sólidos disueltos (De Moel, Verberk y Van Dijk, 2006, p.216).



**Figura 1.1.** Dimensiones de los componentes en aguas  
(De Moel, 2006, p. 217)

Los sólidos suspendidos tienen un tamaño relativamente grande entre metros a micrómetros, el diámetro y su densidad son parámetros importantes para establecer un método de separación. Durante el transporte del agua los sólidos se mantienen suspendidos en el agua debido al flujo turbulento, lo que también ayuda a que se pulvericen transformándose primero en partículas coloidales y finalmente en sólidos disueltos (Metcalf, Eddy y Tchobanoglous, 2004, p. 43).

Las partículas coloidales tienen un tamaño entre  $10^{-9}$  y  $10^{-6}$  m y una densidad parecida a la del agua, generalmente tienen una carga eléctrica negativa y su repulsión electrostática hace difícil su separación. Este tipo de partículas añaden color y turbidez a las aguas residuales (Droste, 1997, p. 386).

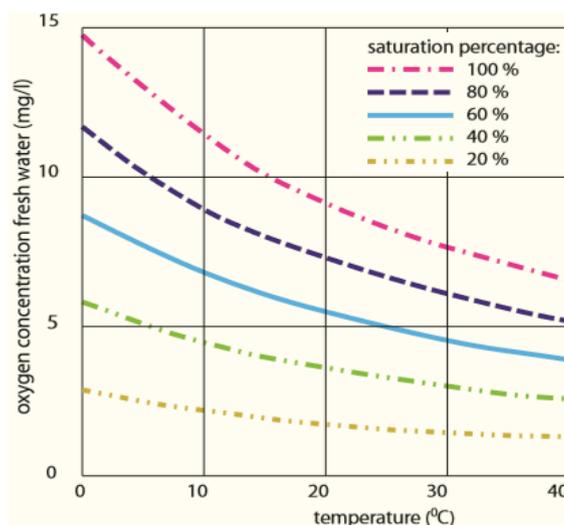
Los sólidos disueltos tienen un tamaño menor a  $10^{-9}$  m, estos compuestos pueden ser orgánicos (material animal o vegetal deteriorado) como inorgánicos ( $O_2$ ,  $CO_2$ , NaCl,  $CaCO_3$ , etc). La remoción de este tipo de sustancias requiere tratamientos más complejos que los usados para remover sólidos suspendidos o coloides (OMS, 2003, p.1; Siegler y Bauder, 2008, p.1).

#### **1.1.2.2 Substancias orgánicas biodegradables**

Los compuestos orgánicos generalmente se encuentran formados por átomos de carbono e hidrogeno enlazado a otros elementos. El carbón en aguas residuales de centros comerciales se lo puede encontrar como:

- Carbohidratos, generalmente de la forma  $(CH_2O)_n$
- Grasas (ésteres y ácidos grasos)
- Proteínas (compuestos formados por C, H y N)
- Úrea excretada a través de la orina:  $CO(HN_2)_2$
- Detergentes y pesticidas.

La mayoría de estos componentes orgánicos son biodegradables por la presencia de microorganismos aeróbicos, estos descomponen las moléculas orgánicas en formas más simples consumiendo oxígeno disuelto en el proceso. La concentración de oxígeno promedio en el agua es de 8 mg/L. Sin embargo esta cantidad varía directamente con la temperatura del agua como se puede apreciar en la Figura 1.2.



**Figura 1.2.** Concentración de oxígeno y porcentaje de saturación en función de la temperatura (Presión atmosférica 1 atm)  
(Metcalf et al., 2004, p. 315)

Entonces a través de la demanda de oxígeno del agua residual se puede obtener una medida de los compuestos orgánicos presentes en el agua y esto se lo hace mediante la medición de la demanda bioquímica de oxígeno o la demanda química de oxígeno.

La demanda bioquímica de oxígeno DBO, es la cantidad de oxígeno necesaria en mg para transformar bioquímicamente elementos oxidables por presencia de bacterias aeróbicas en 1 litro de agua. Para la medición de la DBO se prepara una mezcla de agua residual con agua pura de una concentración de oxígeno disuelto conocida, se almacena durante 5 días en un lugar oscuro a 20°C (DBO<sup>20</sup><sub>5</sub>) y posteriormente se mide la cantidad de oxígeno usada para la oxidación de los compuestos orgánicos (Rengel, 2002, p. 19).

La demanda química de oxígeno DQO, es la cantidad de oxígeno necesaria para la oxidación química de los compuestos orgánicos con la ayuda de un agente oxidante fuerte como el dicromato de potasio. Para la determinación de la DQO en una muestra de agua residual se coloca una cantidad conocida de dicromato de potasio como oxidante, sulfato de plata que actúa como catalizador para la oxidación y sulfato de mercurio para prevenir la oxidación de especies cloradas o del mismo cloro (APHA, 1975, p. 551).

A pesar de que la DQO y la DBO expresan gramos de oxígeno en un volumen determinado tienen diferentes significados. La DQO representa la cantidad exacta de materia orgánica porque se tiene una oxidación química completa mientras que la DBO es más representativa de una biodegradación aeróbica puesto que el oxígeno medido es el consumido por los microorganismos aeróbicos durante la descomposición. Es por esto que la DQO es más usada para la formulación de balances de masa ya que considera también la materia orgánica no biodegradable pero sí químicamente oxidable.

### **1.1.2.3 Nutrientes**

El nitrógeno y el fósforo son los nutrientes que más se monitorean en aguas residuales debido a su capacidad de alterar ecosistemas marinos o fuentes de agua dulce. El nitrógeno proviene de varias fuentes de compuestos inorgánicos como el amoníaco o puede estar ligado a compuestos orgánicos como las proteínas. El fósforo proviene principalmente de detergentes en pocas cantidades sin embargo estas pueden causar graves daños en tuberías (Manahan, 2005, p. 155; Stevenson, 1997, p.13).

### **1.1.2.4 Patógenos**

Para verificar si un agua ha sido contaminada con heces se determina la cantidad de la bacteria *Escherichiacoli*. Las bacterias u organismos

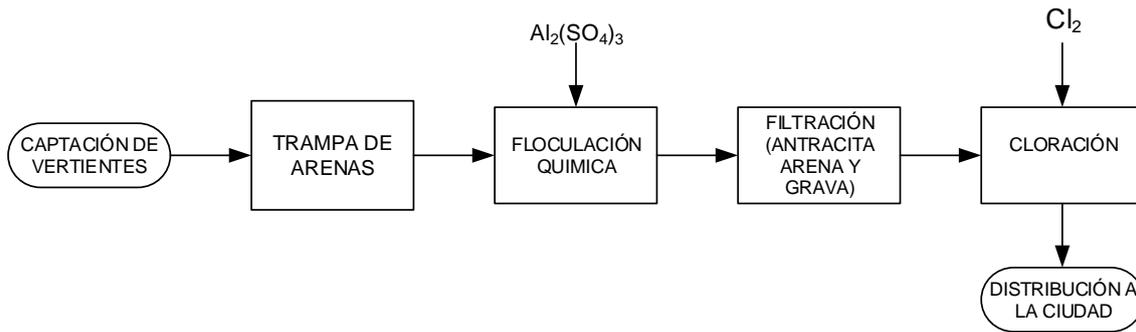
provenientes de heces que pertenecen al grupo *coli*, se los conoce como coliformes fecales. En 100 mL de agua residual urbana se puede encontrar de  $10^6$  hasta  $10^8$  bacterias intestinales. Este tipo de patógenos son los causantes de varias enfermedades como la tifoidea, salmonella así como virus. Incluso el contacto con la piel de estas aguas pueden causar reacciones. La cantidad de bacterias del grupo *coli* se expresan en unidades de colonias formadas (cfu) por 100 ml (Rengel, 2000, p. 31).

#### **1.1.2.5 Compuestos orgánicos**

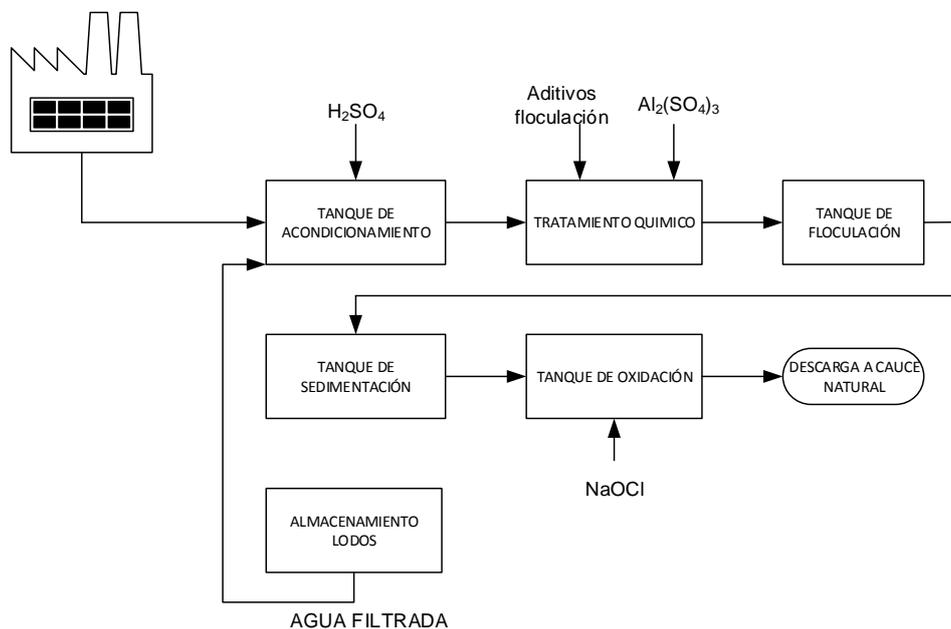
El número de componentes orgánicos presentes en aguas residuales es grande por lo que la cuantificación de todos ellos en un agua residual resulta imposible. A estos se los ha clasificado en macro contaminantes y micro contaminantes orgánicos. Los parámetros que se encuentran dentro de estos grupos se presentan en el Anexo II (De Moel, 2006, p. 219).

## **1.2 MÉTODOS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES**

Comparando el tratamiento del agua potable de Quito que se muestra en la Figura 1.3 con el tratamiento para un efluente de una industria de textiles que se muestra en la Figura 1.4 se puede deducir que los procesos para el tratamiento de aguas residuales varían enormemente debido al diferente grado de contaminación y al lugar donde se evacúa, lo que hace a un tratamiento más exhaustivo que otros e implica el uso de mayor número de operaciones unitarias. Las operaciones unitarias usadas en el tratamiento de aguas se las puede agrupar en procesos físicos, procesos biológicos y procesos químicos. Se describe a continuación más detalladamente estos procesos y los usados en la experimentación de este trabajo.



**Figura 1.3.** Diagrama de Bloques del tratamiento del agua para el consumo de Quito (EPMAPS, 2012, p. 1)



**Figura 1.4.** Diagrama de Bloques de una planta de tratamiento de aguas residuales provenientes de una industria textil (Wilfredo, 2007, p. 2)

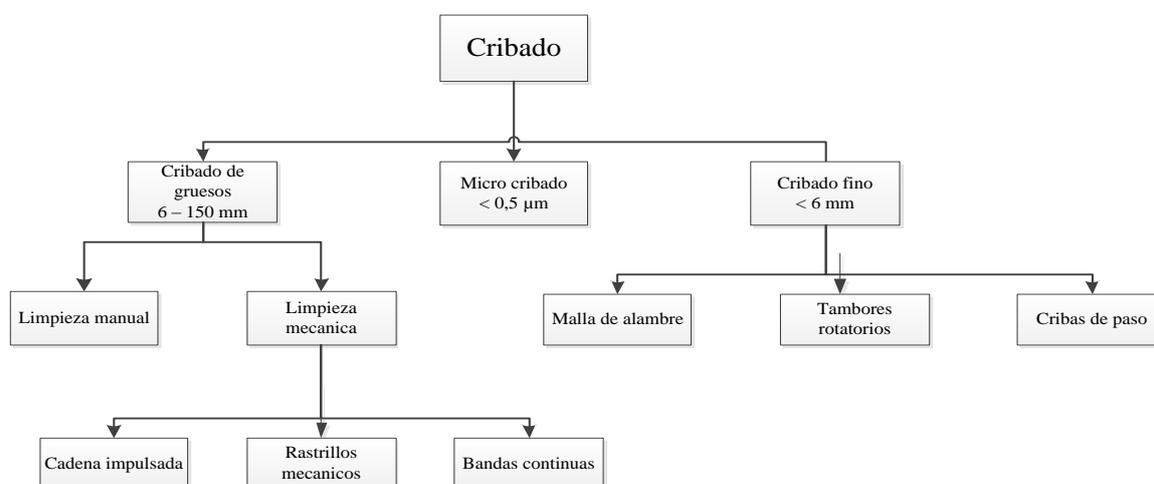
## 1.2.1 PROCESOS FÍSICOS

### 1.2.1.1 Cribado

La principal función del cribado es remover materiales gruesos de la corriente de entrada, como plásticos, materiales fibrosos o madera, que pueden dañar equipos posteriores en el proceso, bajar la efectividad de la planta o contaminar

las vías por donde pasa el agua. Una criba básicamente es una malla con aperturas generalmente de un mismo tamaño donde se retienen los sólidos (Mc Ghee, 1991, p. 78).

Las cribas se pueden clasificar como se muestra en la Figura 1.5 según el tamaño de partícula de los materiales que se desea retener. Por lo general las cribas rectangulares son usadas para retener materiales más gruesos, mientras que cribas de alambre o perforadas son usadas para retener materiales más finos (Metcalf et al., 2004, p. 314).

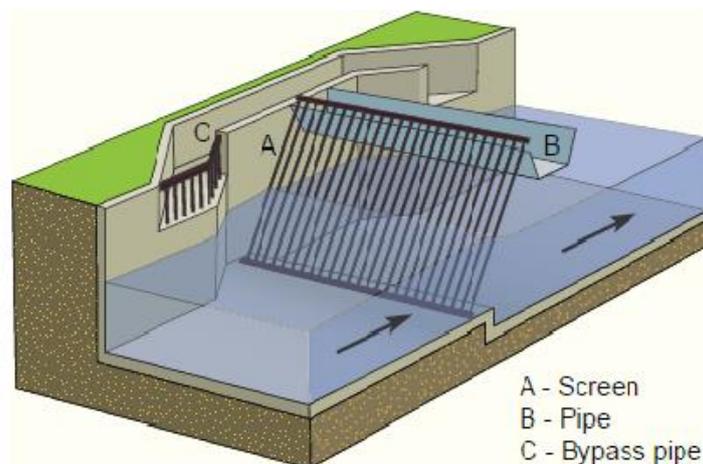


**Figura 1.5.** Clasificación de cribas según el tamaño de partícula a separar (Metcalf et al., 2004, p. 315)

Los aspectos que se deben tener en cuenta en un sistema de cribado son:

- Grado de separación de los sólidos
- Seguridad para los operadores al retirar los sólidos removidos
- Producción de olores que pueden atraer insectos
- Transporte y disposición final de los sólidos removidos

Un esquema de un sistema de cribado se puede observar en la Figura 1.6



**Figura 1.6.** Criba de barras con drenado de los sólidos removidos  
(Metcalf et al., 2004, p. 235)

### 1.2.1.2 Sedimentación

La sedimentación, también conocida como decantación o clarificación, es una operación donde se ocurre una separación entre los sólidos de un líquido por acción de la gravedad. Hay varios factores que influyen en la sedimentación como el tamaño de partícula, mientras mayor tamaño de partícula más rápido ocurrirá la sedimentación; la densidad de las partículas y de la fase líquida, mientras mayor la diferencia entre estas mejor separación; la composición y concentración de los sólidos sedimentables, la facilidad de los compuestos a ser floculados (Tejero, Suarez, Jácome y Temprano, 2007, p. 3).

La sedimentación libre ocurre cuando se tiene suspensiones diluidas, generalmente los sólidos están en forma granular y la velocidad de sedimentación depende solo de las propiedades del fluido y de las partículas, esta no se ve afectada por la presencia de otras partículas. La velocidad de sedimentación se puede calcular mediante un balance de fuerzas en el eje vertical sobre una partícula esférica como se muestra a continuación (Romero, 1999, p. 15).

$$\sum F = ma = F_{\text{peso}} - F_{\text{empuje}} - F_{\text{rozamiento}} \quad [1.1]$$

$$F_{\text{peso}} = \rho_s \cdot v \cdot g \quad [1.2]$$

$$F_{\text{empuje}} = \rho_f \cdot v \cdot g \quad [1.3]$$

$$F_{\text{rozamiento}} = 3 \cdot \pi \cdot \mu \cdot dp \cdot u \quad [1.4]$$

Donde:

$\rho_s$ : densidad de la partícula ( $\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$ )

$\rho_f$ : densidad del fluido ( $\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$ )

$v$ : Volumen ( $\text{cm}^3$ )

$g$ : gravedad ( $\text{cm}\cdot\text{s}^{-2}$ )

$\mu$ : viscosidad del fluido ( $\text{g}\cdot\text{cm}^{-1}\cdot\text{s}^{-1}$ )

$dp$ : diámetro de la partícula (m)

$u$ : velocidad de caída de la partícula ( $\text{cm}\cdot\text{s}^{-1}$ )

Entonces a medida que aumenta la velocidad  $u$ , aumenta la fuerza de rozamiento hasta un punto en que la aceleración es cero alcanzándose un movimiento uniforme ( $\sum F=0$ ). La velocidad de sedimentación, la cual es un parámetro importante para el dimensionamiento de sedimentadores se puede dejar en función de las propiedades del fluido y de las partículas como se muestra en la ecuación 1.5.

$$u = \frac{g \cdot (\rho_s - \rho_f) dp^2}{18 \cdot \mu} \quad [1.5]$$

Cuando se da la sedimentación de partículas floculentas no se puede considerar una velocidad uniforme de sedimentación. Al incrementar el tamaño y su peso las fuerzas de arrastre son mayores y se da una decantación de las partículas acelerada. Por lo que la velocidad de sedimentación de partículas floculentas cambia según como estas se aglomeran (Tejero et al., 1995, p. 23).

No existe un modelo matemático que evalúe exactamente la sedimentación de partículas floculentas. Para el diseño de sedimentadores se realiza ensayos en columnas de sedimentación donde se toman medidas de la interface a diferentes tiempos. Con los datos obtenidos se construye un gráfico de la altura de la interfase en función del tiempo, la pendiente de la curva obtenida representa la velocidad de sedimentación de las partículas a separar (Hernández, 2001, p. 397).

### 1.2.1.3 Aireación

Es un proceso de transferencia de gases en el que el agua se pone en contacto con aire generalmente para intercambiar los gases que están disueltos en ella. En el tratamiento de aguas lo que se desea es incrementar el contenido de oxígeno disuelto en el agua para que los microorganismos lo usen y biodegraden la materia orgánica. Al momento que el oxígeno se absorbe en el agua el dióxido de carbono u otros gases disueltos se desorben, proceso conocido como desgasificación (Nalco, 1982, p. 16-2).

Existen varias formas para tener un buen contacto entre el agua y el aire:

- Pasando el agua por el aire como finas gotas usando atomizadores
- Pasando el agua por el aire como un fina capa usando torres de aireación o cascadas
- Pasando finas burbujas de aire por el agua con el uso de compresores, difusores de fondo.

La concentración máxima de oxígeno que podría llegar a tener el líquido, no podrá ser mayor la concentración de saturación del gas en el líquido la cual está dada por la ley de Henry, ecuación 1.6 donde la concentración de un gas se puede calcular.

$$\frac{dC_t}{dt} = k_2(C_s - C_t) \quad [1.6]$$

Donde:

$C_t$ : concentración del gas en el agua al tiempo  $t$  ( $\text{mg}\cdot\text{cm}^{-3}$ )

$C_s$ : concentración de saturación del gas en el agua ( $\text{mg}\cdot\text{cm}^{-3}$ )

$k_2$ : coeficiente de transferencia gaseosa

El coeficiente de transferencia gaseosa se incrementa con la superficie de contacto entre el agua y el aire, a mayor área mayor  $k_2$ . En la Figura 1.7 se observa sistemas de aireación por atomizadores y cascada (De Moel et al., 2006, p. 273)

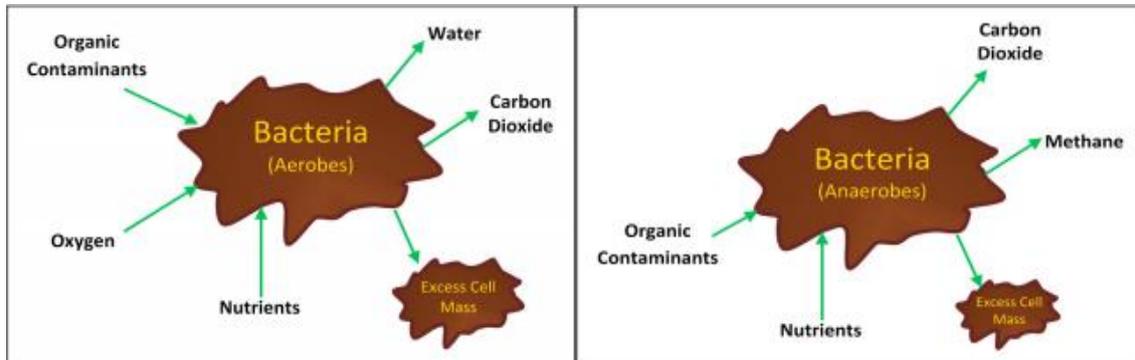


**Figura 1.7.** Sistemas de aireación con atomizadores tipo Amsterdam y cascada con distribuidores de flujo Jet  
(de Moel et al., 2006, p. 275)

## 1.2.2 PROCESOS BIOLÓGICOS

Los tratamientos biológicos son una parte importante en el tratamiento de aguas municipales o industriales. Estos presentan ventaja económica por sus bajos costos de implementación y operacionales sobre otras técnicas como la oxidación química u ozonificación. Existen procesos biológicos aerobios y anaerobios. Los aerobios son los que necesitan oxígeno el cual es asimilado por los microorganismos convirtiendo la materia orgánica en dióxido de carbono y biomasa. Los procesos anaerobios son los que se dan en ausencia de oxígeno donde los microorganismos anaerobios toman la materia a biodegradar

produciendo dióxido de carbono, metano y biomasa. Una ilustración de lo mencionado se observa en la Figura 1.8 (Mittal, 2011, p. 3).



**Figura 1.8.** Principios de tratamiento aerobio y anaerobio  
(Mittal, 2011, p.4)

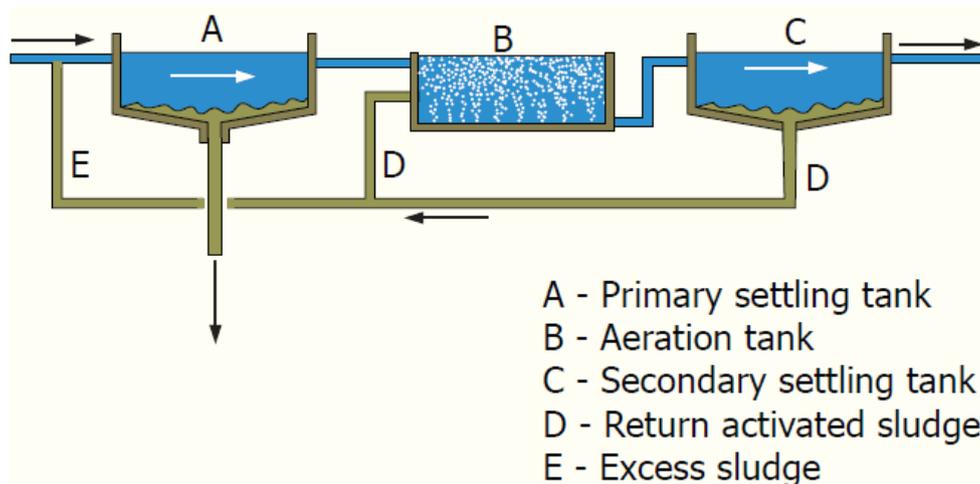
### 1.2.2.1 Lodos activados

Es un proceso aeróbico que fue desarrollado alrededor de 1913 por Arden y Lockett. Ellos descubrieron que si se exponía agua residual con aire por un largo tiempo se formaban flocs que posteriormente sedimentaban y separaban.

Cuando estos sedimentos se añadían a un agua residual fresca y esta mezcla se aireaba, se encontró que el agua residual era tratada más rápido que si no se añadiera el sedimento. Estos sedimentos, formados por flocs, son llamados lodos activados y se compone de un material viscoso donde existen bacterias y protozoos que ayudan a depurar los compuestos en un agua residual (NSFC, 2003, p. 2).

En la Figura 1.9 se muestra un sistema de tratamiento con lodos activados que por lo general consta de un primer tanque sedimentador donde arena y partículas sedimentables se separan. Luego en un tanque que tiene un equipo de aireación entra el agua del primer sedimentador y se mezcla con lodos activados previamente elaborados. Bajo estas condiciones los lodos activados pueden remover materia orgánica y otros contaminantes parcial o totalmente.

Posteriormente el agua pasa a un segundo tanque sedimentador donde los lodos activados decantan. Los lodos activados son parcialmente recirculados al tanque de aireación donde nuevamente se mezclan con el agua proveniente del primer tanque (De Moel et al., 2006, p. 386; Van Lier, 2013, p. 44).

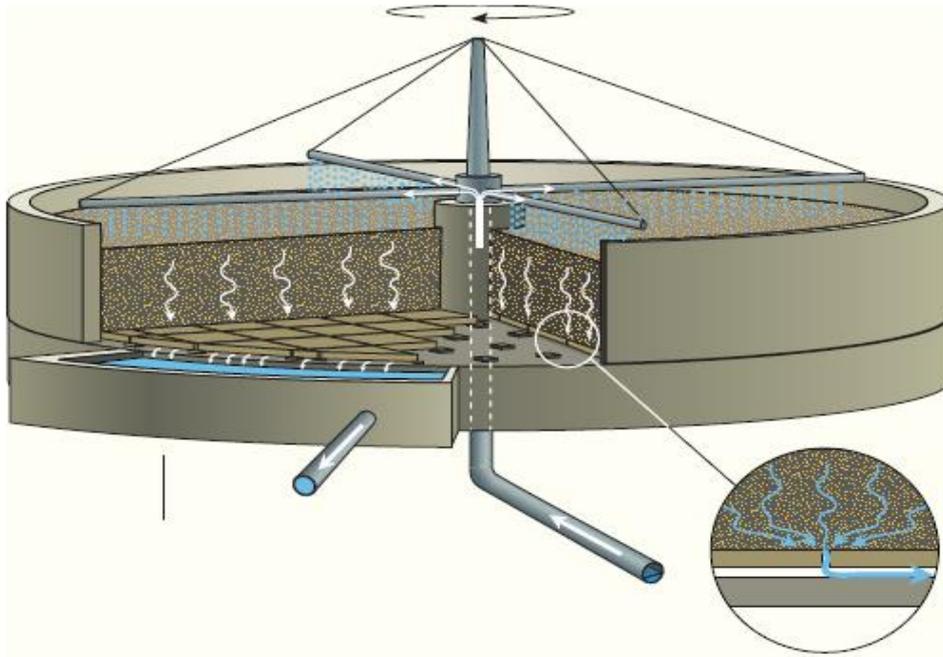


**Figura 1.9.** Esquema de tratamiento con lodos activados  
 (Van Lier, 2013, p. 45)

### 1.2.2.2 Filtros por goteo

Un filtro por goteo consiste de un tanque con un fondo perforado, en el interior del tanque se coloca un lecho empacado hecho de grava, piedra pómez u otro material conveniente. El agua a tratar ingresa por la parte superior a través de brazos aspersores rotatorios con lo que el agua gotea hacia el lecho empacado, en la parte inferior el agua es recogida para posteriores procesos (Poole, Cord y Jones ,1999, p. 2887).

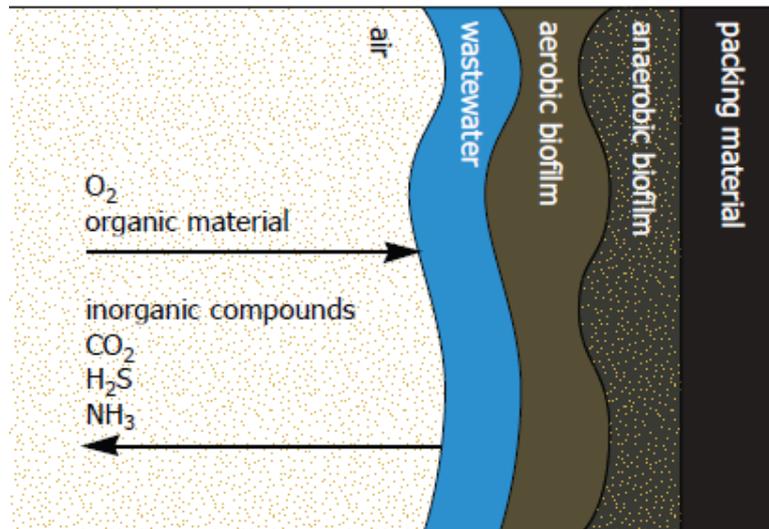
Se presenta el esquema de un filtro por goteo en la Figura 1.10 .



**Figura 1.10.** Esquema de un filtro por goteo  
(Van Lier, 2013, p. 46)

Sobre el área que proporciona el lecho se crea un biofilm también llamado piel biológica, esta consta de una capa aeróbica y una anaeróbica en la cual bacterias y otras sustancias orgánicas permiten la biodegradación de los compuestos en el agua. El tamaño de la capa aerobia varía entre 1 a 3 milímetros ya que su crecimiento depende del oxígeno para que las bacterias aerobias puedan vivir en el lecho. La inyección de aire es una opción para mantener la capa aerobia sin embargo esto crea una caída de presión en el lecho disminuyendo la velocidad de filtrado.

Para evitar una caída de presión que afecte el filtrado se utilizan lechos empacados que presentan una tortuosidad la cual permite un mejor desempeño de los filtros. La temperatura ambiente es otro factor que influye en el desempeño del filtro, ya que el crecimiento de las bacterias aumenta con la temperatura. Un esquema del biofilm se muestra en la Figura 1.12 (Kokare, Charkraborty, Khopade y Mahadik, 2008, pp. 160-162).

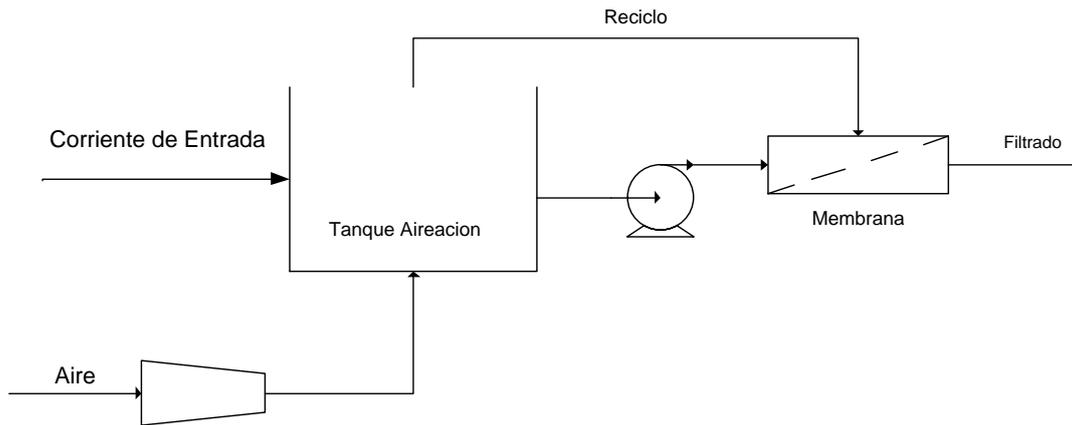


**Figura 1.11.** Esquema del biofilm en el lecho empacado de un filtro por goteo  
(Van Lier, 2013, p.44)

### 1.2.2.3 Biorreactores con membrana (MBR)

Los biorreactores con membrana tienen un funcionamiento similar al de los lodos activados, su principal diferencia está en el tratamiento posterior al tanque de aireación. Se usa una membrana polimérica que permite una microfiltración o hasta ultrafiltración en lugar de un tanque de sedimentación. Esto crea una gran ventaja ya que ciertos contaminantes que no pueden ser retenidos por la ayuda de la gravedad en los tanques de sedimentación lo serán en la membrana. La corriente de salida logra tener concentraciones de  $\text{DBO}_5$  o turbidez inferiores a  $5 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$  y  $0.2 \text{ NTU}$  respectivamente (Scott y Smith, 1996, p.133).

Con el uso de MBR se logra una disminución en el espacio físico usado para el tratamiento. Sin embargo hay un mayor costo de operación debido a las presiones con que trabaja. Un esquema del proceso se muestra en la Figura 1.12.



**Figura 1.12.** Esquema del proceso de un biorreactor con membrana (MBR)  
(Scott y Smith, 1996, p. 134)

### 1.2.3 PROCESOS QUÍMICOS

Los procesos en que el tratamiento de agua residual se da por reacciones químicas debido a un reactivo añadido es un proceso químico. Muchas veces estos tratamientos se complementan con los tratamientos físicos y biológicos para la remoción de los contaminantes en el agua. Dentro de los procesos químicos se encuentran los siguientes:

#### 1.2.3.1 Coagulación química

La coagulación química se refiere a las reacciones y mecanismos para la desestabilización de las partículas coloidales. Como se mencionó en la sección 1.1.1.1 este tipo de partículas presentan una carga negativa por lo que hace que estas tengan fuerzas de atracción menor a las de repulsión. Esto las mantiene estables y suspendidas. Al desestabilizar las partículas estas forman aglomerados aumentando su tamaño y su velocidad de decantación por lo que esta operación unitaria generalmente va seguida de una sedimentación. (Acardio y Sincero, 2002, p. 560)

Un coagulante es un químico que desestabiliza las partículas en el agua resultando así la formación de flóculos. Un floculante es un químico que mejora la formación de flóculos. A veces la floculación se logra por agitación mecánica en cierto tipo de aguas residuales.

Típicos coagulantes y floculantes son polímeros orgánicos naturales y sintéticos, sales de metales como el sulfato de aluminio o hierro y sales prehidrolizadas de metales como el cloruro de polialuminio (PAC) o cloruro de polihierro (PFeC). Las cantidades necesarias y condiciones de operación de estos variaran según el efluente a tratar (Metcalf et al., 2004, p. 479).

### **1.2.3.2 Oxidación química**

También se la conoce como desinfección y tiene como objetivo eliminar bacterias y organismos patógenos del agua. La oxidación química se basa en reacciones de oxidación y reducción. El químico usado para la oxidación debe ser capaz de ceder electrones (oxidante). Se utiliza comúnmente hipoclorito de sodio, dióxido de cloro, peróxido de hidrogeno, ozono como agentes oxidantes (Orta, Díaz y Aparicio, 2002, p. 2; Rodríguez et al., 2007, p. 26).

### **1.2.3.3 Neutralización química**

El tratamiento con un químico ácido o básico que sea opuesto al del agua residual se conoce como neutralización. Las aguas residuales con muy alto o bajo pH deben ser neutralizadas antes de ser descargadas al medio ambiente. Para aguas residuales ácidas se puede usar NaOH sin embargo su uso es limitado por su costo y permisos para su compra. Se suele utilizar  $\text{CaCO}_3$ ,  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ,  $\text{CaO}$  o a su vez las mismas especies de magnesio, la velocidad de neutralización con estos químicos son menores a la del NaOH. Para aguas alcalinas se suele usar aguas ácidas si se dispone de estas como residuo de un proceso industrial. Ácido sulfúrico es preferiblemente usado ante el ácido

clorhídrico por costos. En algunas plantas la inyección de dióxido de carbono también se usa para la producción de ácido carbónico en el agua siguiendo las ecuaciones 1.7 y 1.8 mostradas a continuación (Chuc, 2009, p.17; Goel, Flora y Chen, 2005,p.32).



#### 1.2.4 ELECTROCOAGULACIÓN

El uso de electricidad para el tratamiento de aguas fue propuesto por primera vez en 1889, posteriormente se patentó la purificación de metales vía electrólisis en 1904 y la electrocoagulación con electrodos de aluminio o hierro en 1909. La primera planta de tratamiento de aguas que aplicó electrocoagulación fue en 1946, sin embargo no se incrementó su uso debido al capital de inversión relativamente alto y los costos para el suministro de energía en ese entonces (Cheng y Hung, 2007, p. 63).

En las últimas décadas el incremento en los estándares del agua para consumo y regulaciones ambientales han permitido que las técnicas electroquímicas tengan importancia y un mayor campo de aplicación. En el área ambiental, la electrocoagulación es una de las principales aplicaciones de reactores electroquímicos para el tratamiento de aguas residuales. Esta incluye varios fenómenos físicos y químicos con la ayuda de electrodos consumibles (hierro o aluminio) para brindar iones al agua a tratar. El hierro o aluminio se disuelven en el ánodo produciendo sus respectivos iones que a la vez se hidrolizan formando hidróxidos de estos metales, los cuales son excelentes agentes coagulantes (Can, Kobya, Demirbas y Bayramoglu, 2006, p.183).

La coagulación ocurre cuando estos cationes o sus hidróxidos se combinan con las partículas coloidales con carga negativa. La neutralización se facilita debido

al desplazamiento de estas partículas hacia el ánodo debido a un movimiento electroforético. Se puede decir entonces que los contaminantes en las aguas residuales son removidos debido a reacciones químicas y adhesión física o química generada por el consumo de los electrodos. Posteriormente estos contaminantes son removidos por flotación, sedimentación o filtración (Mollah, Yousuf, Schennach, Parga y Cocke, 2001, p. 31).

A diferencia de la coagulación convencional, donde los agentes coagulantes son añadidos, disueltos y mezclados, en la electrocoagulación estos son producidos insitu en el proceso. Según Comnimellis y Cheng (2010) los principios para la desestabilización de los contaminantes o sustancias contenidas en el agua residual que suceden en un reactor para electrocoagulación son los siguientes (pp.100-105):

- Compresión de la doble capa de difusión en las especies cargadas debido a la interacción con los iones metálicos generados en el ánodo
- Neutralización de las partículas o especies iónicas presentes en el agua residual por los iones generados en el ánodo, de esta forma se reduce la repulsión electrostática, prevaleciendo cargas de atracción de Van der Waals produciéndose la coagulación.
- Formación de flóculos como resultado de la coagulación

Además de la producción de iones metálicos en los electrodos, paralelamente ocurre la hidrólisis del agua y como resultado se obtiene pequeñas burbujas de oxígeno en el ánodo y de hidrógeno en el cátodo. Estas se adhieren a los flóculos formados ayudándolos a flotar hacia la superficie lo que se denomina flotación natural en la electrocoagulación (Paul, 1996, p. 286).

Algunos contaminantes en las aguas residuales también pueden ser reducidos en el cátodo directamente sin que sean desestabilizados por los hidróxidos formados durante la electrocoagulación. Proceso similar ocurrirá si el agua residual contiene metales pesados, estos migrarán al cátodo donde son reducidos (Lai y Lin, 2006, p. 184).

El reactor más simple para realizar electrocoagulación consta de un recipiente que en su interior contiene un ánodo conectado a un polo positivo y un cátodo a un polo negativo. Cuando se aplica una corriente continua en los electrodos ocurre reacciones de oxidación en el ánodo y de reducción en el cátodo (Jiang, Graham, Andre, Kelsall y Brandon, 2002, p. 4070).

Las reacciones para un metal [M] y de hidrólisis del agua en el ánodo y cátodo se muestran a continuación:

En el ánodo:

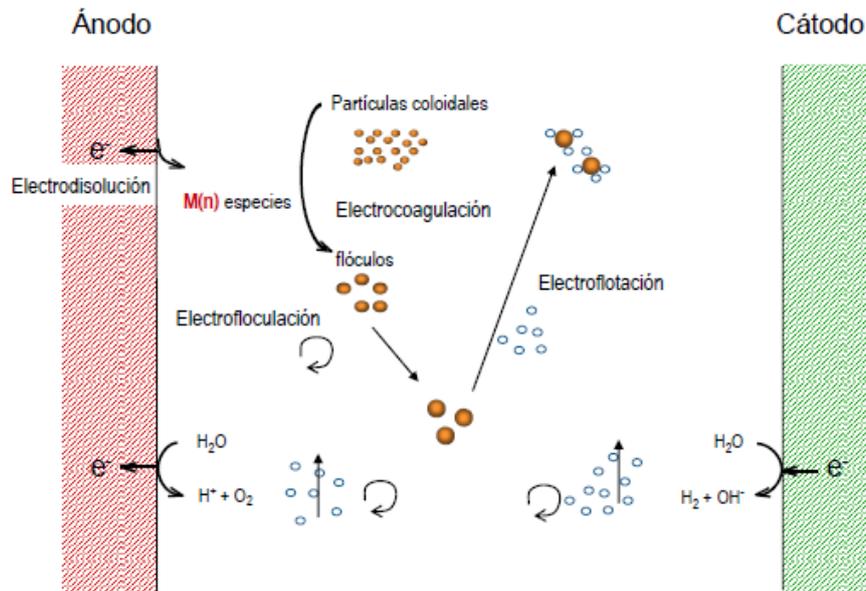


En el cátodo:



Una representación gráfica de lo que ocurre en el proceso de electrocoagulación se puede observar en la Figura 1.13.

La electrocoagulación al ser un proceso electroquímico se rige por las leyes de Faraday las cuales son útiles para la cuantificación de energía y masa aportada a un sistema.



**Figura 1.13.** Esquema del proceso de electrocoagulación  
(Martínez, 2007, p. 28)

#### 1.2.4.1 Primera Ley de Faraday

Según Lower (2004) la primera ley de Faraday para la electrolisis dice que la masa de un elemento liberada o depositada en un electrodo durante el proceso de electrolisis es directamente proporcional a la cantidad de electricidad ( $Q=I \cdot t$ ) que pasa a través de la solución. Lo dicho se expresa en la ecuación 1.13 (p. 37).

$$m \propto I \cdot t \quad [1.13]$$

$$m = Z \cdot I \cdot t \quad [1.14]$$

Donde:

$m$ : masa depositada o liberada del electrodo (g)

$I$ : intensidad de corriente ( $C \cdot s^{-1}$ )

t: tiempo (s)

Z: constante de equivalencia electroquímica ( $\text{g}\cdot\text{C}^{-1}$ )

La constante de equivalencia electroquímica se la define como la cantidad de sustancia liberada o depositada cuando un culombio de carga eléctrica pasa a través de la solución electrolítica. La segunda ley de Faraday ayuda al entendimiento de este parámetro (Lower, 2004, p. 37).

#### **1.2.4.2 Segunda Ley de Faraday**

Las masas de los diferentes elementos depositados o liberados es proporcional a peso equivalente cuando una misma cantidad de electricidad pasa por un electrolito (Lower, 2004, p. 37).

El peso equivalente se define como el peso molecular de una sustancia dividido para el número de electrones requeridos para oxidar o reducir cada unidad de sustancia. En la primera ley, la constante de equivalencia electroquímica Z es el peso equivalente de la especie usada (Sambandam y Ramani, 2008, p. 3).

A más de las leyes de Faraday, para considerar que tan efectiva es la electrocoagulación, hay que considerar variables como la densidad de corriente, conductividad, espaciamento entre electrodos, pH y temperatura. Estas variables afectan el tiempo de tratamiento, la cinética de la electrocoagulación y la eficiencia de remoción de los contaminantes (Butler, Hung, Yeh y Al Ahmad, 2011, p .496).

#### **1.2.4.3 Efecto de la densidad de corriente en la electrocoagulación**

La densidad de corriente de operación es una muy importante variable de operación en la electrocoagulación ya que es la única variable de operación

que se puede manipular directamente. Esta variable determina la dosis de coagulante y la generación de burbujas, lo que ayuda a que haya un mayor mezclado dentro del reactor y una mejor transferencia de masa (Bayramoglu, Kobya, Can y Sozbi, 2004, p. 118).

De las leyes de Faraday se obtiene una relación entre la densidad de corriente y la cantidad de metal disuelto por área, esta se expresa en la ecuación 1.15.

$$m = \frac{i \cdot t \cdot PM}{e \cdot F} \quad [1.15]$$

Donde:

m: masa depositada o liberada del electrodo ( $\text{g} \cdot \text{cm}^{-2}$ )

i: densidad de corriente ( $\text{A} \cdot \text{cm}^{-2}$ )

t: tiempo (s)

PM: peso molecular del electrodo ( $\text{g} \cdot \text{gmol}^{-1}$ )

e: número de electrones a reducir u oxidar

F: constante de Faraday ( $96\,500 \text{ C} \cdot \text{gmol}^{-1}$ )

Una mayor densidad de corriente no necesariamente implica un modo efectivo de operar el reactor, se sabe que la densidad de corriente óptima debe equilibrarse con los costes operativos y las otras variables que afectan la electrocoagulación (Liu, Zhao y Qu, 2010, p. 246).

#### **1.2.4.4 Efecto de la conductividad en la electrocoagulación**

Cuando el agua residual tiene una baja conductividad, la eficiencia del paso de corriente disminuye por lo que se necesitará aplicar un mayor voltaje incrementando así el costo del tratamiento. Se ha demostrado que añadiendo NaCl hay mayor eficiencia en la desinfección de aguas residuales ya que se aumenta la conductividad de esta, además los iones  $\text{Cl}^-$  contribuyen a la desinfección del agua. Se recomienda que el agua a tratar contenga por lo

menos  $200 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  de  $\text{Cl}^-$  para tener una eficiente electrocoagulación en el tratamiento de aguas residuales (Wong, Shang, Cheung y Cheng, 2002, pp. 1355-1356).

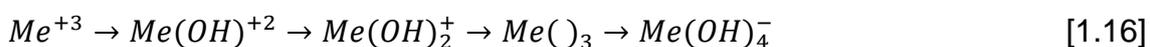
#### 1.2.4.5 Efecto del espaciamiento entre electrodos en la electrocoagulación

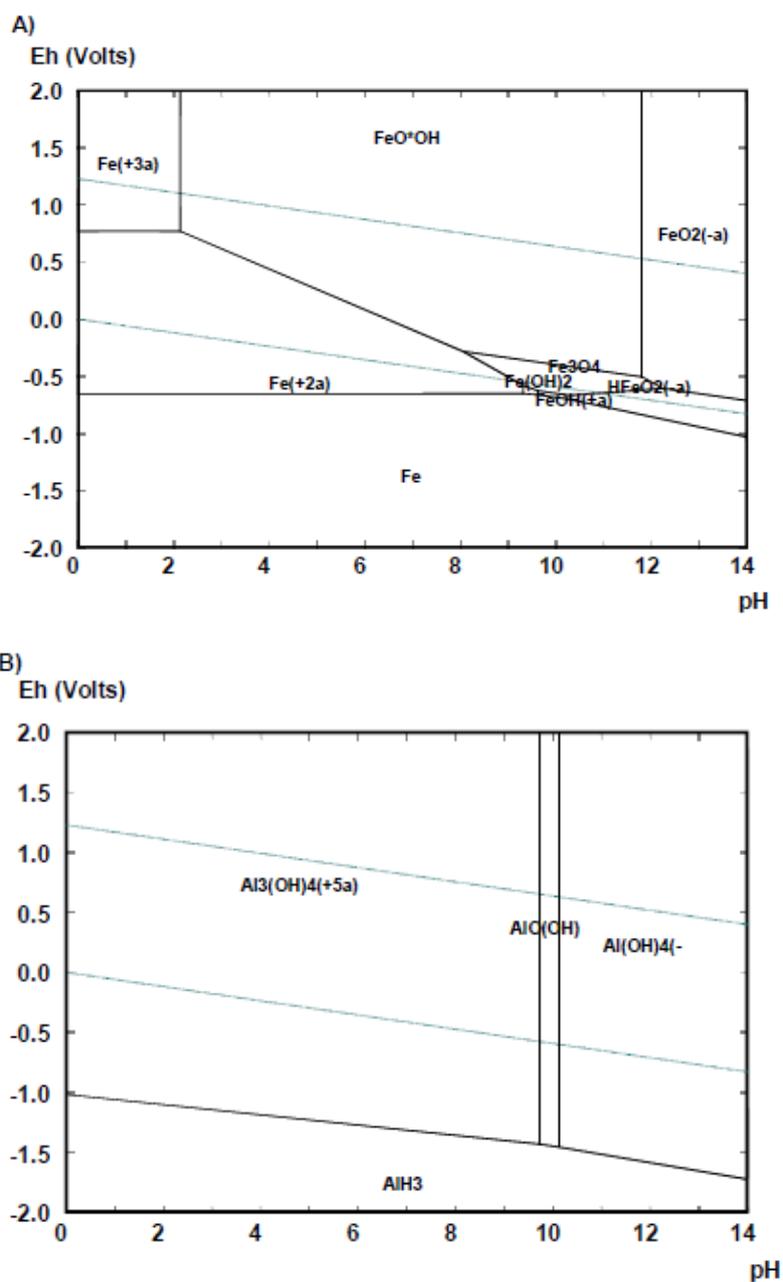
La resistencia eléctrica es proporcional a la distancia entre electrodos, a mayor distancia habrá mayor resistencia al paso de corriente. Se han realizado estudios en que la distancia varía de 5 mm hasta 3 cm obteniéndose buena remoción de contaminantes, esto se debe a los diferentes elementos que se quiere remover y sus concentraciones en las aguas residuales por lo que es importante determinar la distancia óptima para un efluente específico (Phlakornkule, Polgumhang y Tongdaung, 2009, p. 267).

#### 1.2.4.6 Efecto del pH en la electrocoagulación

Un parámetro clave para la electrocoagulación es el pH, ya que este no solo afecta a la conductividad sino también a la facilidad del electrodo de disolverse y determinar el potencial Z de las partículas coloidales. Se conoce que electrodos de aluminio y hierro presentan una buena remoción de contaminantes y mediante los diagramas de Pourbaix que se presentan en la Figura 3.14 se observan las diferentes especies de estos metales en solución que ayudan a la remoción de los contaminantes (Vepsäläinen, 2012, pp. 26-37).

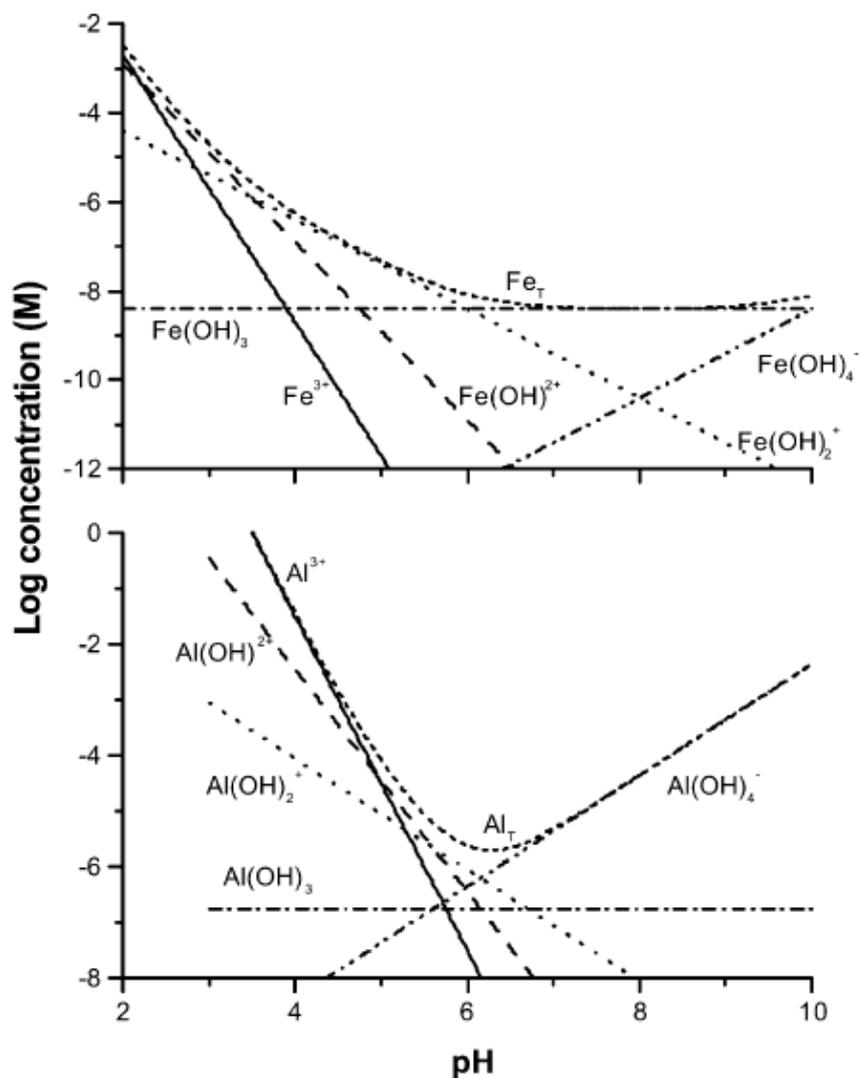
Estas especies metálicas tienen una solubilidad limitada y al estar en contacto con el agua ocurren reacciones de hidrólisis. En función del pH los iones hidroxilo se incluyen con mayor facilidad en la molécula del hidróxido metálico como se muestra en la ecuación 1.16.





**Figura 1.14.** Diagramas de Pourbaix A) Hierro B) Aluminio  
(Vepsäläinen, 2012, pp. 28-29)

Se han determinado los valores de  $pK_a$  de estas reacciones y ha sido posible graficar las concentraciones de estas especies en equilibrio en función del pH para el hierro y aluminio, estos gráficos se presentan en la Figura 3.15 (Duan y Gregory, 2003, pp. 476-477).



**Figura 1.15.** Concentración de las especies de hierro y aluminio en función del pH  
(Vepsäläinen, 2012, p. 20)

Estas especies presentan propiedades para la remoción de los diferentes contaminantes de las aguas residuales, se conoce que especies formadas a pH ácidos, neutros y ligeramente ácidos presentan buenas eficiencias en la remoción de contaminantes. Además por efecto de las ecuaciones 1.10 y 1.12 el pH en el proceso de electrocoagulación incrementa por lo que es indispensable determinar el pH inicial de trabajo y el tiempo de operación para lograr una alta remoción de contaminantes con esta técnica (Cañizares, Jimenez, Matínez, Rodrigo y Sáez, 2009, p. 160; Vandamme, Vieira, Goiris, Foubert, Jan y Muylaert, 2011, p. 2321).

#### **1.2.4.7 Efecto de la temperatura en la electrocoagulación**

La temperatura es otro factor que influye en la eficiencia de la electrocoagulación. Se han realizado experimentos que demuestran la eficiencia de la electrocoagulación aumenta a medida que incrementa la temperatura del líquido en un rango de 2 a 30°C. Esto se debe a que la temperatura ayuda a eliminar la capa de óxido que se crea en los ánodos. A una mayor temperatura de 30°C la eficiencia comienza a disminuir debido a que los complejos formados con la materia coloidal comienzan a descomponerse (Comninellis y Cheng, 2010, pp. 246-247)

### **1.2.5 CARBÓN ACTIVADO**

#### **1.2.5.1 Antecedentes**

El carbón ha sido utilizado como adsorbente de contaminantes desde hace muchos años. El primer uso de carbón documentado data del año 1550 A.C. donde tenía propósitos médicos. Se usó carbón activado como medio filtrante en el siglo XIX. El entendimiento del mecanismo de adsorción del carbón activado se dio durante el siglo XX e inicios del XXI, y se utilizó por primera vez en el tratamiento de aguas para consumo humano en Europa en 1929 (Departament of US Army, 2001, p.11).

#### **1.2.5.2 Producción de carbón activado**

El carbón activado es hecho a partir de material con alto contenido de carbón como el coque (bituminoso o lignítico) o desperdicios agroindustriales (maderas o cuescos), dependiendo del origen de estos se formarán sitios activos dentro de la estructura del carbón que harán que estos tengan mayor selectividad para

la adsorción de diferentes compuestos (Yeganeh, Kaghazchi, y Soleimani, 2006, p.1248).

El proceso de elaboración consta de una carbonización y una activación. En la carbonización la materia prima es secada y calentada a una temperatura de 400 a 600°C en atmosfera reductora, en esta se elimina compuestos volátiles como alquitranes y otros hidrocarburos. La activación es la exposición a un agente activante como vapor de agua que ayuda a desarrollar una gran porosidad interna, aumentando el área superficial (hasta 1 500 m<sup>2</sup>g<sup>-1</sup>) y formando una estructura cristalina reticular de grafito. El carbón activado se comercializa en forma granular (GAC) o en polvo (PAC) (Cameron Carbon, 2006, p. 2).

#### **1.2.5.2.1 Carbón activado granular (GAC)**

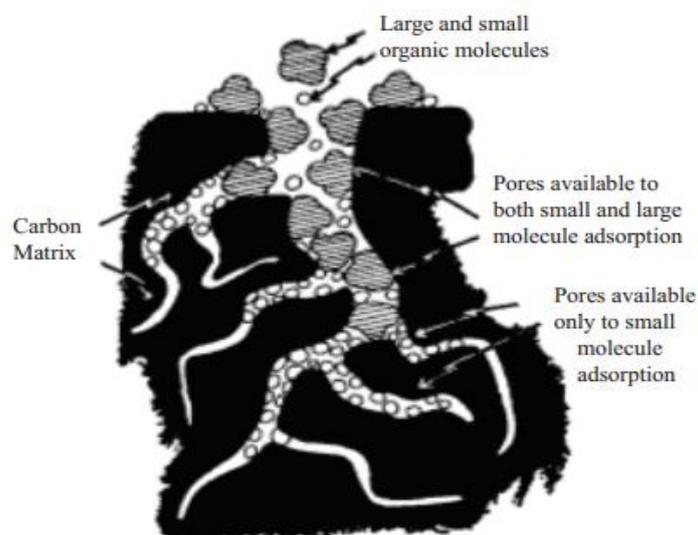
El carbón activado granular se clasifica por su tamaño según las mallas en las que se retenga. Para aplicaciones con líquidos, las granulometrías más usadas son 12×40 y 8×30 por su baja caída presión en filtros y buena relación entre tamaño y área superficial. Mallas como 4×6, 4×8 o 4×10 tiene aplicaciones para gases (American Water Works Association y American Society of Civil Engineers, 2005, p. 543).

#### **1.2.5.2.2 Carbón activado en polvo (PAC)**

La sociedad americana de materiales y ensayos clasifica como PAC a todo carbón activado que tenga un tamaño de partícula menor a malla 80 (0,177mm). Es un carbón fino, se obtiene generalmente moliendo el carbón granular. Este adsorbe en menor tiempo los solutos debido a que la resistencia por difusividad de la especie es mucho menor a la del GAC. Su tamaño genera mucha caída de presión en filtros por lo que se aplica directamente en los tanques de entrada de efluentes, puntos de mezcla rápida o filtros gravitatorios (American Water Works Association et al., 2005, p. 544).

### 1.2.5.3 Adsorción en el carbón Activado

La adsorción es un proceso natural en el cual moléculas que están disueltas en un fluido se adhieren a la superficie del carbón activado. La adsorción ocurre cuando las fuerzas de atracción (Van der Waals) del adsorbente son mayores a las del líquido que contiene las sustancias a adsorber, La estructura porosa del carbón activado se representan en la Figura 1.16 (Coon, 2003, pp. 1-2).



**Figura 1.16.** Estructura porosa dentro del carbón activado  
(Dvorak y Skipton, 2013, p. 3)

El carbón activado al poseer una gran área superficie tiene la capacidad de adsorber moléculas orgánicas que causan olor y sabor a las aguas y no se remueven con tratamientos biológicos. El cloro usado para desinfección y que puede reaccionar formando trihalometanos, también puede ser removido mediante carbón activado. Sin embargo elementos como nitrógeno y fosfatos no son removidos eficientemente con carbón activado (Dvorak et al., 2013, p. 2).

#### 1.2.5.4 Isotermas de adsorción

Las isotermas de adsorción son relaciones que muestran la distribución del material adsorbido en la superficie de un adsorbente (carbón activado) y el material en la fase. Las isotermas son propias de cada tipo de carbón activado y del compuesto a adsorber (Martin, 1990, p.11).

Existen tres isotermas de adsorción que describen el equilibrio de un compuesto entre la fase donde está disuelto y el adsorbente y son:

La ecuación de la isoterma de Langmuir, ecuación 1.17, asume que existen lugares fijos en la superficie de adsorbente, estos sitios son capaces de adsorber una molécula, lo que crea una delgada capa de una molécula de espesor sobre toda la superficie del carbón. También asume que cada sitio activo adsorbe una cantidad igual de adsorbato (Weber, 2003, p. 221).

$$\left(\frac{x}{m}\right) = \frac{aC_f}{1+bC_f} \quad [1.17]$$

Donde:

$xm^{-1}$ : Cantidad adsorbida por peso unitario de adsorbente

x: masa de adsorbato adsorbido (mg)

m: masa de adsorbente (g)

$C_f$ : concentración de adsorbato final en solución ( $mg \cdot L^{-1}$ )

a,b: constantes empíricas

La relación de Brunauer, Emmet y Teller (BET) se presenta en la ecuación 1.18, está también asume que hay lugares fijos en la superficie del adsorbente pero además de esto, que las moléculas se adsorben en más de una capa de moléculas en la superficie del adsorbente. Por esto la ecuación BET asume que hay una energía que mantiene fija en su posición a la primera mono capa de moléculas (Costa, 2005, p. 316).

$$\frac{P}{V(P_o - P)} = \frac{1}{V_m C} + \frac{(C-1)}{V_m \cdot C} \cdot \frac{P}{P_o} \quad [1.18]$$

$$C = e^{\frac{-(-\Delta H_{ads} - \Delta H_{liq})}{RT}} \quad [1.19]$$

Donde:

P: presión de equilibrio (mmHg)

P<sub>o</sub>: presión de saturación del adsorbato (mmHg)

V: volumen total de gas adsorbido (ml)

V<sub>m</sub>: volumen del gas adsorbido en la primera capa (ml)

C: constante BET

ΔH<sub>ads</sub>: Calor de adsorción para la primera capa (J·g<sup>-1</sup>)

ΔH<sub>liq</sub>: Calor de licuefacción (J·g<sup>-1</sup>)

La Isoterma de Freundlich, ecuación 1.20, asume que el adsorbente tiene una superficie heterogénea, compuesta por sitios que tienen diferente capacidad de adsorción. Esta ecuación, como la de Langmuir, asume que cada tipo de estos sitios adsorben moléculas en mono capa. Esta isoterma es la más ampliamente usada (Weber, 2003, p. 221).

$$\log\left(\frac{x}{m}\right) = \log k + \frac{1}{n} \log(C_f) \quad [1.20]$$

Donde:

x·m<sup>-1</sup>: Cantidad adsorbida por peso unitario de adsorbente

x: masa de adsorbato adsorbido (mg)

m: masa de adsorbente (g)

C<sub>f</sub>: concentración de adsorbato final en solución (mg·L<sup>-1</sup>)

k,n: constantes empíricas

### 1.2.5.5 Propiedades del carbón activado que afectan la adsorción

A más de las isotermas de adsorción hay otros parámetros que influyen en un adecuado uso del carbón activado. Estas propiedades se explican en la Tabla 1.2

**Tabla 1.2.** Propiedades del carbón activado que afectan la adsorción

<b>Propiedad</b>	<b>Descripción</b>
Área Superficial	A mayor área superficial habrá mayor adsorción
Tamaño de partícula	La adsorción es inversamente proporcional al tamaño de partícula, a menor tamaño de partícula mayor habilidad de adsorción
Capacidad de adsorción	Se define como la cantidad de un contaminante que puede ser adsorbido en una solución saturada del mismo
Dureza	Especifica la resistencia a la abrasión o atrición bajo condiciones de operación
Densidad aparente	Es la masa de carbón activado por unidad de volumen considerando el volumen de la porosidad
Densidad real	Masa de carbón activado por unidad de volumen sin considerar la porosidad
Tiempo de contacto	Es usado para conocer el tiempo de contacto requerido entre el agua residual y el carbón activado para remover los contaminantes

(Krewery Moona, 2012, pp.16-17)

### 1.2.5.6 Factores de los adsorbatos que afectan la adsorción

De igual forma las propiedades y condiciones de los contaminantes presentes en las aguas residuales mostrados en la Tabla 1.3 determinan que tan efectiva será la adsorción en el carbón activado.

**Tabla 1.3.** Factores de los contaminantes en aguas residuales que afectan la adsorción

<b>Factor agua residual</b>	<b>Descripción</b>
Peso molecular del adsorbato	La estructura molecular es un importante parámetro que influye la adsorción de acuerdo a: <ul style="list-style-type: none"> <li>- Compuestos de cadenas rectas se adsorben menos que compuestos con estructuras ramificadas.</li> <li>- Compuestos no polares y poco solubles son preferencialmente adsorbidos.</li> <li>- Localización y tipo de grupo funcional afecta la capacidad de adsorción.</li> </ul>
Solubilidad	Compuestos hidrofóbicos o hidrofílicos tienen diferentes efectos en la adsorción.

**Tabla 1.3.** Factores de los contaminantes en aguas residuales que afectan la adsorción (continuación)

Ionización	Para el carbón activado, compuestos fuertemente ionizados son pobremente adsorbidos que los no ionizados.
Temperatura	Bajas temperaturas favorecen la adsorción, la adsorción es un proceso exotérmico.
Adsorción de varios compuesto	Las aguas residuales contienen varios compuestos. Estos pueden mejorar, interferir o actuar independientemente según su peso molecular, afinidad a la adsorción o concentración.

(Krewery Moona, 2012, pp.18-19)

## 1.3 CRITERIOS DE DISEÑO DE PLANTAS PARA TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

Es necesario a más de los factores propios de cada proceso para tratar las aguas residuales, determinar otras condiciones operacionales y así lograr una alta eficiencia en remoción de contaminantes, bajos costos de operación y alargar el tiempo de vida de los equipos. A continuación se describe algunos criterios para la operación de ciertos equipos usados en plantas de tratamiento de aguas residuales.

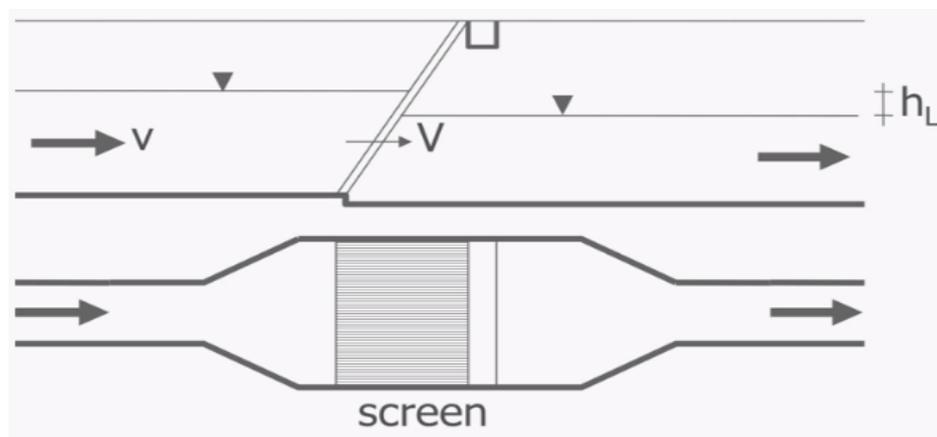
### 1.3.1 CRIBADO

Para prevenir el daño de bombas, taponamiento de tuberías o daño de los controladores de los equipos por materiales gruesos, se utiliza cribas al inicio de un sistema de tratamiento de aguas (Crites y Tchobanoglous, 1998, p. 41).

Las cribas consisten en un número de barras paralelas con un espacio entre ellas que varía de 50 a 100 mm para un cribado grueso y de 3 a 20 mm para un cribado fino. Mientras más reducida es la distancia entre las barras con mayor facilidad se tapaná la criba. Las cribas tienen que estar en lugares accesibles para la limpieza y mantenimiento de las mismas. El material recolectado tiene que ser retirado manualmente o por dispositivos automatizados periódicamente (Crites y Tchobanoglous, 1998, pp. 42-44).

La velocidad hidráulica de operación recomendada varía entre 0,4 y 0,9  $\text{ms}^{-1}$ , esto para evitar que en el tanque donde se da el cribado haya sedimentación y que los escombros pasen la criba forzosamente. Se recomienda un ángulo de inclinación de  $75^\circ$  (Van Lier, 2013, pp. 2-4).

En los sistemas de cribado la pérdida de carga a través de la rejillas no debe ser mayor a 150 mm, ya que esto podría causar el paso de sólidos a los posteriores proceso o inundamiento. La pérdida de carga se ilustra con la Figura 1.17 y se la puede calcular mediante la ecuación 1.21 mostrada a continuación (Van Lier, 2013, pp. 3-4).



**Figura 1.17.** Ilustración de la pérdida de carga a través de una criba (Van Lier, 2013, p.3)

$$h_l = \frac{1}{c} \left( \frac{V^2 - v^2}{2g} \right) \quad [1.21]$$

Donde:

$h_l$ : Pérdida de carga a través de la criba (m)

$V$ : velocidad a través de la criba ( $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ )

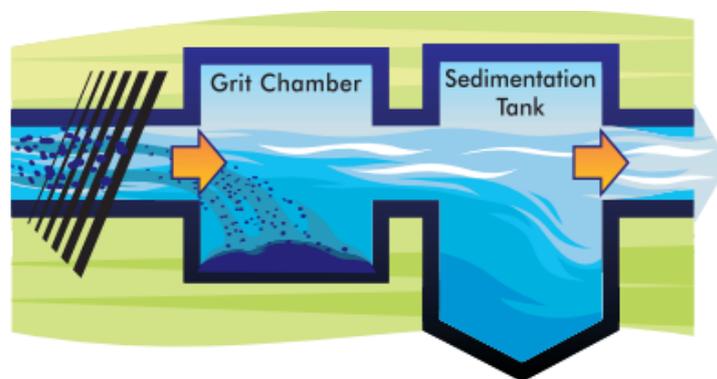
$v$ : velocidad hidráulica media ( $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ )

$g$ : gravedad ( $9,8 \text{ m}\cdot\text{s}^{-2}$ )

$C$ : coeficiente de fricción, 0,7 criba limpia, 0,6 criba sucia

### 1.3.2 TRAMPAS DE ARENA

Los trampas o cámaras de arena se colocan después de las cribas, en estas se retiene partículas gruesas fáciles de sedimentar que no se separaron en las cribas. Estas cámaras además de remover parte del material suspendido permiten acondicionar el flujo de entrada para el siguiente proceso, que comúnmente es la sedimentación. En los tanques de sedimentación se da la sedimentación de partículas más finas por lo que estos son de capacidades mayores. Se representa un sistema de criba, cámara de arena y tanque de sedimentación en la Figura 1.18 (EPA, 2004, p. 12).



**Figura 1.18.** Sistema de cribado, cámara de arena y tanque de sedimentación para tratamiento de aguas residuales  
(EPA, 2004, p. 12)

### 1.3.3 TANQUES DE SEDIMENTACIÓN

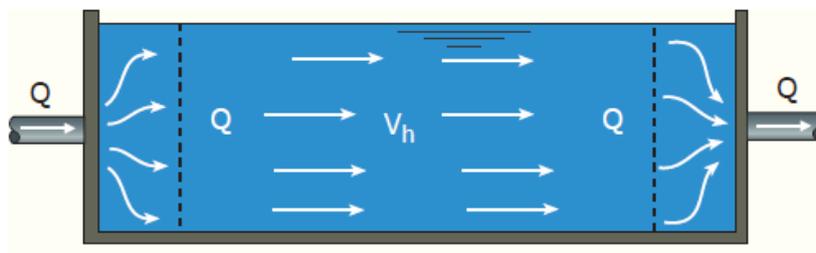
En los tanques de sedimentación se puede remover entre el 50 y 70 por ciento de los sólidos suspendidos. Estos son construidos de forma circular o rectangular según la disposición de espacio físico (Nazaroff y Alvarez, 2006, p. 5).

Además de los factores presentados en la sección 1.2.1.2 hay otros factores que influyen en la sedimentación como la composición y la concentración de

los compuestos del agua residual, a mayor concentración, mayor la eficiencia en la sedimentación.

### 1.3.3.1 Distribución del flujo en tanques de sedimentación

Un flujo turbulento en los tanques de sedimentación disminuye su capacidad de decantar los materiales suspendidos. A diferencia de las cribas, donde se opera con velocidades altas, en los tanques de sedimentación la velocidad hidráulica se tiene que reducir por lo menos en un factor de 10. Para lograr operar adecuadamente se requiere trabajar con un flujo laminar, lo cual se logra distribuyendo lo mejor posible el flujo a la entrada y salida del tanque como se muestra en la Figura 1.19. Esto ayuda que exista una buena disipación de la energía con la que entra el líquido al tanque (TU-Delft, 2004, pp. 63-64).



**Figura 1.19.** Distribución del flujo laminar en un tanque  
(TU-Delft, 2004, p.63)

Para crear flujos hidráulicos estables se debe tomar en cuenta el número adimensional de Froude que se presenta en la ecuación 1.22 que delimita la resistencia de perturbaciones en el flujo y debe ser mayor que  $10^{-5}$  (Aguirre, Olivero y Moncada, 2003, p. 428).

$$Fr = \frac{v}{\sqrt{gL^*}} \quad [1.22]$$

Donde:

- Fr: número de Froude  
 v: velocidad del agua ( $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ )  
 g: gravedad ( $\text{m}\cdot\text{s}^{-2}$ )  
 L\*: longitud característica (m)

El número de Froude puede ser expresado dimensionalmente para tanques rectangulares y circulares, ecuaciones 1.23 y 1.24, y para que el número de Froude sea mayor a  $10^{-5}$  los tanques rectangulares deben ser estrechos y largos mientras que los circulares deben ser de grandes diámetros. Para tanques excesivamente grandes el factor climático puede afectar el buen funcionamiento del mismo (Johnson, Ratnayaka y Brandt, 2009, p. 289).

$$Fr = \frac{v^2 L^2 (W+2H)}{g WH^3} \quad [1.23]$$

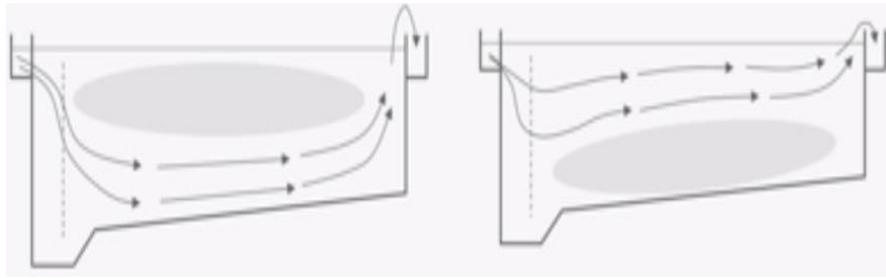
$$Fr = \frac{v^2 D^4}{g 64H^5} \quad [1.24]$$

Donde:

- L: largo del sedimentador (m)  
 W: ancho del sedimentador (m)  
 H: altura del sedimentador (m)

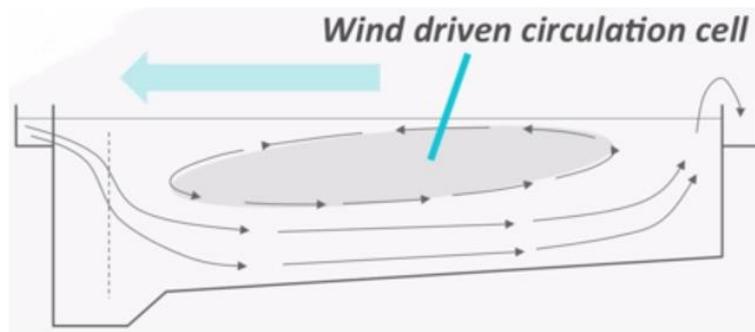
### 1.3.3.2 Efectos del clima en tanques de sedimentación

El sol del día puede causar que haya diferentes temperaturas en un tanque de sedimentación lo que influye en el desempeño del mismo. A mayor temperatura la viscosidad de un líquido disminuye, lo que aumenta el número de Reynolds, genera turbulencia y disminuye la eficiencia. Los rayos del sol también pueden causar que haya zonas en la que el agua tenga diferentes densidades como se muestra en la Figura 1.20. Esto puede causar que materiales más ligeros sedimentables salgan del tanque sin ser removidos (Van Lier, 2013, pp. 3-5).



**Figura 1.20.** Efectos en el flujo de zonas con diferentes densidades en tanques de sedimentación  
(Van Lier, 2013, p. 4)

En la Figura 1.21 se muestra como el viento puede causar perturbaciones en el flujo de un tanque. El viento forma células donde el agua circula en el mismo tanque reduciendo el volumen tratado de agua (Van Lier, 2013, p. 4).



**Figura 1.21.** Efectos en el flujo por el viento en tanques de sedimentación  
(Van Lier, 2013, p.4)

### 1.3.4 REACTORES PARA ELECTROCOAGULACIÓN

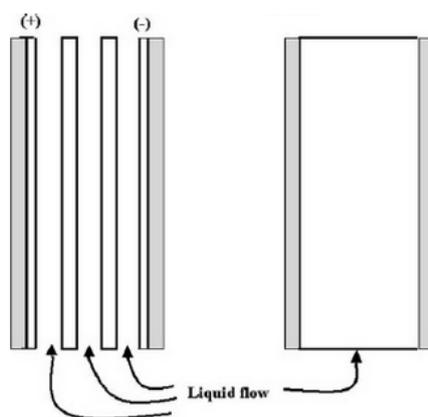
Para tener una buena eficiencia en un reactor para electrocoagulación se debe tratar de minimizar la caída de voltaje entre los electrodos, la nucleación en los electrodos por los gases generados y la resistencia a la transferencia de masa creada por las reacciones en las cercanías de los electrodos. Estos factores se pueden variar en función de la dirección que se le dé al flujo en el reactor (Martínez, 2007, p. 30; Paul, 1996, p. 285).

También se tiene diferentes ventajas al operar un reactor dependiendo si la conexión entre los electrodos es monopolar o bipolar, además de influir en el costo de construcción (Paul, 1996, p. 286).

### 1.3.4.1 Dirección del flujo en el reactor

#### 1.3.4.1.1 Reactor de placas verticales con flujo ascendente

En la Figura 1.22 se muestra un reactor de placas verticales con flujo ascendente. En este tipo de reactor, los electrodos se colocan en un contenedor de un material aislante que es más largo que ancho. El reactor puede ser cerrado o abierto en la parte superior, en el caso de ser abierto los contactos de los electrodos van sobre el nivel del líquido. Si es cerrado los contactos tienen que ser sumergidos y aislados para evitar que se erosionen rápidamente. Estos aislamientos en los reactores cerrados hacen que su construcción sea más costosa (Paul, 1996, p. 288).



**Figura 1.22.** Esquema de un reactor de placas verticales con flujo ascendente  
(Mohammad et al., 2004, p. 205)

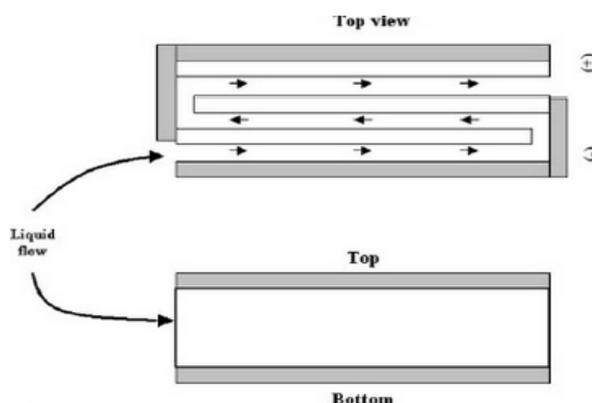
Este tipo de reactor además utiliza placas de diferentes espesores para llenar el cilindro contenedor para que haya una misma distancia entre electrodos, los espesores de los electrodos van de  $\frac{1}{8}$  a  $\frac{1}{4}$  de pulgada. Las placas de menor grosor se consumen más rápido causando una erosión desigual de los

electrodos. El flujo ascendente permite direccionar las burbujas formadas con el agua evitando la nucleación de los electrodos. Las conexiones y el montaje de electrodos son normalmente por soldadura (Bard y Faulkner, 2001, p.306).

Reactores contruidos con una relación mínima de altura/largo de 2 tienen un mayor grado de eficiencia que otros reactores verticales con relaciones menores. Esto también permite que la operación y mantenimiento del reactor se facilite además de permitirle trabajar en un rango de caudales manteniendo su eficiencia (Bard y Faulkner, 2001, p. 306).

#### 1.3.4.1.4 Reactor de placas horizontales largo con flujo horizontal.

En la Figura 1.23 se presenta este tipo de reactor. Los reactores largos utilizan placas colocadas verticalmente o acostadas, pero conservan el flujo en dirección horizontal. Las placas se colocan en ranuras que constan dentro del reactor que es rectangular construido de un material aislante. Cuando las placas se disponen acostadas, las burbujas se elevan y causan una resistencia para la conducción de corriente en el electrodo superior. El oxígeno generado provoca que los electrodos se corroan más rápido, esto puede causar una nucleación rápida de los electrodos. Sólidos que no fueron retenidos en un proceso previo a la electrocoagulación puede acumularse en el reactor y causar cortocircuito entre los electrodos (Kaselco, 2013, pp.1-3).

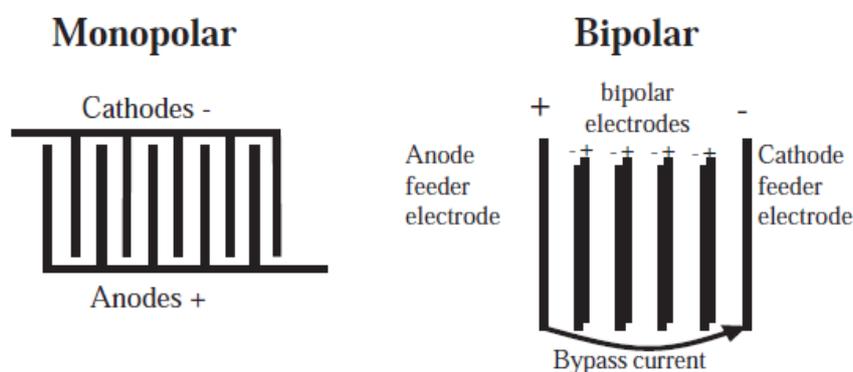


**Figura 1.23.** Esquema de un reactor de placas horizontales largo con flujo horizontal (Mohammad et al., 2004, p. 205)

Cuando los electrodos se colocan verticalmente las burbujas flotan a la parte superior entre los electrodos, y los flóculos sedimentados van a la parte inferior del reactor. Esto hace que solo la parte central de los electrodos sea generadora de las especies metálicas que ayudan a la remoción de contaminantes (Kaselco, 2013, p. 5).

### 1.3.4.2 Tipo de conexión entre los electrodos

La manera en que se conecten los electrodos puede ser beneficiosa para la construcción de las celdas, sin embargo dependiendo de las características del efluente y las condiciones de operación se deberá usar uno u otro tipo de conexión. El tipo de conexión puede ser monopolar o bipolar como se muestran en la Figura 1.24.



**Figura 1.24.** Conexión monopolar (izquierda) y bipolar (derecha) de los electrodos en un reactor para electrocoagulación  
(Jiang et al., 2002, p. 4066)

### 1.3.5 FILTROS DE CARBÓN ACTIVADO

Los filtros de carbón activado son columnas generalmente construidas con acero. Dentro de esta se coloca el carbón activado. Los filtros pueden operar continua o semicontinua. Se trabaja más ampliamente con sistemas

discontinuos debido a las facilidades que presenta al momento de retrolavar el carbón activado o cargar carbón activado fresco (Martínez, 2010, p.125).

El flujo del agua puede ser ascendente o descendente. El flujo descendente permite tratar grandes cantidades de líquidos usando un carbón que tenga un diámetro entre 0,4 y 2,5 mm para que no se genere una gran caída de presión. Con flujo ascendente no se puede trabajar con velocidades de flujo altas ya que el carbón activado puede ser arrastrado y fluidizarse en el filtro además de generarse finos por el choque entre el carbón. Algunos criterios de diseño para filtros de lecho empacado se presentan en la Tabla 1.4 (Lu, Liu, Li y Biney, 2013, p. 3).

**Tabla 1.4.** Parámetros de diseño para filtros de lecho empacado

<b>Factor de diseño</b>	<b>Unidad</b>	<b>Intervalo</b>
Material filtrante	-	Carbón activado
Tamaño efectivo, $d_{10}$	mm	0,25-0,75
Coefficiente de uniformidad $d_{60}/d_{10}$	-	2-4
Profundidad	cm	45-100
Carga hidráulica	$L \cdot m^{-2} \cdot dia^{-1}$	40-60
Carga orgánica	$kg \cdot m^{-2} \cdot dia^{-1}$	0,005-0,010
Diámetro orificios drenaje	mm	3-6

(Crites y Tchobanoglous, 1998, p. 184)

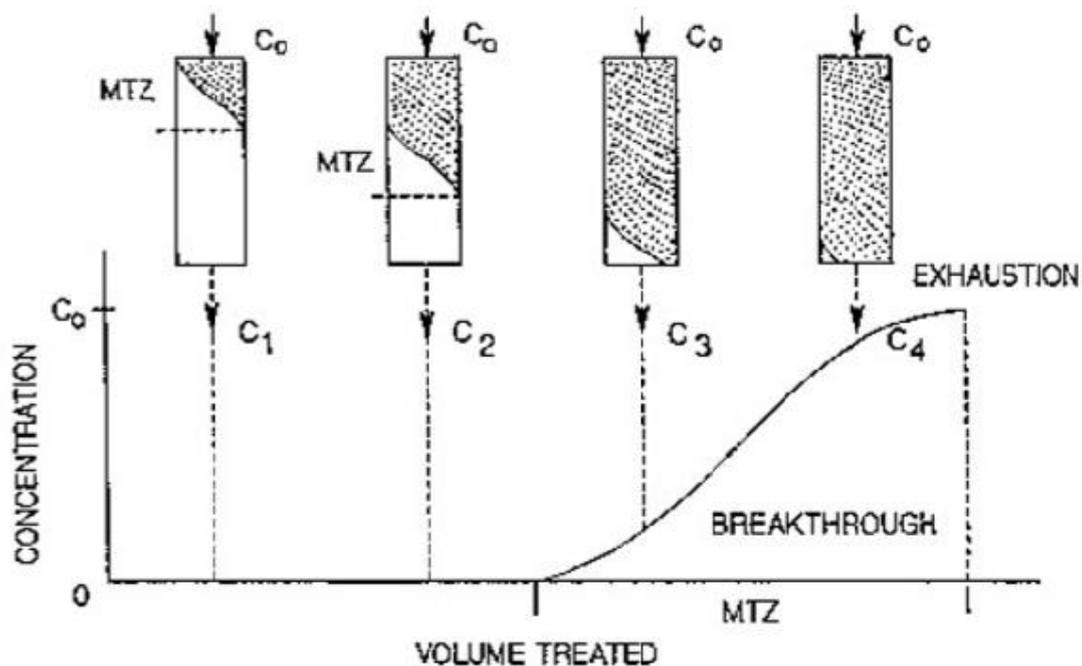
### 1.3.5.1 Distribución de flujo en los filtros

El sistema de distribución más empleado en los filtros con flujo descendente es mediante tuberías perforadas con múltiples orificios. Se recomienda que la diferencia de flujo entre los orificios no supere el 10%, para lo cual hay que hacer evaluaciones para verificar la uniformidad del flujo. Se prefiere colocar las tuberías con los orificios hacia arriba y protegidos con pequeñas tapas para prevenir taponamientos en los agujeros. Además cada 4 agujeros colocar una hacia abajo para evacuar el agua que queda en la tubería después de un ciclo de trabajo (Crites y Tchobanoglous, 1998, pp. 185-186).

### 1.3.5.2 Curva de ruptura

La determinación de la curva de ruptura para filtros de lecho fijo se la hace mediante un gráfico, que tienen una forma de S, que relaciona la concentración del adsorbato en el efluente versus el tiempo o el volumen de tratamiento. La curva de ruptura permite determinar el punto de ruptura el cual indica la concentración de equilibrio entre efluente y el adsorbente o el tiempo en el que el carbón activado se ha saturado (Martínez, 2007, p. 216).

Al realizar la curva de ruptura la sustancia a adsorber se va distribuyendo en el carbón activado que está en la parte superior. El carbón se va saturando y la zona de adsorción, conocida como la zona de transferencia de masa ZTM, se mueve hacia abajo por la adsorción de los adsorbatos del efluente. Se ilustra una curva de ruptura en la Figura 1.25 (Martínez, 2007, p. 217).

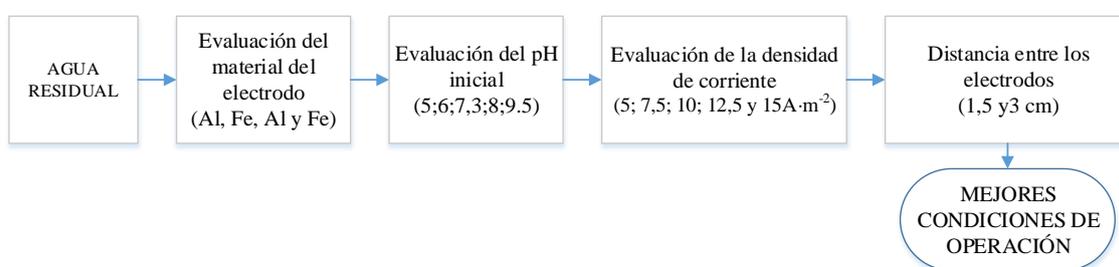


**Figura 1.25.** Esquema de una curva de ruptura de adsorción (Martínez, 2010, p. 127)

## 2. METODOLOGÍA EXPERIMENTAL

El presente trabajo tiene como objetivo diseñar una planta de tratamiento de aguas residuales para un centro comercial mediante electrocoagulación y filtros de carbón activado.

Para lograr este objeto se realizó muestreos del agua residual con la que se determinó las condiciones de operación para la electrocoagulación y los filtros de carbón activado siguiendo las metodologías experimentales mostradas en las Figuras 2.1 y 2.2 respectivamente.



**Figura 2.1.** Metodología experimental para la electrocoagulación



**Figura 2.2.** Metodología experimental para la adsorción en carbón activado

Determinadas las mejores condiciones se prosiguió al diseño de la planta y haciendo una evaluación económica de la misma. La metodología más detallada se presenta a continuación.

## 2.1 CARACTERIZACIÓN QUÍMICA Y FÍSICA DE LAS AGUAS RESIDUALES

A continuación se presenta el trabajo que se realizó para la toma de muestras y la caracterización de las aguas residuales utilizadas para el desarrollo de este trabajo.

### 2.1.1 MUESTREO DE LAS AGUAS RESIDUALES

Se realizaron muestreos de las aguas residuales en el punto de descarga que se presenta en la Figura 2.3. Se tomó las medidas de seguridad necesarias para la toma de muestras como el uso de mascarilla, botas y guantes para evitar el contacto directo con las aguas residuales. Se tuvo en consideración la norma NTE INEN 2 169:98 para la conservación y el transporte de las muestras hasta el laboratorio.



**Figura 2.3.** Ubicación geográfica del sitio de muestreo de las aguas residuales

Para obtener una muestra representativa que asegure resultados promedios del caudal global de las aguas residuales, se realizó una muestra compuesta de las aguas residuales para lo cual se tomó una muestra en el punto de descarga de los efluentes del centro comercial cada 20 minutos de 11h00 a 15h00 con la ayuda de un balde de 30 litros y a la vez se cronometra el tiempo en que el balde se llenó para tener una medida del caudal en cada toma de muestra.

Posteriormente se mezcló porciones al caudal instantáneo de cada muestra simple en un recipiente de 100 litros como sugiere Romero (2000) y así obtener una muestra compuesta de las aguas residuales. Se identificó la muestra con la hora y fecha de muestreo y punto de toma de la muestra. El cálculo de las cantidades de las muestras simples para formar la muestra compuesta se presenta con detalle en el Anexo III (p. 23).

### **2.1.2 CARACTERIZACIÓN QUÍMICA Y FÍSICA DE LAS DE LAS AGUAS RESIDUALES**

Se realizaron análisis de DQO mediante el procedimiento APHA 5220 D, DBO<sub>5</sub> con el procedimiento APHA 5210 B, sólidos suspendidos con el procedimiento APHA 2540 D y aceites y grasas según mediante el procedimiento APHA 5520 B para la conocer las concentraciones iniciales de los parámetros mencionados.

El procedimiento experimental para determinar estos parámetros se explican en el Anexo IV.

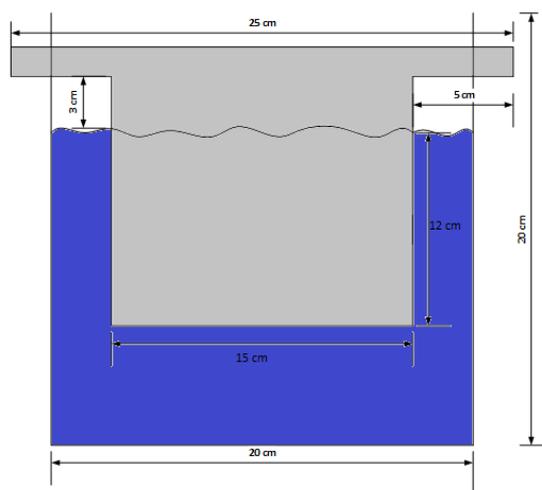
La medición de estos parámetros se realizó en los laboratorios del Centro de Investigaciones y Control Ambiental (CICAM) de la Escuela Politécnica Nacional, se envió a analizar 3 muestras tomadas diferentes días de muestreo para el análisis de estos parámetros.

## 2.2 EVALUACIÓN DEL EFECTO DE LOS PARÁMETROS DE LA ELECTROCOAGULACIÓN

Se realizó pruebas de electrocoagulación para encontrar las condiciones en las que se logra las mejores remociones de los contaminantes variando parámetros como el material del electrodo, pH inicial, densidad de corriente y distancia entre los electrodos. Se evalúa además el pH por el cambio que este presenta por las reacciones ocurridas como se menciona en la sección 1.2.4.6. Se describe el procedimiento experimental seguido a continuación.

### 2.2.1 PROCEDIMIENTO PARA LA EVALUACIÓN DEL MATERIAL DE LOS ELECTRODOS EN LOS ENSAYOS DE ELECTROCOAGULACIÓN

Se colocó 9 litros de agua residual (pH inicial 7,3) en una celda rectangular de acrílico con capacidad de 12 L (30×20×20 cm) y se colocó 8 electrodos de aluminio previamente pesados, se mantuvo una distancia de 3 cm entre los electrodos. Con los electrodos sumergidos en la celda se logra un área mojada de 0,168 m<sup>2</sup>, se presenta en la Figura 2.4 una vista lateral de un electrodo sumergido en la celda.

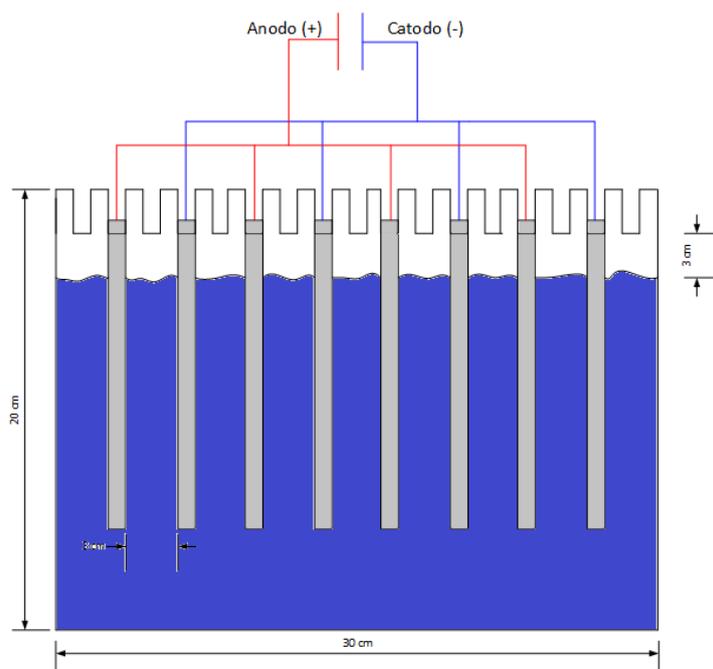


**Figura 2.4.** Esquema de un electrodo en la celda de electrocoagulación usada

Luego los electrodos se conectaron a una fuente de corriente continua marca ELECTROCOMERCIAL. Se conectó 4 electrodos en al polo positivo (ánodos) y 4 en el polo negativo (cátodos) como se ilustra en la Figura 2.5 y se reguló la corriente hasta lograr una densidad de corriente de  $10 \text{ A}\cdot\text{m}^{-2}$ .

Una vez encendida la fuente se midió el voltaje de la fuente y el amperaje de cada electrodo con la ayuda de un Multímetro marca SEDCO MAS830B.

Además se tomó muestras del agua residual cada 15 minutos para cuantificar la concentración de DQO y solidos suspendidos con la ayuda del espectrómetro HACH DR 2800 durante 1 hora de experimento. Para la toma de cada muestra se apagó la fuente para que las burbujas generadas no interfieran en la toma de muestra. Se tomó con una pipeta 30 mL del agua en tratamiento de un mismo punto en la celda y se colocó en frascos de vidrio. Se tapó y rotuló los frascos para su posterior análisis. Se repuso 30 mL de agua residual fresca para mantener el nivel y el área mojada constante en la celda. El pH también se registró cada 15 minutos con el fin de evaluar su cambio en el transcurso de la experimentación.



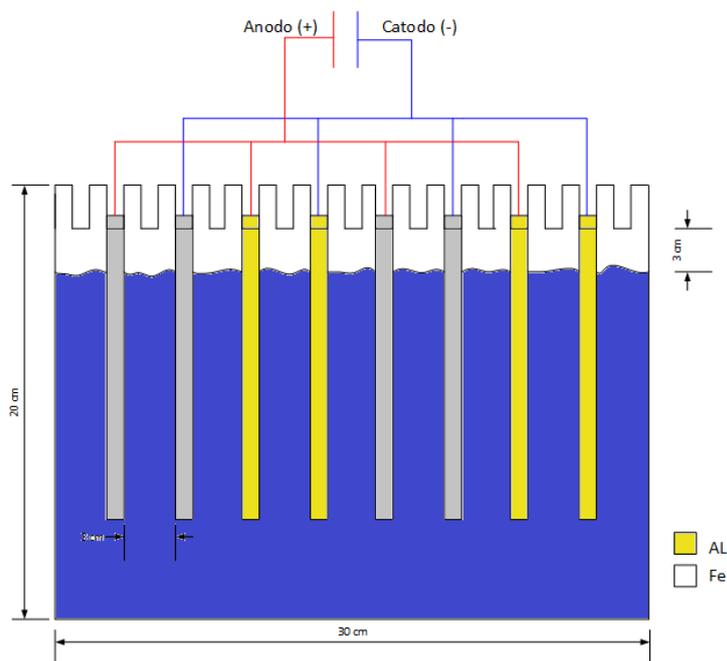
**Figura 2.5.** Esquema del reactor de electrocoagulación

Terminada la hora del ensayo se apagó la fuente y se separó los lodos generados utilizando una espátula y una bandeja de aluminio. Se pesaron y secaron en una mufla a 110°C por una hora. Se pesaron los electrodos después del ensayo.

Se repitió el procedimiento anterior utilizando electrodos de hierro y utilizando electrodos de aluminio y hierro con una configuración como la que se muestra en la Figura 2.6. Las condiciones iniciales de estos experimentos se muestran en la Tabla 2.1

**Tabla 2.1.** Ensayos realizados para la evaluación del material del electrodo

Ensayo	Material electrodos	pH inicial	Densidad de corriente ( $A \cdot m^{-2}$ )	Distancia entre electrodos (cm)
1	Aluminio	7,3	10	3
2	Hierro	7,3	10	3
3	Aluminio y hierro	7,3	10	3



**Figura 2.6.** Esquema del reactor de electrocoagulación con electrodos de aluminio y hierro

## 2.2.2 PROCEDIMIENTO PARA LA EVALUACIÓN DEL POTENCIAL DE HIDROGENO INICIAL EN LOS ENSAYOS DE ELECTROCOAGULACIÓN

Para evaluar el efecto del pH inicial se preparó una solución de ácido clorhídrico al 5% y se añadió gota a gota y agitando a 9 litros del agua residual colocados en la celda con 8 electrodos de hierro y aluminio y una distancia entre electrodos de 3 cm como se muestra en la Figura 2.6 hasta que se llegó un pH de 5.

Luego se prendió la celda y se regulo hasta una densidad de corriente de  $10 \text{ A}\cdot\text{m}^{-2}$  y cada 15 minutos por una hora se registró el voltaje, amperaje, pH y conductividad además de tomar una muestra para la cuantificación de DQO y solidos suspendidos con el equipo HACH DR 2800.

Los lodos generados se recogieron en una bandeja, fueron pesados y secados como en la sección 2.2.1 para luego poder dimensionar el tanque decantador para la disposición de los lodos en el diseño de la planta. Los electrodos también fueron pesados para poder determinar la eficiencia de corriente en el proceso de electrocoagulación.

Esta experimentación se repitió con un pH inicial de 6. Con la ayuda de una solución de NaOH 5% se realizó también ensayos con un pH inicial de 8,0 y 9,5. En la Tabla 2.2 se presenta las condiciones de los experimentos realizados para la evaluación del pH inicial y su cambio en la electrocoagulación.

**Tabla 2.2.** Ensayos realizados para la evaluación del pH

Ensayo	Material electrodos	pH inicial	Densidad de corriente ( $\text{A}\cdot\text{m}^{-2}$ )	Distancia entre electrodos (cm)
4	Aluminio y hierro	5,0	10	3
5	Aluminio y hierro	6,0	10	3
6	Aluminio y hierro	8,0	10	3
7	Aluminio y hierro	9,5	10	3

### 2.2.3 PROCEDIMIENTO PARA LA EVALUACIÓN DE LA DENSIDAD DE CORRIENTE EN LOS ENSAYOS DE ELECTROCOAGULACIÓN

Para evaluar la densidad de corriente que presenta mejor remoción de los contaminantes se colocó 9 L del agua residual con pH natural de las aguas (7,3) en la celda y se conectó la celda con la configuración que se muestra en la figura 2.6. Se encendió la fuente y se regulo el amperaje hasta llegar a tener una densidad de corriente de  $7,5 \text{ A}\cdot\text{m}^{-2}$ .

Se registró las variables medidas en las experimentaciones anteriores de electrocoagulación al igual que los pesos de los electrodos y lodos generados. Se realizó otro ensayo con  $12,5 \text{ A}\cdot\text{m}^{-2}$ , Los ensayos realizados se muestran en la Tabla 2.3.

**Tabla 2.3.** Ensayos realizados para la evaluación de la densidad de corriente

Ensayo	Material electrodos	pH inicial	Densidad de corriente ( $\text{A}\cdot\text{m}^{-2}$ )	Distancia entre electrodos (cm)
8	Aluminio y hierro	7,3	7,5	3
9	Aluminio y hierro	7,3	12,5	3

### 2.2.4 PROCEDIMIENTO PARA LA EVALUACIÓN DE LA DISTANCIA ENTRE ELECTRODOS EN LA ELECTROCOAGULACIÓN

Se realizó ensayos con 9 L de agua residual y electrodos de aluminio y hierro como se muestra en la figura 2.6 ajustando el amperaje de la fuente hasta lograr una densidad de corriente de  $12,5 \text{ A}\cdot\text{m}^{-2}$ . Los ensayos con una separación de electrodos de 1,5 cm y 3 cm se presentan en la Tabla 2.4

**Tabla 2.4.** Ensayo realizado para la evaluación de la distancia entre electrodos

Ensayo	Material electrodos	pH	Densidad de corriente ( $\text{A}\cdot\text{m}^{-2}$ )	Distancia entre electrodos (cm)
10	Aluminio y hierro	7,3	12,5	1,5
11	Aluminio y hierro	7,3	12,5	3,0

De igual forma que los ensayos anteriores se registró el voltaje, amperaje, pH y conductividad cada 15 minutos durante 1 hora. Además de tomar una muestra para la cuantificación de la DQO y sólidos suspendidos. Se pesó los electrodos y los lodos generados por la electrocoagulación.

Del mejor ensayo de electrocoagulación se envió una muestra al laboratorio del Centro de Investigaciones y Control Ambiental (CICAM) de la Escuela Politécnica Nacional, para el análisis de la DBO<sub>5</sub>.

## **2.3 EVALUACIÓN DEL PROCESO DE ADSORCIÓN EN CARBÓN ACTIVADO**

Para complementar el tratamiento de electrocoagulación se realizó un proceso de adsorción activado como tratamiento final el cual permitió una disminución de los contaminantes presentes en cantidades permitidas por las normativas para su descarga. Se realizó una caracterización de los carbones activados a usar y se determinó la isoterma de adsorción de los carbones activados para la remoción de DQO y sólidos suspendidos. Posteriormente mediante las curvas de ruptura se determinó el tiempo de saturación para una cantidad determinada de carbón activado. Se detalla la experimentación la continuación.

### **2.3.1 CARACTERIZACIÓN FÍSICA DEL CARBÓN ACTIVADO**

Se realizó la determinación del índice de lodo y de la densidad aparente de 2 tipos de carbón activado malla 8×20 provenientes de diferentes marcas comerciales. Se denominaron como A y B a cada carbón activado. El procedimiento experimental para la determinación del Índice de lodo y la densidad aparente se muestra en el anexo V.

Para la determinación del índice de yodo de los dos carbones de diferentes casas comerciales se utilizó la norma NTE INEN 1 988:94 (1995c). Este parámetro nos da un índice del área superficial del carbón activado

Para determinar la densidad aparente de los carbones activados se utilizó la norma NTE INEN 1 986:94 (1995c) para el dimensionamiento de los filtros de carbón activada en el diseño de la planta de tratamiento de las aguas residuales.

### **2.3.2 PROCEDIMIENTO PARA LA CONSTRUCCIÓN DE LAS ISOTERMAS DE ADSORCIÓN CON CARBÓN ACTIVADO**

Para la construcción de las isothermas se colocó 100 mL de agua pretratada por electrocoagulación en 6 vasos de precipitación de 250 mL. En estos se añadió diferentes cantidades de carbón activado (0,01;0,1; 1; 5 y 10 g). Los vasos de precipitación se colocaron sobre una plancha de calentamiento y agitación marca Labtech y se puso en agitación durante 24 horas. Transcurrido este tiempo se filtró el carbón activado de cada vaso de precipitación con la ayuda de embudos de vidrio y papel filtro. El filtrado se guardó en frascos de vidrio para poder cuantificar la cantidad de sólidos suspendidos con el espectrómetro HACH DR 2800.

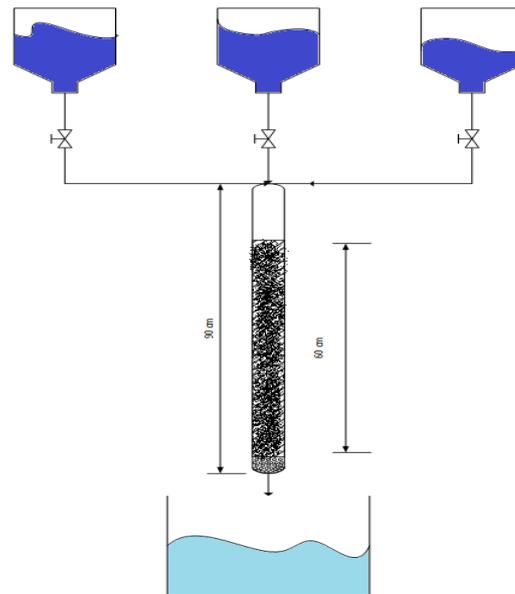
Este procedimiento se realizó con los carbones activados A y B granular malla 8x20. Con los datos obtenidos de cada muestra se construyó las isothermas de adsorción graficando los mg de sólidos suspendidos adsorbidos por cada gramo de carbón activado versus la concentración de sólidos suspendidos en escala logarítmica.

### **2.3.3 PROCEDIMIENTO PARA LA CONSTRUCCIÓN DE LAS CURVAS DE RUPTURA EN COLUMNAS DE CARBÓN ACTIVADO**

Para la construcción de la curva de ruptura se necesitó de una columna de vidrio para filtrar el agua pretratada con electrocoagulación para determinar así el tiempo en el que la capacidad de adsorción del carbón se agota. Para determinar esto en una columna de vidrio marca Scientificglass de 90 cm de longitud y 5 cm de diámetro, se colocó una capa de grava de 4,5 cm que sirve como soporte del lecho de carbón activado, luego se colocó carbón activado granular que mejor resultado arrojó de las isotermas de adsorción hasta obtener una altura de 60 cm (aproximadamente 608 g). Para tener una buena distribución del flujo en el lecho de carbón se recortó un pedazo de tela jean y se colocó sobre el lecho.

Sobre la columna se colocaron recipientes que contienen el agua pretratada por electrocoagulación. El agua ingresa a la columna por gravedad a través de mangueras plásticas y se regula el flujo de entrada con una válvula de plástico. Se realizó este ensayo con 2 caudales que permitieron mantener el lecho de carbón activado completamente inundado y parcialmente inundado ( $0,160$  y  $0,137$  L·min<sup>-1</sup>) esto para simular el modo de operación que debería tener los filtros en la planta de tratamiento. Un esquema del equipo usado se presenta en la Figura 2.7.

Periódicamente se tomó una muestra del agua filtrada para cuantificar la cantidad de sólidos removidos con la ayuda del espectrofotómetro HACH DR 2800 hasta que la concentración de los sólidos suspendidos sea la misma que la de entrada en la columna. En este momento se conoce que el carbón activado se ha saturado. Con estos datos se procede a construir la curva de ruptura graficando la concentración inicial del agua residual pretratada dividida para la concentración del agua que sale de la columna a los diferentes tiempos tomados versus el tiempo de la experimentación.



**Figura 2.7.** Esquema de la columna de carbón activado para la construcción de la curva de ruptura.

Se repitió el ensayo utilizando el mismo carbón utilizado al que se le dio un tratamiento de regeneración. El tratamiento consistió en tomar el carbón activado saturado y colocarlo en una bandeja de aluminio. Se añadió agua a la bandeja hasta que el carbón quedo completamente mojado. Luego se introdujo en la estufa a 110°C durante un día para que toda el agua se evapore. Se comparó la curva de ruptura con la primera curva realizada.

## 2.4 DIMENSIONAMIENTO DE EQUIPOS

Con la información recolectada de la experimentación anterior se realizó el diseño de los equipos principales y complementarios que forman parte del diseño de la planta de tratamiento de aguas.

### 2.4.1 DISEÑO DEL CANAL PARA EL CRIBADO

El ancho del canal y la velocidad del líquido después del cribado y el número de orificios en la criba se calcularon con las ecuaciones 2.1 y 2.2 y 2.3 respectivamente. Además se verifico que no se sobrepase una pérdida de carga mayor a 150 mm en las rejillas con la ecuación 1.19.

$$Ac = \frac{Q}{V \times Pm} \left( \frac{db+eb}{eb} \right) \quad [2.1]$$

$$v = \frac{V}{\left( \frac{db+eb}{eb} \right)} \quad [2.2]$$

$$N = \frac{An}{eb \times Hc} \quad [2.3]$$

Donde:

Ac: área del canal (cm)

Q: flujo ( $L \cdot s^{-1}$ )

V: velocidad lineal del líquido ( $cm \cdot s^{-1}$ )

v: velocidad límite permisible para evitar sedimentación ( $0,6 \text{ cm} \cdot s^{-1}$ )

Pm: correlación de longitud e inclinación del canal (concreto  $Pm=25,1$ )

db: diámetro de barras de la criba (cm)

eb: espaciado entre las barras (cm)

Hc: altura del canal (cm)

An: área libre de la criba ( $cm^2$ )

N: número de orificios de la criba

## 2.4.2 DIMENSIONAMIENTO DEL REACTOR PARA LA ELECOTROCOAGULACIÓN

Se determinó la constante cinética con el tiempo que correspondió al máximo porcentaje de remoción de los contaminantes utilizando la ecuación 2.4 para un reactor batch.

$$\frac{t}{C_{Ao}} = \frac{1}{kC_{Ao}} \int_0^x \frac{dx}{(1-x)} \quad [2.4]$$

Donde:

- t: tiempo necesario para la remoción de los contaminantes (h)
- $C_{Ao}$ : concentración del contaminante inicial ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )
- k: constante cinética ( $\text{h}^{-1}$ )
- x: porcentaje de remoción del contaminante

Se calculó el tiempo de residencia necesario con la ecuación 2.5 para un reactor continuo utilizando la constante cinética calculada con la ecuación y el mismo porcentaje de remoción de los contaminantes obtenidos de la electrocoagulación.

$$\frac{\tau}{C_{Ao}} = \frac{x}{kC_{Ao}(1-x)} \quad [2.5]$$

El volumen del reactor para la electrocoagulación se determinó con el caudal de diseño para la planta y el tiempo de residencia obtenido con la ecuación 2.6

$$Vr = Q \times tr \quad [2.6]$$

Donde:

- $Vr$ : volumen del reactor (L)
- Q: caudal de agua residual ( $\text{L}\cdot\text{h}^{-1}$ )
- tr: tiempo de residencia (h)

El reactor se dimensionó considerando la zona de reacción y una zona de flotación ocupada por los lodos generados. Se conservó las dimensiones de la celda usada en los ensayos de la sección 2.2.

### 2.4.3 DIMENSIONAMIENTO DE LOS FILTROS DE CARBÓN ACTIVADO

Para el dimensionamiento de los filtros de carbón activado se determinó la cantidad de carbón activado necesaria para reducir la concentración de sólidos suspendidos para que el efluente alcance lo establecido por la ordenanza municipal 404 del MDMQ. Con la cantidad de carbón activado calculada se determina el volumen que ocuparía en el tanque contenedor con la densidad aparente determinada en la caracterización física del carbón activado

Para determinar el área de filtración y el diámetro del filtro se utilizó las ecuaciones 2.7 y 2.8 respectivamente. Además se calculó la altura del filtro con la ecuación 2.9.

$$A = \frac{V_{ca}}{h} \quad [2.7]$$

$$D = \sqrt{\frac{4 \cdot A}{\pi}} \quad [2.8]$$

$$H = 2 \cdot h \quad [2.9]$$

Donde:

- $V_{ca}$ : volumen de carbón activado ( $m^3$ )
- $A$ : área de filtración ( $m^2$ )
- $h$ : altura del lecho de carbón activado (m)
- $D$ : diámetro del filtro (m)
- $H$ : altura del filtro (m)

## 2.5 ANÁLISIS ECONÓMICO PRELIMINAR

Para el análisis económico preliminar de la planta de tratamiento de aguas con electrocoagulación y filtros de carbón activado se consideró los costos de los equipos y obra civil para la implementación del sistema de tratamiento. Este costo se obtuvo sobre los resultados del dimensionamiento de los canales de cribado, celda de electrocoagulación, filtros de carbón activado, tanque decantador de lodos, bombas, sistemas eléctricos y tuberías para distribución del flujo. Además se consideró costos de operación como es el de la energía eléctrica consumida para el reactor de electrocoagulación y por el bombeo del agua. Los costos de mano de obra y materiales del para el funcionamiento de la planta.

Con esta información se realizó una estimación de la inversión para la implementación de la planta de tratamiento de aguas residuales. El análisis económico se elaboró con un horizonte de 10 años de operación de la planta y una tasa de amortización del 10,21 %. Se consideró que los indicadores económicos el Valor Actual Neto (VAN), expresado en la Ecuación 2.10 y la Tasa Interna de Retorno (TIR), señalada en la Ecuación 2.11 sean igual a cero, ya que el propósito de la planta no es el de generar un bien o servicio sino el de tratar un pasivo ambiental. De esta manera se determina el valor de los ingresos necesarios para esto los cuales serían equivalente al valor de la multa mínimo para que el proyecto sea viable.

$$VAN = \sum_{t=1}^n \frac{BN_t}{(1+i)^t} - I_0 \quad [2.10]$$

Donde:

VAN: Valor Actual Neto

$I_0$ : Valor de inversión Inicial

$BN_t$ : Beneficio neto del periodo t

i: Tasa de retorno del periodo

n: Número de periodos considerados

Cuando el Valor actual neto se iguala a 0,  $i$  se denomina tasa interna de retorno. La TIR nos indica la rentabilidad del proyecto.

$$VAN = \sum_{t=1}^n \frac{BN_t}{(1+i)^t} - I_0 = 0 \quad [2.11]$$

### 3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

#### 3.1 RESULTADOS DEL MUESTREO Y CARACTERIZACIÓN QUÍMICA Y FÍSICA DE LAS AGUAS RESIDUALES

##### 3.1.1 RESULTADOS DEL MUESTREO DE LAS AGUAS RESIDUALES

Los resultados obtenidos del muestreo realizado se presentan en la Tabla 3.1 donde se presenta los caudales y volúmenes necesarios de cada muestra simple para formar la muestra completa.

**Tabla 3.1.** Volumen de cada muestra simple para formar 100 L de muestra completa

No	Hora	Caudal [L/s]	Litros de muestra necesarios para 100 L de muestra compuesta
1	11h00	1,27	6,28
2	11h20	1,38	6,83
3	11h40	1,42	7,03
4	12h00	1,41	6,98
5	12h20	1,89	9,35
6	12h40	1,97	9,75
7	13h00	1,83	9,05
8	13h20	1,85	9,15
9	13h40	1,55	7,67
10	14h00	1,48	7,32
11	14h20	1,37	6,78
12	14h40	1,34	6,63
13	15h00	1,45	7,17
	<b>Promedio</b>	1,55	
	<b>Desv Estandar</b>	0,24	

De los datos de la Tabla 3.1 se ve que para las muestras simples 5, 6, 7 y 8 son de las que más se aporta volumen de agua residual. Esto es debido a que en esas horas de muestreo los caudales son mayores que en las otras horas. El que hay mayor caudal implica que el agua viene por la tubería de descarga con mayor turbulencia, lo que permite que haya mayor homogeneidad de las sustancias que lleva consigo el agua.

### 3.1.2 RESULTADOS DE LA CARACTERIZACIÓN QUÍMICA Y FÍSICA DE LAS DE LAS AGUAS RESIDUALES

Los resultados de la caracterización físico química de las 3 muestras tomadas en diferentes días de muestreo y que se enviaron al Centro de Investigación y Control Ambiental (CICAM) se presentan en la Tabla 3.2

**Tabla 3.2.** Caracterización de las aguas residuales en el Centro de Investigación y Control Ambiental CICAM

Parámetro [mg/L]	Muestra 1	Muestra 2	Muestra 3	Promedio	Ordenanza 404 del MDMQ (cauce agua)
Aceites y Grasas	20	26	16	20,7	30
DBO <sub>5</sub>	937,8	814,6	789,6	847,3	70
DQO	1 395	1 062	985	1 147,3	123
Sólidos suspendidos	408	362	358	376,0	53

De los resultados se observa que el parámetro de aceites y grasas cumple con lo establecido en la norma. Esto debido a las trampas de grasa con las que cuentan varios locales del centro comercial que hacen que este parámetro este controlado antes de llegar a la planta de tratamiento. Los parámetros de la DBO<sub>5</sub>, DQO y solidos suspendidos superan lo establecido por la norma por lo que los tratamientos que se le dé a las muestras tomadas se enfocarán en la disminución de los mismos.

Como se menciona en la sección 1.1.2.1 las aguas residuales del centro comercial tienen características similares a las domesticas. Según Metcalf y Eddy (2004), las aguas residuales domesticas pueden ser clasificadas como agua contaminada fuerte, media o débil. De los análisis realizados las aguas residuales del centro comercial serian unas aguas domesticas con grado de contaminación fuerte (pp. 80-81).

## 3.2 RESULTADOS DE LA EVALUACIÓN DEL EFECTO DE LOS PARÁMETROS DE LA ELECTROCOAGULACIÓN

De los ensayos que se realizó variando el material de electrodo, el pH inicial, la densidad de corriente y la distancia entre los electrodos se obtuvieron los siguientes resultados.

### 3.2.1 RESULTADOS DE LA EVALUACIÓN DEL MATERIAL DE LOS ELECTRODOS EN LOS ENSAYOS DE ELECTROCOAGULACIÓN

En la Tabla 3.3 se presenta los porcentajes de remoción de la DQO y solidos suspendidos alcanzados, el rendimiento eléctrico y el peso de los lodos generados al termino de los 60 minutos del ensayo.

**Tabla 3.3.** Resultados de los ensayos de electrocoagulación para la evaluación del material de los electrodos (10 A·m<sup>-2</sup>, 3 cm entre electrodos, 7,3 pH, 60 min)

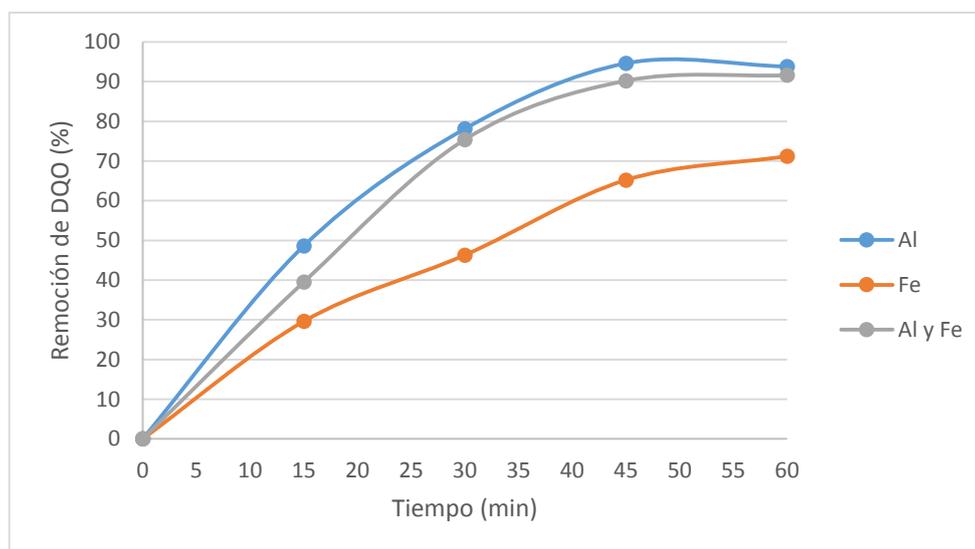
Ensayo	Material electrodo	Remoción DQO (%)	Remoción sólidos suspendidos (%)	Rendimiento eléctrico (%)	Peso lodos (g)
1	Aluminio	93	73,2	74,57	219,20
2	Hierro	70,6	60,1	68,65	198,70
3	Aluminio y hierro	91	66,5	71,53	218,40

Se puede observar que para el ensayo con electrodos de aluminio se alcanzó la mayor remoción de la DQO (71 mg·L<sup>-1</sup>) al igual que la de solidos suspendidos (101 mg·L<sup>-1</sup>). Para el ensayo con los electrodos de hierro se obtuvo una menor remoción de la DQO (340 mg·L<sup>-1</sup>) al igual que los sólidos suspendidos (150 mg·L<sup>-1</sup>). Para el ensayo en el que se utilizó los electrodos de hierro y aluminio se obtuvieron resultados de remoción altos para la DQO (96 mg·L<sup>-1</sup>) y solidos suspendidos (126 mg·L<sup>-1</sup>). De este ensayo se nota con esta que las remociones alcanzadas están entre las obtenidos usando solo aluminio o hierro. Se asemejan más a las obtenidas solo con aluminio pero no alcanzan la misma remoción de ese ensayo.

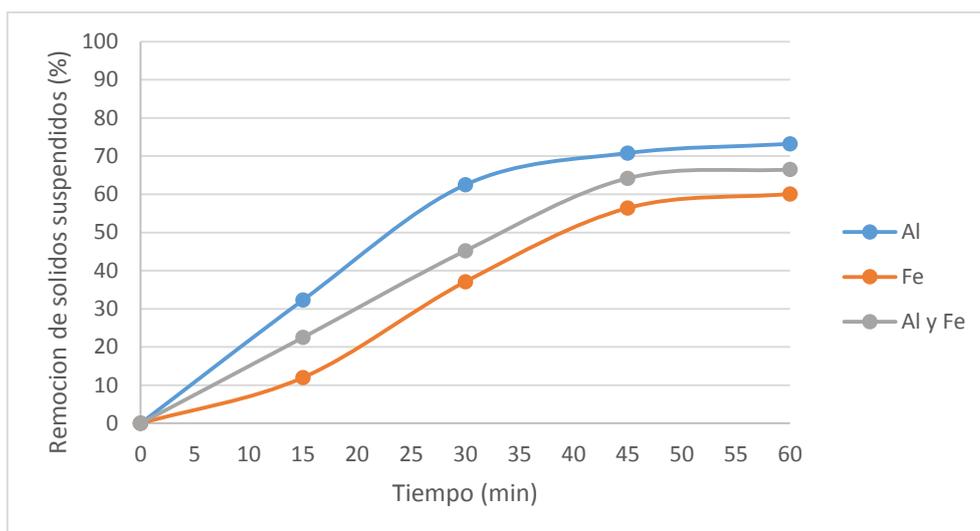
El mayor rendimiento eléctrico proporcionado de la celda se observa que fue utilizando electrodos de aluminio mientras que el menor fue usando electrodos de hierro. Como se usó la misma configuración en los ensayos, la mayor eficiencia se debe a que el aluminio presenta una mayor conductividad eléctrica que el hierro ( $\text{Al } 37,7 \cdot 10^6 \text{ S} \cdot \text{m}^{-1}$ ,  $\text{Fe } 9,9 \cdot 10^6 \text{ S} \cdot \text{m}^{-1}$ ). Un ejemplo de cálculo del rendimiento se presenta en el anexo VI.

De los valores de los lodos generados se nota que son mayores a medida de que aumenta la remoción de la DQO y sólidos suspendidos. El peso de los lodos obtenidos representa del 2,2 al 2,5% en peso de los 9 litros usados en los ensayos. La eficiencia energética y generación de lodos del ensayo usando hierro y aluminio como electrodos esta entre los obtenidos usando solo hierro o aluminio.

En la Figura 3.1 y la Figura 3.2 se presentan el porcentaje de remoción da la DQO y los sólidos suspendidos respectivamente. Los datos experimentales para los ensayos de electrocoagulación se muestran en el Anexo VII.



**Figura 3.1.** Remoción de DQO en los ensayos de electrocoagulación con diferentes materiales de los electrodos (pH inicial 7,3; densidad de corriente  $10 \text{ A} \cdot \text{m}^{-2}$ ; distancia entre electrodos 3 cm)



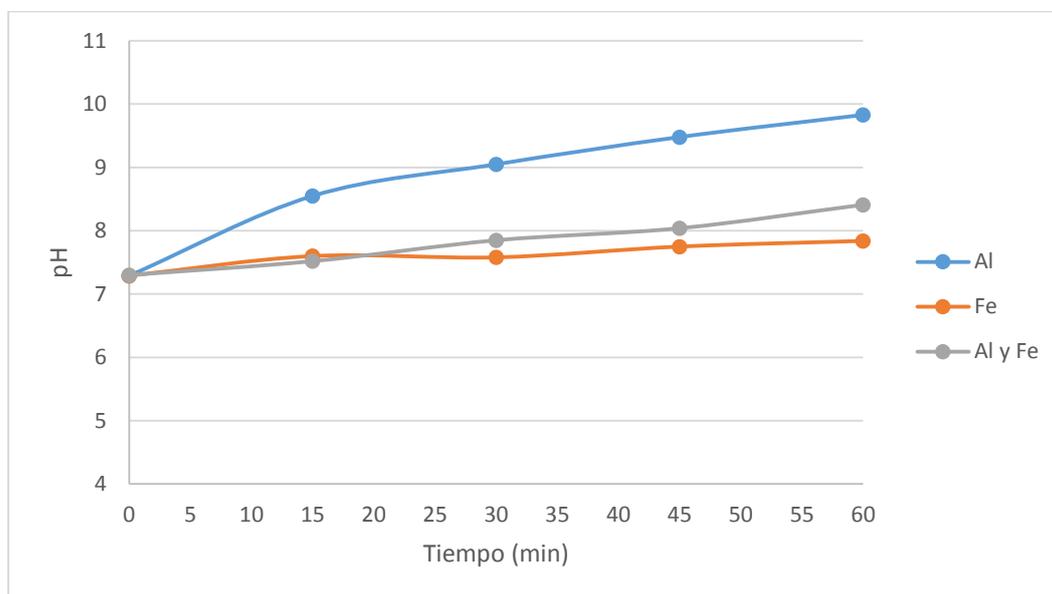
**Figura 3.2.** Remoción de sólidos suspendidos en los ensayos de electrocoagulación con diferentes materiales de los electrodos (pH inicial 7,3; densidad de corriente  $10 \text{ A} \cdot \text{m}^{-2}$ ; distancia entre electrodos 3 cm)

Se observa que para los ensayos con electrodos y aluminio y hierro y aluminio se alcanza a los 30 minutos ya una remoción cercana al 80 % de la DQO. A los 45 minutos ya se alcanza la máxima remoción de la DQO manteniéndose constante hasta los 60 minutos a diferencia del ensayos con electrodos de hierro que durante todo el experimento muestra un aumento de la remoción pero inferior a la alcanzada con los otros materiales de electrodos.

Esto nos indica que es suficiente 45 minutos para lograr una remoción cercana al 90% con electrodos de aluminio o hierro y aluminio. El hecho de que se alcance la mayor remoción en un menor tiempo, implica que el reactor para el tratamiento en planta sea de menor tamaño logrando que la planta ocupe un menor espacio físico.

Para la remoción de los sólidos suspendidos nótese que se tiene una tendencia similar de remoción a la obtenida para la DQO incluso para el ensayo con los electrodos de hierro. Esto indica un límite de la remoción de sólidos suspendidos cercana al 66,5%.

En la Figura 3.3 se observa la variación del pH para los ensayos con diferentes materiales de electrodos durante el experimento.



**Figura 3.3.** Evolución del pH en los ensayos de electrocoagulación con diferentes materiales de los electrodos (pH inicial 7,3; densidad de corriente  $10 \text{ A}\cdot\text{m}^{-2}$ ; distancia entre electrodos 3 cm)

Se observa que para todos los ensayos el pH presenta un incremento. Esto se debe a que la reacción en el cátodo mostrada en la ecuación 1.12 genera iones hidroxilo e hidrogeno. La salida del gas hidrogeno de la celda favorece la formación del mismo hidrógeno y los iones hidroxilos los cuales en exceso ayudan a la elevación del pH.

Para el ensayo con electrodos de aluminio se observa que el pH al final del experimento es cercano a 10. Esto limita el uso de este material de electrodos debido a que la ordenanza municipal permite una descarga de efluentes con pH entre 5 y 9. Para el ensayo con electrodos de hierro el pH final es de 7,8 como para el ensayo con electrodos de hierro y aluminio es 8,4. Estos valores están dentro de la ordenanza para descarga de efluentes líquidos por lo que las 2 configuraciones se podrían usar.

Ya que con los electrodos de hierro y aluminio con la configuración mostrada en la figura 2,6 permite una buena remoción de los contaminantes sin sobrepasar el límite de pH establecido por la ordenanza se sugiere utilizar este arreglo de los electrodos.

### 3.2.2 RESULTADOS DE LA EVALUACIÓN DEL POTENCIAL DE HIDRÓGENO INICIAL EN LOS ENSAYOS DE ELECTROCOAGULACIÓN

Realizando la metodología experimental explicada en la sección 2.2.2 se obtiene los resultados presentados en la Tabla 3.4

**Tabla 3.4.** Resultados de los ensayos de electrocoagulación para la evaluación del pH inicial (electrodos de Fe y Al,  $10 \text{ A} \cdot \text{m}^{-2}$ , 3 cm entre electrodos, 7,3 pH, 60 min)

Ensayo	pH inicial	Remoción DQO (%)	Remoción sólidos suspendidos (%)	Rendimiento eléctrico (%)	Peso lodos (g)
4	5,0	94,4	66,3	76,52	219,60
5	6,0	94,1	66,5	77,49	214,50
3	7,3	91,0	66,5	71,53	218,40
6	8,0	56,7	58,5	65,57	170,50
7	9,5	53,4	59,2	62,59	178,60

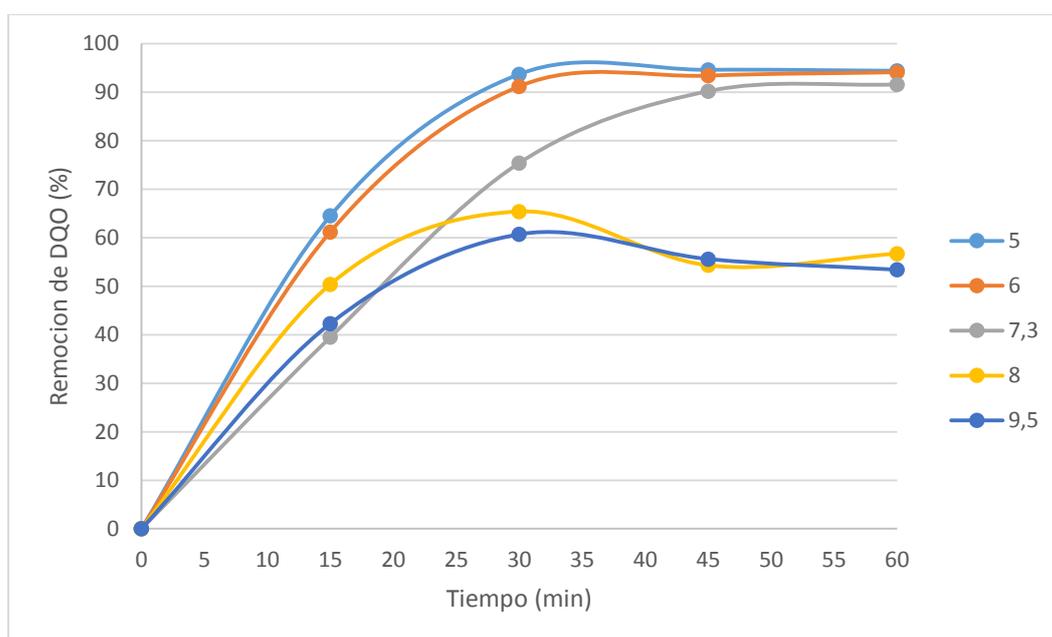
De estos resultados se observa que la remoción de la DQO para los ensayos con valores de pH ácidos y neutro entre 5,0 y 7,3 se logra la una alta remoción. Para los ensayos a valores de pH básico de 8,0 y 9,5 la remoción de este parámetro no supera el 60% a diferencia de los ensayos a pH básicos. Esto demuestra que para la remoción de la DQO de las aguas residuales provenientes de un centro comercial es más eficiente si estas tienen un pH inicial ácido o neutro.

En cuanto a la remoción de los sólidos suspendidos se observa que no mejora del 66,5% con el cambio del pH inicial. Este porcentaje de remoción también se alcanza sin modificar el pH inicial de las aguas residuales. Por lo que el acondicionamiento del pH solo favorecerá a la remoción de la DQO.

En los ensayos con valores de pH ácidos se nota un aumento de la eficiencia de corriente en la electrocoagulación. Al usar el mismo arreglo de electrodos en los experimentos con diferente de pH inicial. La mejora en esta eficiencia se debe a que la solución de ácido clorhídrico utilizada para modificar el pH debe también modificar la conductividad del agua residual evitando pérdidas de energía. Para pH básicos la eficiencia disminuye, por lo que la solución de hidróxido de sodio crea una resistencia al paso de corriente en el agua residual.

Los pesos de los lodos generados conservan la tendencia a ser mayores cuando hay una mejor remoción de la DQO y solidos suspendidos al igual que los ensayos discutidos en la sección anterior.

En la Figura 3.4 se muestra la remoción de la DQO en el transcurso del tiempo para los ensayos en que se varió el pH inicial.

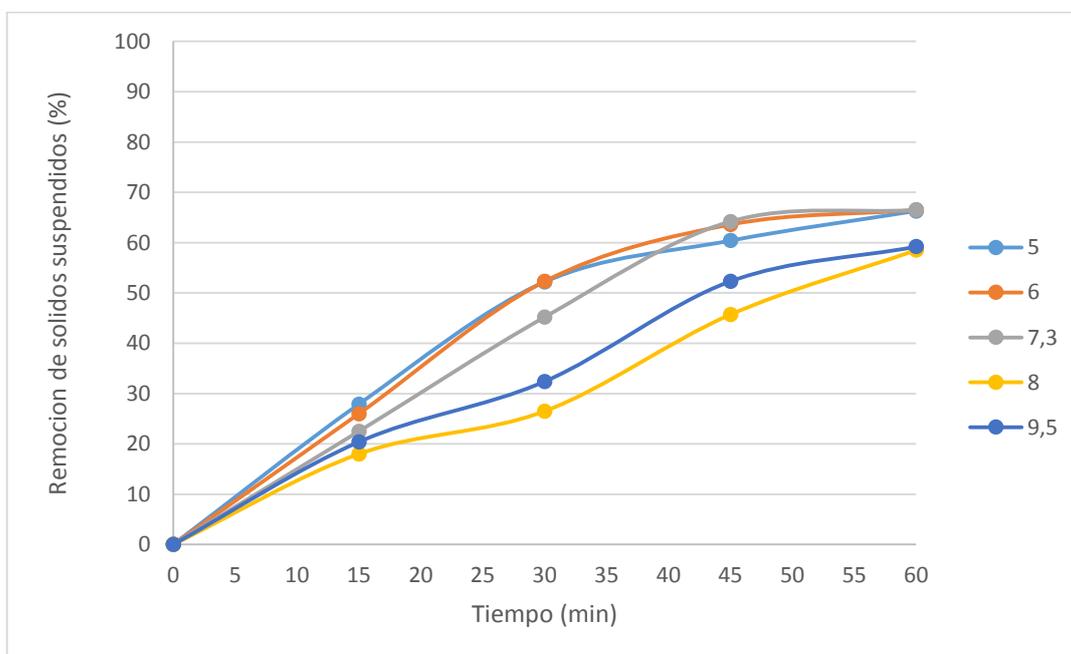


**Figura 3.4.** Remoción de DQO en los ensayos de electrocoagulación con diferentes pH iniciales (electrodos de Al y Fe; densidad de corriente 10 A·m<sup>-2</sup>; distancia entre electrodos 3 cm)

De esta figura se observa que la máxima remoción que para los ensayos con pH de 5 y 6 ya se alcanza a los 30 minutos del experimento y se mantiene hasta los 60 minutos. Para el ensayo realizado al pH natural del agua residual

de 7,3 la máxima remoción se alcanza a los 45 minutos. Esto indica que la remoción de la DQO a valores de pH ácidos disminuye el tiempo de tratamiento con electrocoagulación. Para los ensayos con valores de pH básicos se nota que la mayor remoción del 65% se logra a los 30 minutos sin embargo a los 60 minutos esta disminuye en un 5% por lo que las especies metálicas de hidróxidos del tipo  $\text{Me}(\text{OH})^-$  que se forman a pH básicos no contribuyen en la desestabilización de las sustancias a remover de las aguas residuales tratadas en este trabajo.

En la Figura 3.5 muestra la remoción de los sólidos suspendidos en el transcurso del tiempo para los ensayos en que se varió el pH inicial.

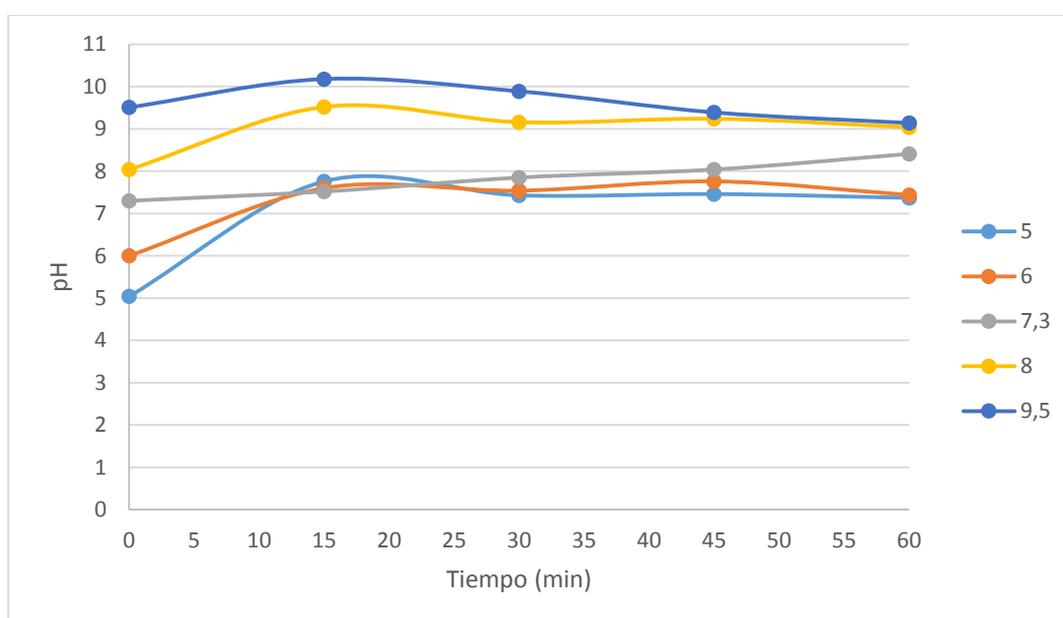


**Figura 3.5.** Remoción de sólidos suspendidos en los ensayos de electrocoagulación con diferentes pH iniciales (electrodos de Al y Fe; densidad de corriente  $10 \text{ A}\cdot\text{m}^{-2}$ ; distancia entre electrodos 3cm)

De la figura se observa que la remoción de los sólidos suspendidos aumenta en todos los ensayos con el tiempo hasta alrededor del 66% con los ensayos a pH 5, 6 y 7,3. Para los ensayos con pH 8 y 9,5 la máxima remoción llega hasta 60%. Los porcentajes de remoción de este parámetro son menores al logrado

para la DQO. Lo que indica que en la electrocoagulación la modificación del pH inicial no mejora la remoción de los sólidos suspendidos del agua residual.

En la Figura 3.6 se muestra la evolución del pH de los diferentes ensayos durante la experimentación. Para los ensayos con pH de 5 y 6 se observa un incremento rápido del pH hasta los 15 minutos. Este rápido incremento se le puede asociar a la remoción de la DQO ya que hasta los 15 minutos ya presenta una disminución cercana al 65% de la DQO. Se nota que los pH al final de los experimentos quedan entre el rango permitido por la Ordenanza municipal incluso los ensayos que tuvieron pH básicos.

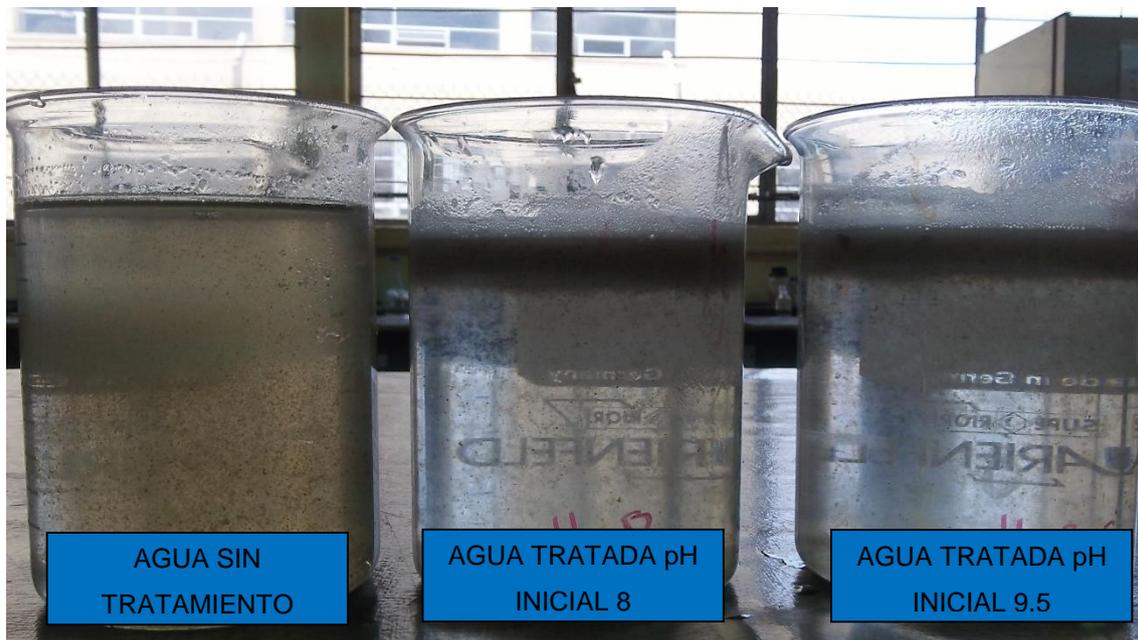


**Figura 3.6.** Evolución del pH en los ensayos de electrocoagulación con diferentes pH iniciales (electrodos de Al y Fe; densidad de corriente  $10 \text{ A}\cdot\text{m}^{-2}$ ; distancia entre electrodos 3 cm)

Del ensayo con pH inicial de 9,5 se observa un incremento del pH a 10,1 en los primeros 15 minutos del experimento y luego un decaimiento hasta un pH menor al inicial. Can, Kobya, Demirbas y Bayramoglu (2006) realizaron experimentos de aguas residuales de industrias textiles con pH iniciales básicos y tuvieron de igual manera una disminución en el pH final, concluyen que la electrocoagulación presenta una capacidad buffer en los efluentes

ademas de servir como tecnica para disminuir el pH de soluciones fuertemente alcalinas (p.185).

En la Figura 3.7 se muestra las aguas de los ensayos a pH 8,0 y 9,5 después del tratamiento. Se observa que los coágulos formados por la electrocoagulación no logran flocular completamente para su posterior flotación por lo que quedan aún en suspensión sin logra una mejor remoción.



**Figura 3.7.** Agua residual antes del tratamiento (izquierda) y después tratamiento con pH inicial 8 (centro) y después de tratamiento con pH inicial 9,5(derecha)

Aunque se obtuvieron buenos resultados en la remoción de la DQO y solidos suspendidos con pH iniciales ácidos en menor tiempo de residencia, los siguientes experimentos se realizaron con un pH inicial de 7,3, el cual es con el que se descarga el agua residual. Ya que el acondicionamiento del pH previo a la electrocoagulación requiere de equipos extra como bombas de dosificación y tanques con agitación, además de un agente regulador del pH lo que encarece la inversión inicial y el costo de operación de la planta. Además se puede alcanzar porcentajes de remoción similares con un mayor tiempo de retención en la celda si se trabaja con un pH inicial de 7,3.

### 3.2.3 RESULTADOS DE LA EVALUACIÓN DE LA DENSIDAD DE CORRIENTE EN LOS ENSAYOS DE ELECTROCOAGULACIÓN

Realizando la metodología experimental explicada en la sección 2.2.3 se obtiene los resultados presentados en la Tabla 3.5.

De esta se observa que hay un aumento de la remoción de la DQO a medida que la densidad de corriente también aumenta. Al ser mayor la densidad de corriente Los ánodos de hierro y aluminio pasan más rápido al agua formando así las deferentes poli hidróxidos de estos metales que son los responsables de la remoción.

**Tabla 3.5.** Resultados de los ensayos de electrocoagulación para la evaluación de la densidad de corriente (electrodos Fe y Al, 7,3 pH, 3 cm entre electrodos, 7,3 pH, 60 min)

Ensayo	Densidad de corriente ( $A \cdot m^{-2}$ )	Remoción DQO (%)	Remoción sólidos suspendidos (%)	Rendimiento eléctrico (%)	Peso lodos (g)
8	7,5	88,9	55,7	77,56	203,1
3	10,0	91,0	66,5	71,53	218,4
9	12,5	92,0	67,2	50,07	220,7

La remoción de solidos suspendidos también aumenta con un incremento de la densidad de corriente. Además de disolver más rápido los ánodos también se generan mayor cantidad de burbujas de oxígeno e hidrógeno las cuales ayudan a que los contaminantes floten con mayor facilidad.

Se observa que para el ensayo con una densidad de corriente de  $12 A \cdot m^{-2}$  se logra una mayor remoción que la se obtiene modificando el pH a 5 con  $10 A \cdot m^{-2}$  Se nota la importancia de la densidad de corriente como parámetro en la electrocoagulación ya que con la modificación de esta variable fácilmente desde la fuente de poder se puede mejorar la remoción de contaminantes directamente.

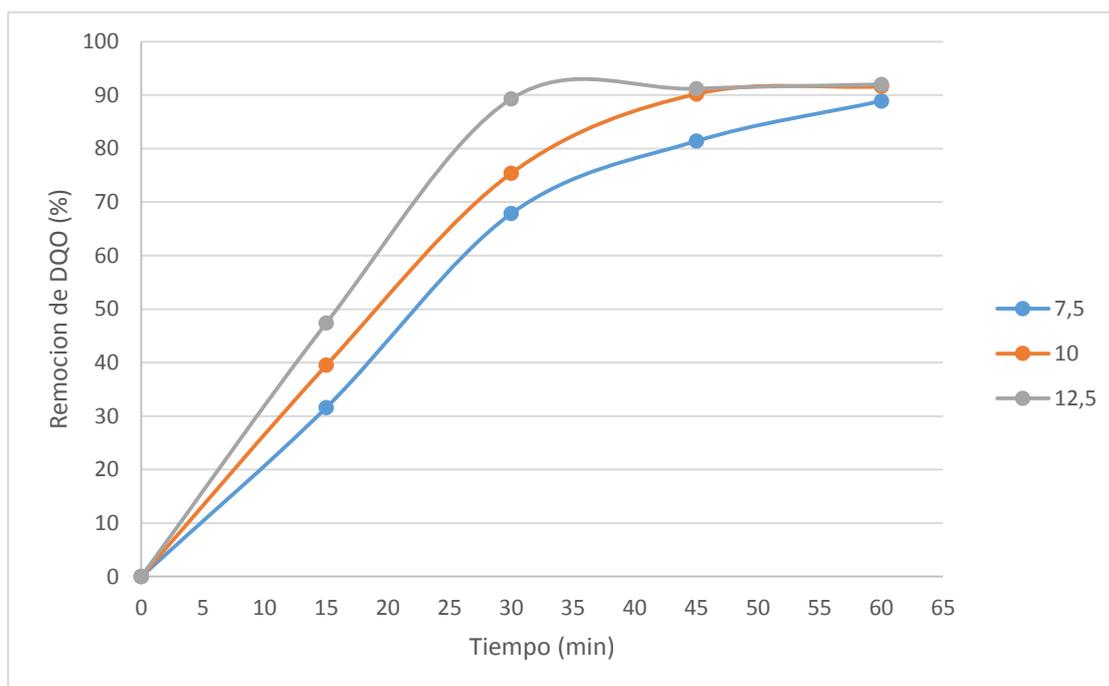
La densidad de corriente optima es necesaria determinarla experimentalmente para cada efluente ya que se pensaría trabajar con mayor densidad de corriente para obtener una mejor remoción lo cual no siempre se cumple (Rincon, 2011, p.8). Bayramoglu et al (2004) demuestran lo anteriormente dicho con sus experimentos para la remoción de tintas de aguas residuales textiles logrando los mismos porcentajes de descontaminación a partir de 10  $A \cdot m^{-2}$  en adelante (p.121).

Se observa una disminución de la eficiencia de la corriente para el ensayo debido a la mayor intensidad. Esto puede deberse a que la fuente de utilizada para los ensayos es monofásica por los usos que se le da en laboratorio a diferencia de las usadas en industrias (3 fases). Esto hace que el flujo de la corriente sea más forzado generando pérdidas eléctricas. Al momento de la experimentación se notó lo anteriormente dicho con el calentamiento de los cables conectores de los electrodos. Por lo que para el uso de la electrocoagulación es necesario buscar una fuente apropiada para el suministro de la corriente eléctrica.

En la Figura 3.8 se presenta los porcentajes de remoción de la DQO en el transcurso del tiempo para los ensayos realizados a diferentes densidades de corriente.

Se observa que para las 3 diferentes densidades de corriente se llega alrededor de un 90% en la remoción de la DQO. Sin embargo para el ensayo con densidad de corriente de 12,5  $A \cdot m^{-2}$  este porcentaje de remoción se logra a los 30 minutos mientras para este mismo tiempo para los ensayos con 10,0  $A \cdot m^{-2}$  y 7,5  $A \cdot m^{-2}$  se tiene una remoción del 75% y 67% respectivamente.

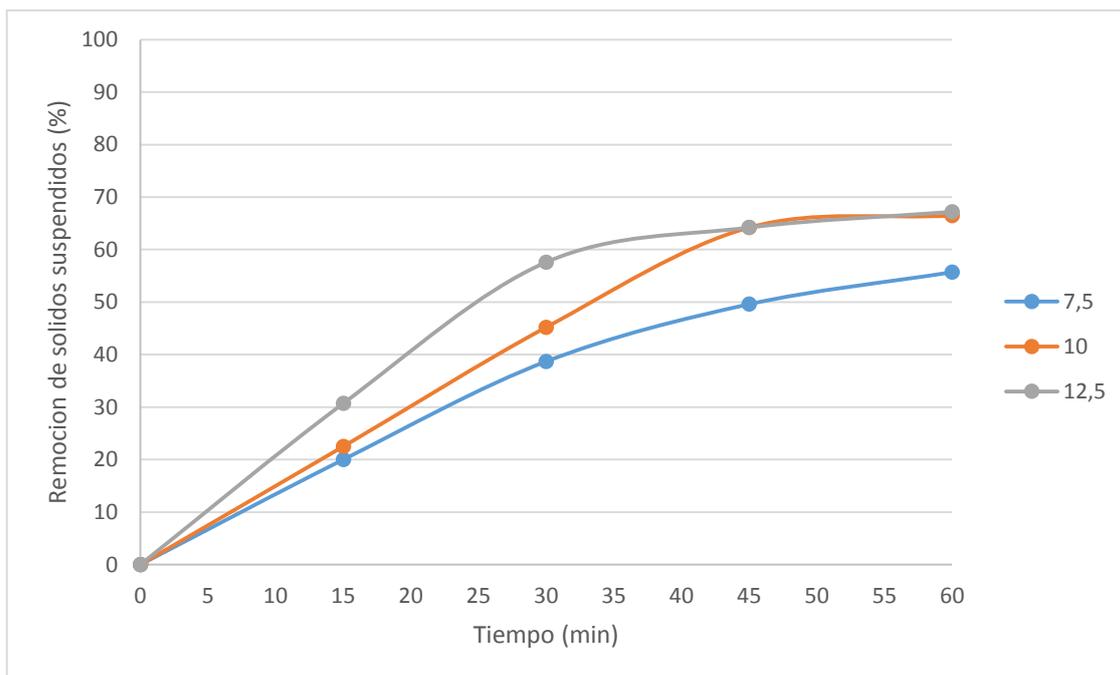
Que se requiera un menor tiempo para la remoción de la DQO implica que la celda para la electrocoagulación sea más pequeña ocupando un menor espacio en la planta.



**Figura 3.8.** Remoción de DQO en los ensayos de electrocoagulación con diferentes densidades de corriente (electrodos de Al y Fe; pH inicial 7,3; distancia entre electrodos 3 cm)

En la Figura 3.9 se presenta los porcentajes de remoción de los sólidos suspendidos en el transcurso del tiempo para los ensayos realizados a diferentes densidades de corriente.

De la figura se aprecia que la remoción de los sólidos suspendidos se alcanza más rápido para los ensayos con mayor densidad de corriente. Se nota además que para los ensayos con densidad de corriente de 12,5 A·m<sup>-2</sup> y 10 A·m<sup>-2</sup> la máxima remoción de los sólidos suspendidos (65%) se logra desde los 45 minutos de la experimentación y hasta el término de los experimentos esta se mantiene casi constante. A los 30 minutos de la experimentación para el ensayo con una densidad de corriente de 12,5 A·m<sup>-2</sup> presenta una remoción mayor del 15% que el ensayo a 10 A·m<sup>-2</sup>.

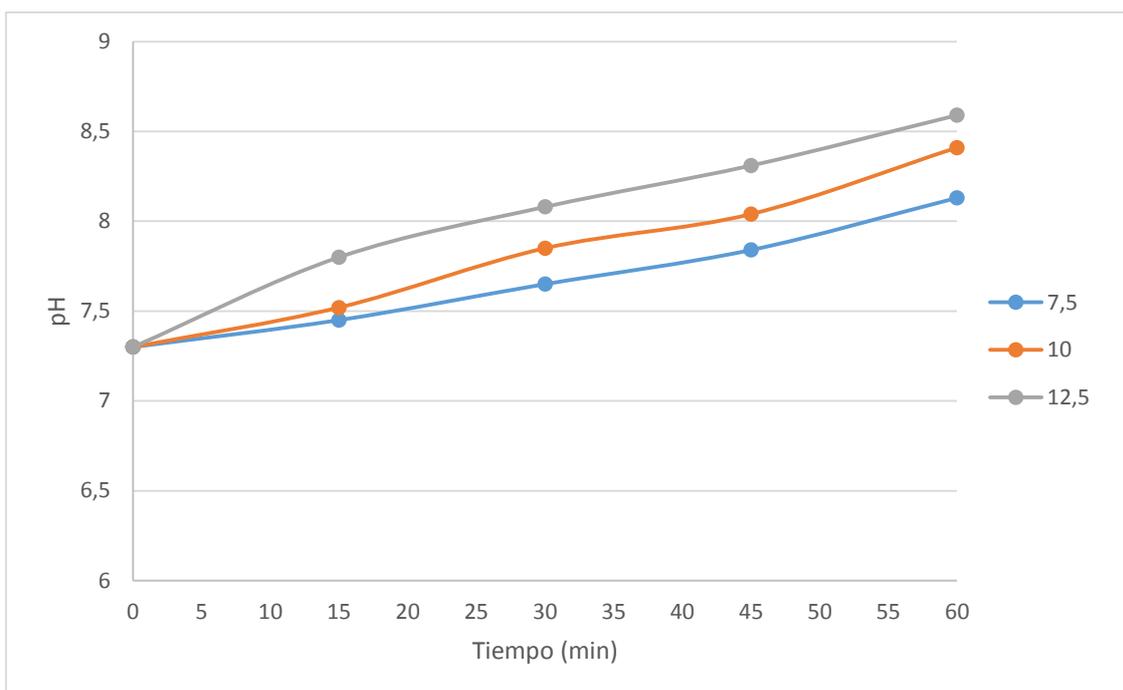


**Figura 3.9.** Remoción de sólidos suspendidos en los ensayos de electrocoagulación con diferentes densidades de corriente (electrodos de Al y Fe; pH inicial 7,3; distancia entre electrodos 3 cm)

En la Figura 3.10 se muestra la evolución del pH de los diferentes ensayos durante la experimentación. De esta se observa que aunque todos partieron del mismo pH inicial el ensayo que se realizó con mayor densidad de corriente llega a un pH mayor debido a que se generan más iones  $\text{OH}^-$  los cuales incrementan el pH.

Para los 3 ensayos, pasado el tiempo del ensayo no se supera el límite del pH permisible (9) para descargar el efluente. Del ensayo realizado a  $12,5 \text{ A}\cdot\text{m}^{-2}$  se llega a un pH final de 8,6. Esto permite que se trabaje aun a una mayor densidad de corriente si el agua residual tuviera un mayor grado de contaminación sin que se llegue aun al pH límite para la descarga del agua residual.

Para la evaluación del siguiente parámetro en la electrocoagulación se realizó manteniendo una densidad de corriente de  $12,5 \text{ A}\cdot\text{m}^{-2}$  y un pH inicial de 7,3. Ya que con estas condiciones a los 30 minutos de operación se alcanzan buenos porcentajes de remoción (DQO 89,6%, sólidos suspendidos 57,6%).



**Figura 3.10.** Evolución del pH en los ensayos de electrocoagulación con diferentes densidades de corriente (electrodos de Al y Fe; pH inicial 7,3; distancia entre electrodos 3 cm)

### 3.2.4 RESULTADOS DE LA EVALUACIÓN DE LA DISTANCIA ENTRE ELECTRODOS EN LA ELECTROCOAGULACIÓN

Realizando la metodología experimental explicada en la sección 2.2.3 se obtiene los resultados presentados en la Tabla 3.6.

En esta se observa que las remociones para la DQO y los sólidos suspendidos son prácticamente las mismas lo que la disminución de la distancia entre electrodos no mejora la remoción de estos contaminantes. Sin embargo la disminución de esta distancia si mejora el rendimiento eléctrico en un 30%.

**Tabla 3.6.** Resultados de los ensayos de electrocoagulación para la evaluación de la distancia entre electrodos (electrodos de Fe y Al,  $12,5 \text{ A}\cdot\text{m}^{-2}$ , 7,3 pH, 60 min)

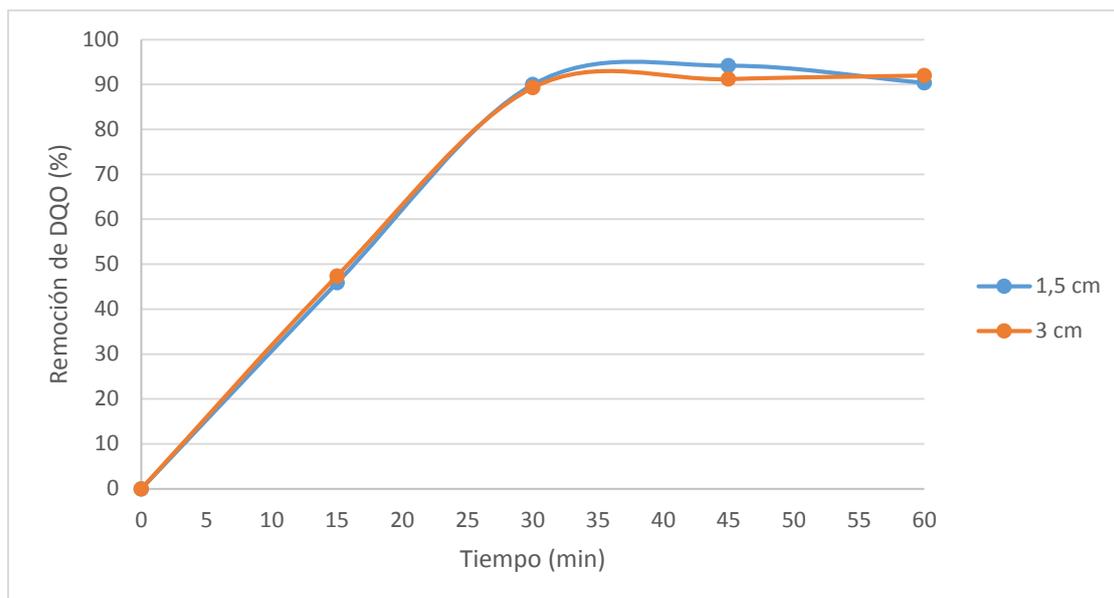
Ensayo	Distancia entre electrodos (cm)	Remoción DQO (%)	Remoción sólidos suspendidos (%)	Rendimiento eléctrico (%)	Peso lodos (g)
10	1,5	90,4	67,2	80,47	210,8
11	3	91,8	66,6	50,07	220,7

En las tablas AVII.10 y AVII.11 se muestran los voltajes que la fuente proporciona para lograr operar con una densidad de corriente de  $12,5 \text{ A}\cdot\text{m}^{-2}$ . Se observa que el voltaje se reduce a la mitad cuando la distancia también se reduce a la mitad debido a que la resistencia al paso de corriente eléctrica es directamente proporcional a la distancia entre los electrodos por lo que también se reduce el consumo de energía para el tratamiento. La menor resistencia al paso de corriente se refleja en el aumento de la eficiencia eléctrica proporcionada por la celda.

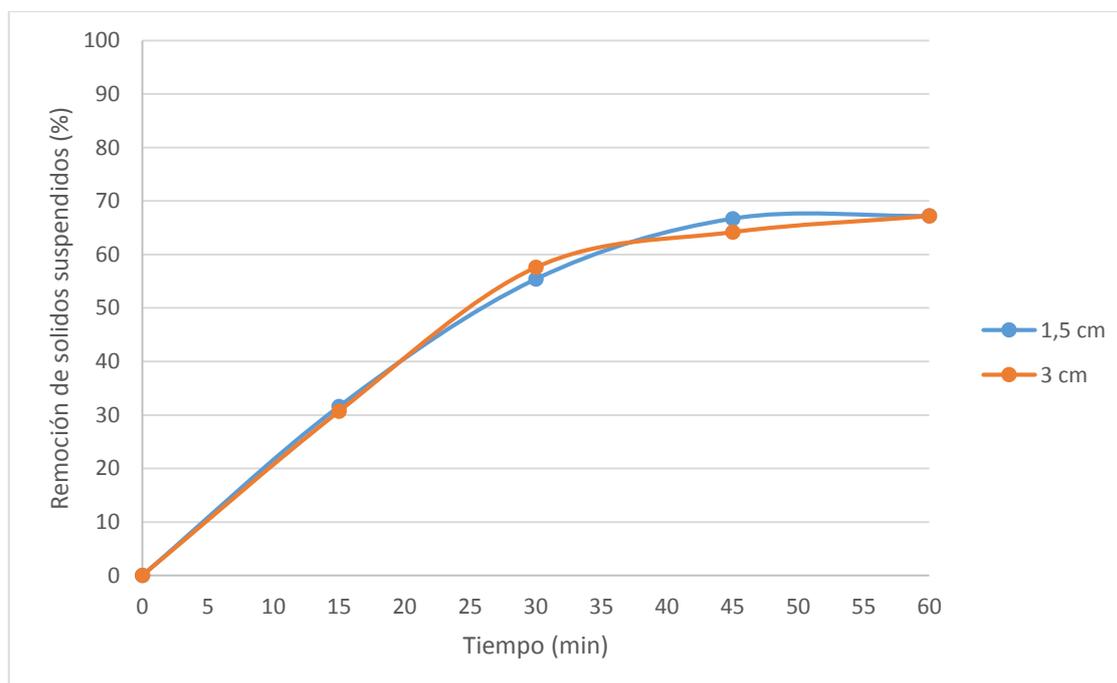
En la Figura 3.11 se presenta los porcentajes de remoción de la DQO en el transcurso del tiempo para los ensayos realizados con diferentes distancias entre electrodos.

En esta se ve claramente que los porcentajes de remoción de la DQO siguen prácticamente un mismo camino para los dos experimentos hasta alcanzar un remoción de alrededor del 90%. En estos ensayos se alcanzó este valor en la remoción de la DQO a los 30 minutos de comenzar el ensayo. Este tiempo será el que se considerara al momento de dimensionar el reactor para la electrocoagulación en la planta de tratamiento.

En la Figura 3.12 se presenta los porcentajes de remoción de los sólidos suspendidos en el transcurso del tiempo para los ensayos realizados con diferentes distancias entre electrodos.



**Figura 3.11.** Remoción de DQO en los ensayos de electrocoagulación con diferentes distancia entre electrodos (electrodos de aluminio y hierro; pH inicial 7,3; densidad de corriente  $12,5 \text{ A} \cdot \text{m}^{-2}$ )

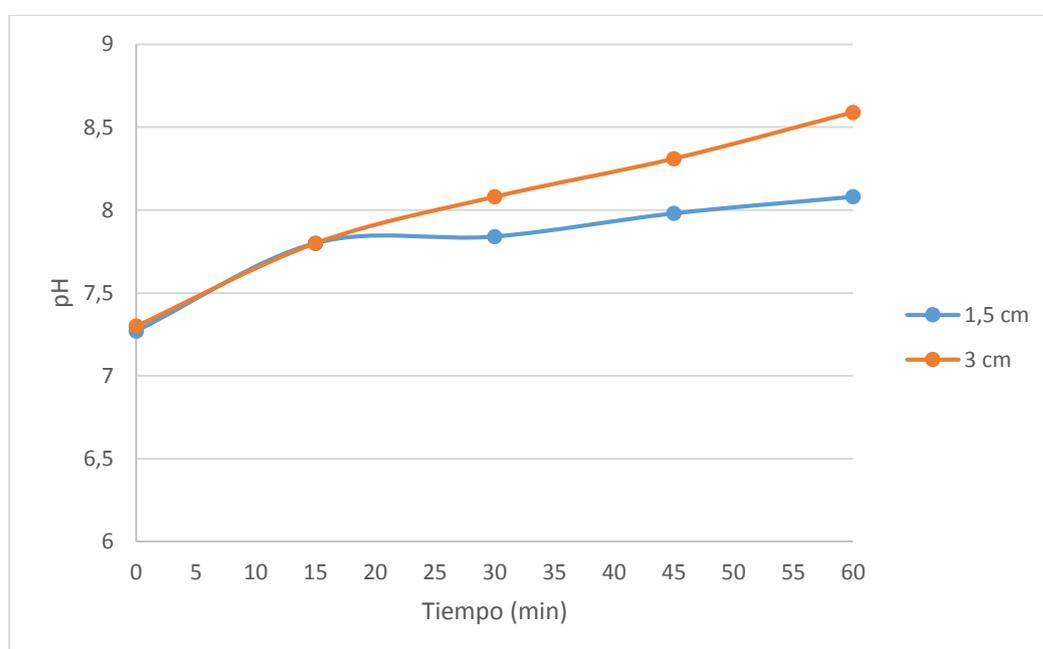


**Figura 3.12.** Remoción de sólidos suspendidos en los ensayos de electrocoagulación con diferentes distancia entre electrodos (electrodos de aluminio y hierro; pH inicial 7,3; densidad de corriente  $12,5 \text{ A} \cdot \text{m}^{-2}$ )

En esta también se ve que los porcentajes de remoción de los dos experimentos siguen la misma tendencia. Aunque la remoción de los sólidos

suspendidos mejora en un 10% en los últimos 30 minutos se considerara los 30 minutos para el dimensionamiento del reactor. Por lo que el agua residual después de la electrocoagulación tendrá una remoción del 55,4%.

En la Figura 3.13 se presentan la variación del pH en los ensayos con diferentes distancias entre electrodos. Se nota que el aumento normal del pH es menor en el experimento con 1,5 cm de distancia entre los electrodos llegando a un pH final de 8,1 a los 60 minutos. Esto brindaría una ventaja de poder trabajar a una mayor densidad de corriente sin que el pH final supere el límite permitido por la ordenanza.



**Figura 3.13.** Evolución del pH en los ensayos de electrocoagulación con diferentes distancia entre electrodos (electrodos de aluminio y hierro; pH inicial 7,3; densidad de corriente  $12,5 \text{ A}\cdot\text{m}^{-2}$ )

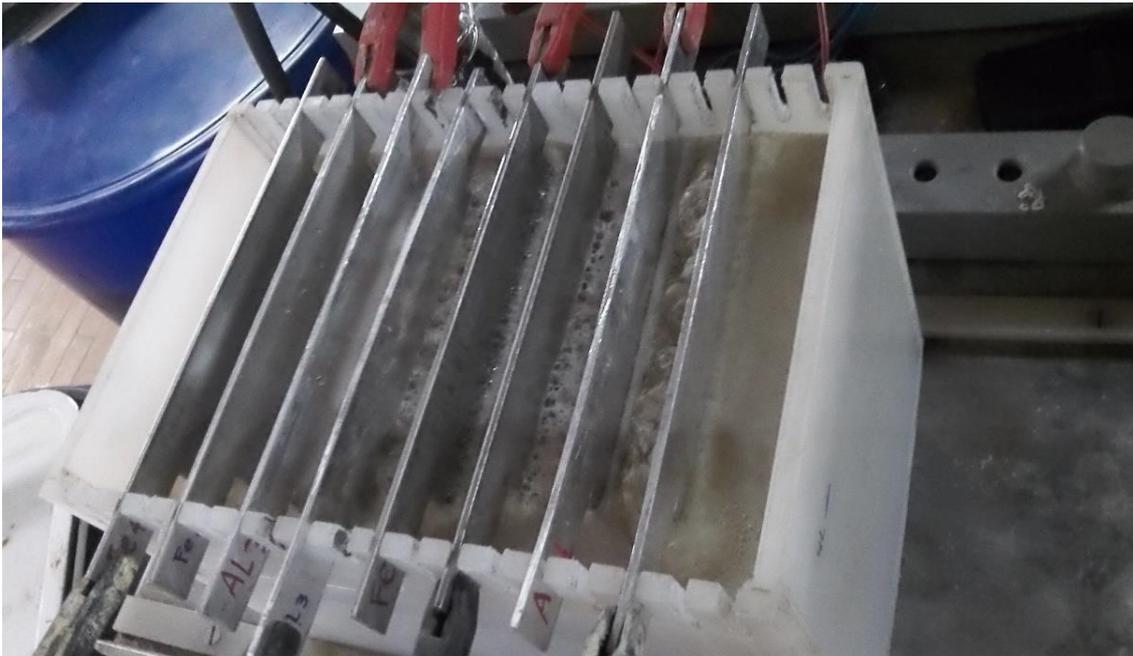
En las Figuras 3.14 y 3.15 se muestra las celda utilizada para los ensayos con distancia entre electrodos de 1,5 y 3,0 cm. Nótese el cambio en la zona donde ocurren las reacciones. La zona de reacción con 1,5 cm de separación es el volumen central de la celda mientras con 3cm de separación es todo el volumen de la celda. Esto puede explicar que se generen menos lodos con 1,5 cm de separación. La configuración con 1,5 cm ocupa menos espacio. Lo que permite un mayor número de electrodos. Al tener un mayor número de

electrodos se logra tener mayor área para que se de la electrocoagulación lo que mejoraría el tratamiento de las aguas residuales.

Las muestras para estos ensayos siempre se tomaron del centro de la celda. Estos podrían diferir si se los hubiera tomado de las zonas externas de la celda debido al gradiente de concentración de los parámetros medidos que debe existir entre la zona de reacción y los exteriores de la misma.



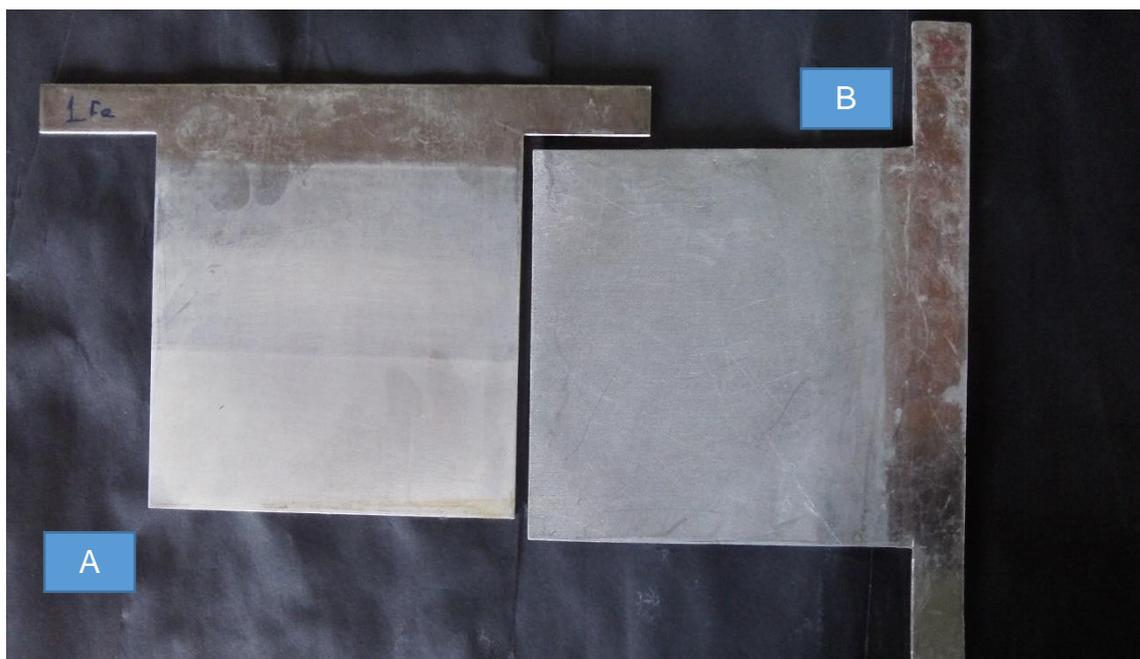
**Figura 3.14.** Celda utilizada en los ensayos de electro coagulación con 1,5 cm de distancia entre electrodos



**Figura 3.15.** Celda utilizada en los ensayos de electro coagulación con 1,5 cm de distancia entre electrodos

En la Figura 3.16 se muestran los electrodos de hierro y aluminio después de los ensayos realizados. Se puede observar un color diferente en el área que estuvo sumergida en los ensayos. Esto se debe a que sobre los electrodos se deposita una capa de diferentes óxidos la cual los pasiva creando una resistencia al paso de corriente lo que disminuirá la eficiencia del proceso de electrocoagulación.

Para evitar el reemplazo temprano de los electrodos Lin, Lo, Kuo y Wu (2005) sugieren darles un tratamiento con una solución de ácido acético para retirar la capa de óxidos depositada sobre la superficie de los electrodos. Sugieren también que se alternen los electrodos de cátodos a ánodos y viceversa para que la misma energía eléctrica usada en la electrocoagulación disuelva los óxidos formados (p.493).



**Figura 3.16.** Electrodo de hierro (A) y aluminio (B) después de los ensayos con electrocoagulación

En la Figura 3.17 se presenta una muestra de los lodos generados de la electrocoagulación antes y después de ser secados.

Se nota que los lodos antes de ser secados contienen aun agua debido a que esta se asocia con los contaminantes removidos y las espumas que se generan por la electrocoagulación. Después del secado, los lodos presentan una disminución del 7% en peso quedando más espesos. Por lo que se puede remover esta cantidad de agua de los lodos antes de su disposición final para que sea menor la cantidad de lodos generados.

En la Tabla 3.7 se presentan las concentraciones finales de la DQO, DBO<sub>5</sub> y solidos suspendidos con las que queda el agua residual luego de la electrocoagulación. Estas concentraciones son del ensayo con electrodos de aluminio y hierro con un pH inicial 7,3, densidad de corriente 12,5 A·m<sup>-2</sup>, distancia de 1,5 cm entre los electrodos y 30 minutos de tratamiento, el cual fue el que mejor resultados de remoción de estos parámetros se obtuvo. Con este tratamiento se cumple con la normativa para la DQO y la DBO<sub>5</sub>. Con esta agua tratada se continuó el tratamiento para la adsorción en carbón activado de solidos suspendidos para poder llegar a lo establecido por la ordenanza.

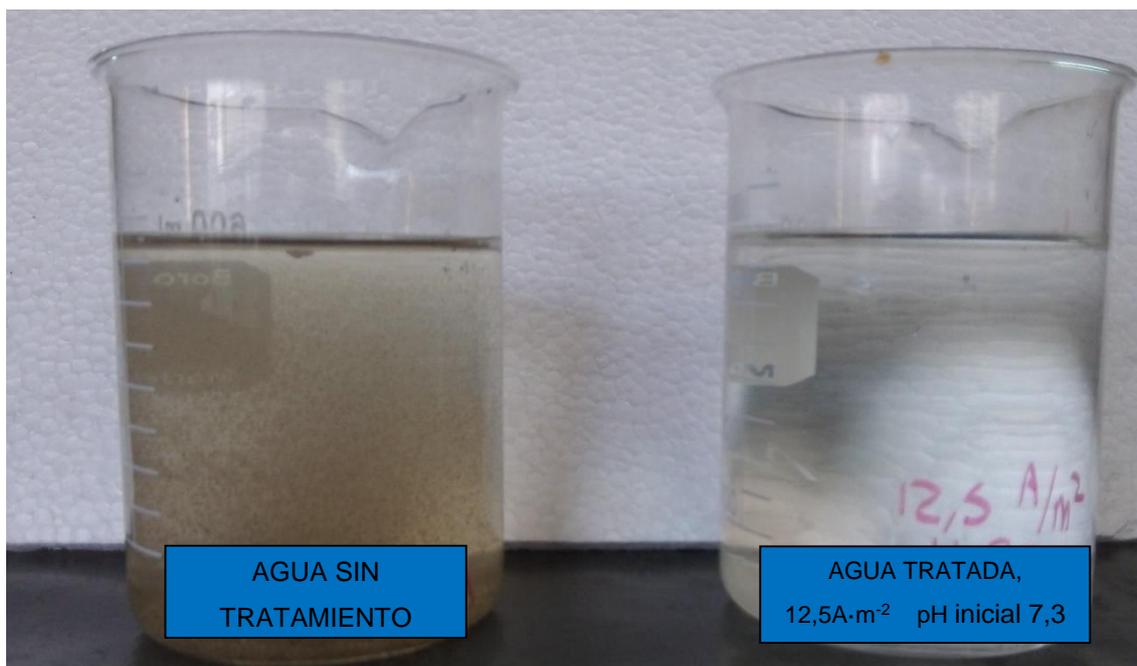


**Figura 3.17.** Lodos generados por la electrocoagulación de las aguas residuales antes (A) y después (B) de ser secados

**Tabla 3.7.** Concentraciones de los contaminantes después del tratamiento con electrocoagulación (electrodos Fe y Al , pH 7,3,  $12,5 \text{ A}\cdot\text{m}^{-2}$ , 1,5 cm entre electrodos)

Parámetro [mg/L]	Sin tratamiento	Después electrocoagulación	Ordenanza 404 del MDMQ (cauce agua)
DBO5	847,3	< 20	70
DQO	1147,3	114	123
Solido suspendidos	376,0	167	53

En la Figura 3.18 se observa la diferencia entre una muestra del agua residual antes y después del tratamiento por electrocoagulación.



**Figura 3.18.** Agua residual antes del tratamiento (izquierda) y tratada con la electrocoagulación (derecha)

### **3.3 RESULTADOS DE LA EVALUACIÓN DEL PROCESO DE ADSORCIÓN EN CARBÓN ACTIVADO**

#### **3.3.1 RESULTADOS DE LA CARACTERIZACIÓN FÍSICA DEL CARBÓN ACTIVADO**

De los valores índices de iodo medidos y las densidades aparentes de los dos tipos de carbón activado de diferentes casas comerciales presentados en la Tabla 3.8 se puede decir que el carbón activado B tiene una mayor capacidad de adsorción que el carbón activado A. Esto siempre y cuando el compuesto a adsorber tenga características similares al iodo como el tamaño o afinidad a adsorberse. Las densidades aparentes indican lo liviano de los carbones, esta propiedad será de utilidad al momento del cálculo del volumen que ocupara el carbón dentro de los filtros.

**Tabla 3.8.** Índice de Iodo y densidad aparente de los carbones activados usados

Carbón Activado	Índice de Iodo(mg Iodo/ g C.A)	Densidad aparente (g/cm <sup>3</sup> )
A	523	0,582
B	783	0,534

### 3.3.2 RESULTADOS DE LAS ISOTERMAS DE ADSORCIÓN CON CARBÓN ACTIVADO

En la Tabla 3.9 se presentan las concentraciones finales obtenidas de sólidos suspendidos después del ensayo con diferentes cantidades de carbón activado para la construcción de las isotermas de adsorción para el carbón activado A y B.

**Tabla 3.9.** Concentraciones finales de sólidos suspendidos en diferentes cantidades de carbón activado

Carbón Activado	A	B
Cantidad (C.A.) (g)	Concentración final Sol. Susp. (mg/L)	Concentración final Sol. Susp. (mg/L)
0,01	103,5	98,7
0,1	74,3	68,9
1	45,5	43,6
5	28,4	14,8
10	23,2	17,1

Se observa que los dos tipos de carbón activado presentan una alta adsorción de los sólidos suspendidos. Para la experimentación con una cantidad de 1 gramo de carbón activado A y B se logra remover sólidos suspendidos y cumplir con la normativa de la ordenanza del MDMQ (53 mg·L<sup>-1</sup>). En los dos experimentos el agua residual queda con una concentración de 45,5 y 43,6 mg·L<sup>-1</sup> para el carbón activado A y B respectivamente. Se esperaría que con el carbón activado B se logre mayor remoción debido a que tiene un mayor índice de iodo. Por lo que para la remoción de sólidos suspendidos con carbón activado un mayor índice de iodo no mejora la remoción de este parámetro.

Nótese también que para el carbón activado B para los ensayos con 5 y 10 gramos se llega a una concentración final de sólidos suspendidos de 14,8 y 17,1 mg·L<sup>-1</sup>, se esperaría que la concentración final del ensayo con 10 gramos debería ser menor. Esto puede deberse a que con ese valor de concentración se llega a un equilibrio entre la concentración del agua residual y la adsorbida sobre el carbón.

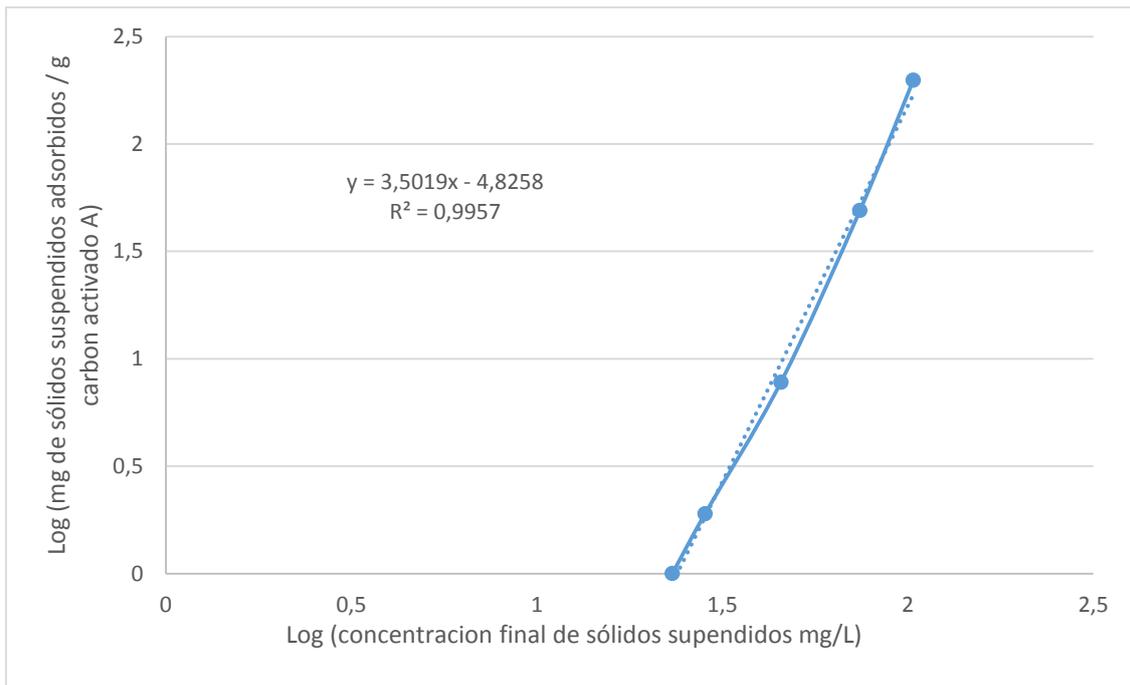
Cabe acotar que estas remociones logradas con las diferentes cantidades de carbón activado no serán las mismas al momento de operar los filtros, ya que las condiciones del ensayo fueron diferentes a las que operan los filtros.

Se evaluó los modelos de Freundlich y Langmuir para determinar la isoterma de adsorción que mejor se ajusta a los datos obtenidos. La mejor linealización de los resultados se obtuvo para la isoterma de Freundlich.

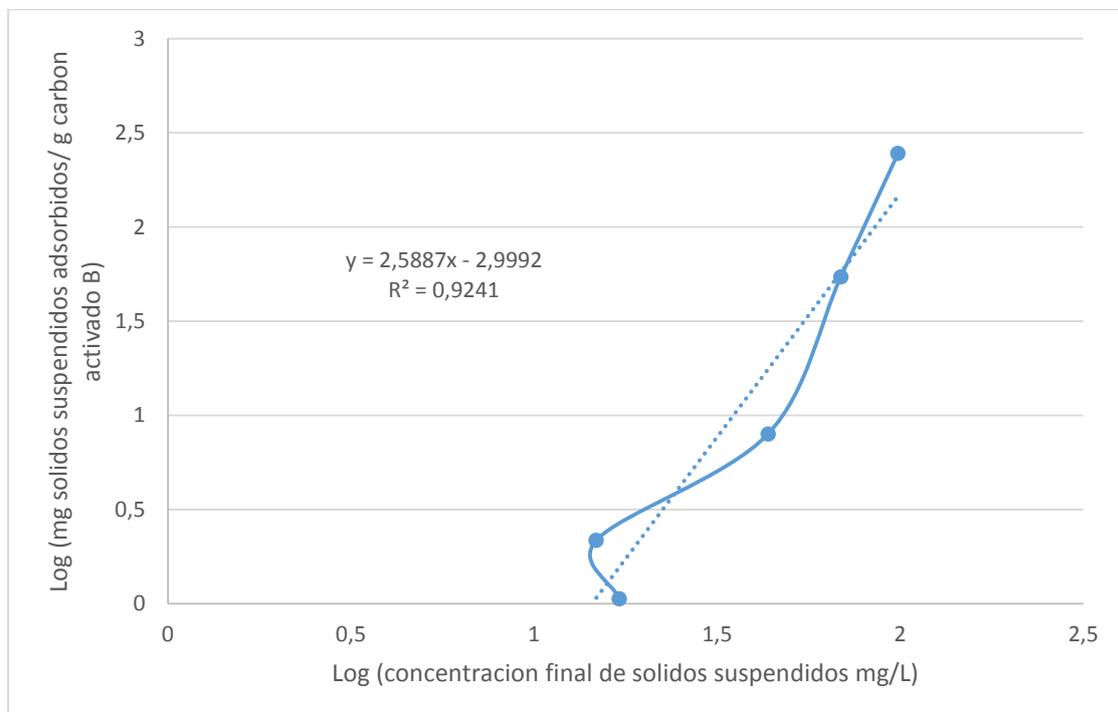
En la Figura 3.19 se presenta la isoterma para el carbón activado A para la remoción de sólidos suspendidos del agua pretratada con electrocoagulación. El procedimiento para la construcción de las isotermas se muestra en el Anexo VIII.

La isoterma de Freundlich para el carbón activado A presenta una buena linealización. Esto se refleja en su coeficiente de correlación de 0,9957. Por lo que la cantidad de carbón activado calculada a partir de esta, para la remoción de sólidos suspendidos del agua residual hasta una concentración que permita su descarga sea adecuada.

En la Figura 3.20 se presenta la isoterma para el carbón activado B para la remoción de sólidos suspendidos del agua pretratada con electrocoagulación.



**Figura 3.19.** Isotermas de adsorción de Freundlich para carbón activado A agitación (concentración inicial sólidos suspendidos 167 mg/L; volumen 100 mL, tiempo agitación 24 horas)



**Figura 3.20.** Isotermas de adsorción de Freundlich para carbón activado B con agitación (concentración inicial sólidos suspendidos 167 mg/L; volumen 100 mL, tiempo agitación 24 horas)

La isoterma de Freundlich para el carbón activado B tiene un factor de 0,92 para la linealización de los resultados. Este es menor al obtenido con el carbon activado A. por lo que la cantidad de carbón activado calculada con esta presentaría un nivel de remoción de solidos suspendidos diferente al esperado

Las ecuaciones 3.1 y 3.2 se obtuvieron al linealizar las isotermas obtenidas con los resultados de las experimentaciones para el carbon activado A y B respectivamente.

$$y = 3,5019x - 4,8258 \quad [3.1]$$

$$y = 2,5882x - 2,9992 \quad [3.2]$$

De las ecuaciones anteriores se obtuvieron los valores de las constantes empíricas de la isoterma de Freundlich para cada carbón activado que se muestran en la Tabla 3.10. Las ecuaciones 3.3 y 3.4 representan las ecuaciones de las isotermas de Freundlich de los carbones A y B respectivamente, para la remoción de sólidos en suspensión de este caso de estudio.

**Tabla 3.10.** Constantes empíricas de las isotermas de Freundlich de los carbones activados utilizados

Constantes Empíricas	Carbón Activado	
	A	B
k	$1,493 \times 10^{-2}$	1,001
n	0,285	0,386

$$\frac{x}{m} = 1,493 \cdot 10^{-2} C_f^{1/0,285} \quad [3.3]$$

$$\frac{x}{m} = 1,001 \cdot C_f^{1/0,386} \quad [3.4]$$

El carbón activado A presento buenos resultados de remoción de solidos suspendidos y linealización de la isoterma de Freundlich. Además de poseer un

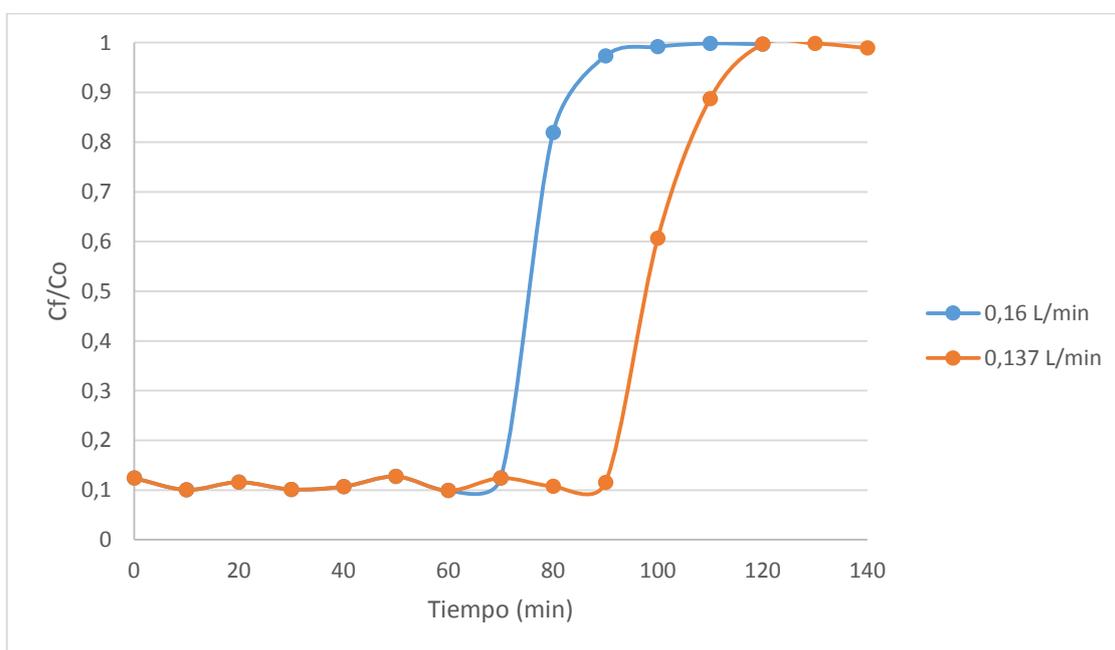
menor índice de iodo, lo que indicaría que tuvo un proceso de activación no tan exhaustivo como el que tuvo el carbón activado B lo que lo hace un producto de menor costo.

Por estas razones para la construcción de las curvas de ruptura se utilizó el carbón activado A.

### 3.3.3 CURVAS DE RUPTURA EN COLUMNAS DE CARBON ACTIVADO

#### 3.3.3.1 Curvas de ruptura con carbón activado A

En la Figura 3.21 se presenta las curvas de ruptura de los ensayos realizados en la columna de vidrio para caudales de 0,160 y 0,137 L·min<sup>-1</sup> respectivamente. Para estos ensayos se utilizó 608,2 g de carbón activado A.



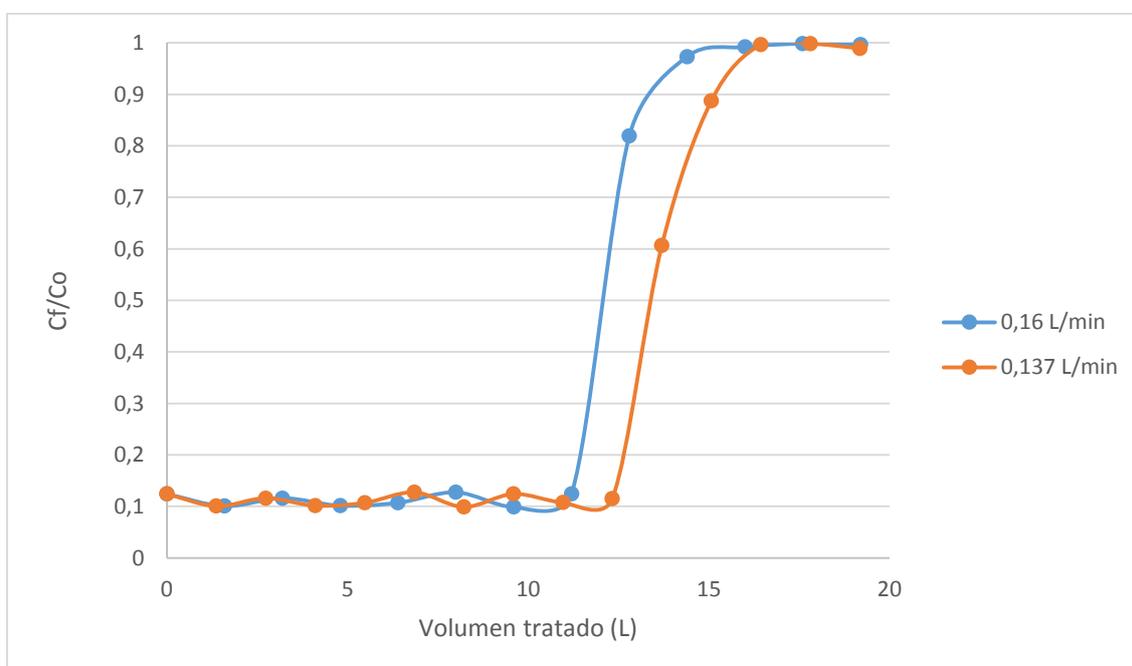
**Figura 3.21.** Curva de ruptura para el ensayo con carbón activado A con diferentes caudales

Se observa que para el ensayo con un caudal de 0,160 L·min<sup>-1</sup> el efluente sale de la columna a los 90 minutos con una concentración de sólidos suspendidos

igual a la inicial, por lo que a este tiempo el carbón activado se a saturado. Desde los 70 minutos se observa un aumento de la concentración de salida del agua residual hasta que el agua residual sale de la columna con una concentración igual a la inicial a los 100 minutos del experimento. En este punto se sabe que el carbón se ha saturado y no podrá remover más sólidos suspendidos. A este tiempo se lo conoce como tiempo de agotamiento.

Para el experimento con un caudal de  $0,137 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$  se llega a un tiempo de agotamiento a los 120 minutos. Permitiendo un mayor tiempo de uso del mismo carbón antes de que se sature. Esto se debe a que al trabajar con un menor caudal el tiempo de residencia del agua en la columna es mayor lo que permite un mejor contacto entre el agua y el carbón mejorando la adsorción de los sólidos suspendidos en él y que sobre la columna se ejerce una menor fuerza hidráulica.

En la Figura 3.22 se representa las curvas de ruptura para los dos flujos en función del volumen de agua residual tratada.



**Figura 3.22.** Curva de ruptura para el ensayo con carbón activado A en función del volumen de agua residual tratado

Se observa que el volumen tratado en la columna con un flujo de  $0,160 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$  es de 14,4 L mientras que para el ensayo con un caudal de  $0,137 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$  es de 16,4 L. Esto muestra que en los filtros mientras menor sea el flujo la capacidad de tratamiento con carbón activado mejora.

Los dos ensayos permiten una remoción de los sólidos suspendidos hasta una concentración de  $24 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  antes de que se sature el carbón activado. Con este nivel de remoción se logra cumplir con lo establecido en la ordenanza Municipal 404.

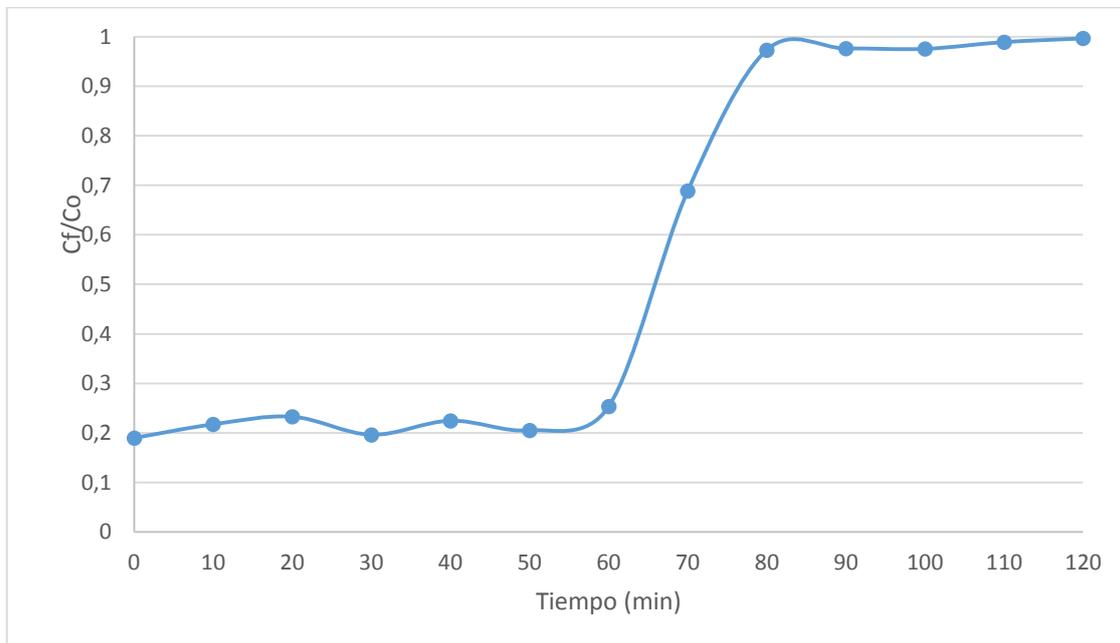
Para el ensayo para la determinación de la curva de ruptura se realizó usando un flujo de  $0,160 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$  ya que este permitió trabajar con la columna completamente inundada, permitiendo que el experimento se asemeje a la manera con la que se operan los filtros comúnmente.

### **3.3.3.2 Curva de ruptura con carbón activado A regenerado**

En la Figura 3.23 se muestra la curva de ruptura obtenida utilizando los datos del experimento con carbón activado A regenerado con agua en la estufa a  $110^{\circ}\text{C}$ .

De esta figura se observa que el punto de ruptura se alcanza a los 80 minutos, lo que indica que el proceso usado para la regeneración del carbón activado no logro remover completamente el material adsorbido en el ensayo previo a la regeneración. También se observa que la relación entre la concentración final e inicial se mantiene en un valor cercano a 0,2 durante los primeros 60 minutos del experimento a diferencia de los ensayos con carbón activado A nuevo que se mantiene en un valor de 0,1. Esto indica que el efluente sale de la columna con una concentración de sólidos suspendidos de  $37 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ . De manera que la

utilización de carbón activado regenerado también permite descargar los efluentes cumpliendo con la ordenanza municipal.



**Figura 3.23.** Curva de ruptura para el ensayo con carbón activado A regenerado con un caudal de  $0,160 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$

### **3.4 DISEÑO DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES CON ELECTROCOAGULACIÓN Y ADSORCIÓN EN CARBÓN ACTIVADO.**

Con los resultados de las pruebas en laboratorio efectuados, se observa que con la electrocoagulación complementada con filtros de carbón activado se logra una remoción de los contaminantes que permite que el agua residual alcance los valores permisibles para su descarga. Se realizó el diseño de una planta de tratamiento de aguas residuales aplicando criterios de ingeniería conceptual e ingeniería básica

### **3.4.1 INGENIERÍA CONCEPTUAL PARA EL DISEÑO DE LA PLANTA**

#### **3.4.1.1 Definición del producto**

El producto se trata de agua residual tratada con electrocoagulación y filtros de carbón activado que cumple con la norma técnica de la ordenanza 404 del Municipio del Distrito Metropolitano de Quito. Lo que permite su descarga posterior a un cauce de agua sin que afecte o altere su disposición final.

#### **3.4.1.2 Capacidad y localización de la planta**

La planta se diseñara para una capacidad de tratamiento de 90 m<sup>3</sup> por día. Y será ubicada aledaña al centro comercial. El centro comercial se encuentra ubicado al sur- este de la ciudad de Quito en la parroquia de San Rafael Cantón Rumiñahui.

#### **3.4.1.3 Disponibilidad de insumos y materia prima**

La materia prima será el agua residual a tratar la cual proviene del centro comercial. Los insumos principales son carbón activado y placas de hierro y aluminio que servirán como electrodos de reemplazo. Se cuenta con servicios básicos en la zona. El carbón activado y las planchas de hierro y aluminio se las podrá conseguir por proveedores nacionales. En las cercanías de la planta se cuenta con vías de primer y según orden por lo que se facilita la obtención de insumos.

#### **3.4.1.4 Alternativa tecnológica**

La alternativa tecnológica usada es la de electrocoagulación con carbón activado. Debido a su eficiencia al remover los contaminantes y poder llegar a los parámetros establecidos por las normas. Se detalla la secuencia de las operaciones unitarias a continuación.

- **Cribado:** Se dispone de 2 canales paralelos de 3 metros de largo donde el agua proveniente del centro comercial se receipta. En estos se encuentra una criba de placas paralelas con una distancia de 40 mm para un cribado grueso. La criba tendrá una inclinación de 75°. Esta ayuda a prevenir el paso de gruesos que podrían dañar equipos posteriores al cribado.
- **Electrocoagulación:** El agua que pasa el cribado será bombeada a un reactor para electrocoagulación que opera en un flujo ascendente como se menciona en la sección 1.3.4.1 con electrodos de aluminio y hierro a una densidad de corriente de 15 A·m<sup>-2</sup>. Los alcances de esta operación se explican en la sección 1.2.4
- **Filtración con carbón activado:** El agua que proviene de la electrocoagulación pasa por 3 filtros con carbón activado granular malla 8x20 en serie, 2 en operación y un tercero para cuando un operatorio se sature, el cual permite que el agua llegue a los valores exigidos por la norma.

#### **3.4.1.5 Identificación de los servicios (utilities)**

El principal servicio requerido es la energía eléctrica ya que algunos equipos funcionan con esta y la cual no será problema obtenerla por la ubicación de la planta.

### **3.4.2 INGENIERÍA BASICA PARA EL DISEÑO DE LA PLANTA.**

#### **3.4.2.1 Descripción del alcance del proyecto**

El presente proyecto tiene como objetivo el diseño de una planta para el tratamiento de aguas residuales de un centro comercial con una capacidad de

tratar 90 m<sup>3</sup> por día. Se decidió ubicar la planta en las cercanías del centro comercial en el que se dispondrá de insumos, vías de acceso y servicios generales que permitirán una operatividad constante de la planta. Se usó la alternativa tecnológica presentada en la sección 3.4.1.4 que nos permite alcanzar las remociones exigidas por ordenanza municipal 404 del MDMQ. Luego se realizó un balance de masa para estimar un área para la disposición lodos generados por electrocoagulación e insumos necesarios, igualmente un cálculo del consumo energético de la celda y del bombeo para lograr la remoción de los contaminantes. Se realizó una búsqueda de los equipos necesarios para la planta por catalogo

Posteriormente se distribuyeron los equipos que conforman la planta en el espacio físico de la planta para un buen desempeño de la misma. Se consideró un área sanitaria y bodega para insumos y herramientas para el mantenimiento de los equipos y tuberías.

### **3.4.2.2 Descripción detallada del proceso**

En esta sección se describe la operación de la planta de tratamiento de aguas residuales que se presenta en el diagrama de flujo del proceso.

La planta trabaja de forma continua, el proceso comienza con la recepción del agua residual la cual entra a los canales de aproximación construidos de concreto donde se encuentra las cribas CR-101 y CR-201 las cuales tienen la función de atrapar todo material grueso que pueda encontrarse en el agua residual y pueda provocar daño a los equipos posteriores. Se trabaja solo con un canal de cribado y se usara el segundo canal cuando sea necesario dar limpieza y mantenimiento al que este en uso. Del canal para el cribado el agua pasa a al tanque TKD-202. Este tanque tiene dos funciones la primera retener cualquier material sedimentable el cual no se retuvo en el cribado y la segunda mantener un nivel de agua que permita una alimentación constante al reactor para electrocoagulación EC-201 mediante la bomba B-1. El reactor EC-201

permite la recolección continua de los lodos generados por la parte superior los cuales se recolectan en el tanque TKD-203 el cual consta en la parte inferior una salida para coleccionar el agua que sale con los lodos y retornarla al tanque TKD-202. El agua que sale del reactor EC-201 ingresa al filtro de carbón activado FCA-301 por la parte superior con ayuda de la bomba B-2 para luego pase al filtro FCA-302. Cuando el filtro FCA-301 se satura se suspende el ingreso del agua a este para realizar el retrolavado o regeneración del carbón activado. En ese mismo momento el agua que viene del reactor EC-201 ingresa primero al filtro FCA-302 aun no saturado, para luego pasar por el filtro FCA-303. De esta forma se tiene una operación semicontinua de filtración en la que 2 filtros operan mientras el tercero se encuentra en regeneración.

Se cuenta además con un canal aliviadero en la entrada a la planta para controlar caudales excesivos ocasionados por aguas lluvias.

En la Tabla 3.11 se presenta la nomenclatura de los equipos utilizados para el tratamiento de las aguas residuales mediante electrocoagulación y filtros de carbón activado.

**Tabla 3.11.** Nomenclatura de los equipos utilizados para el tratamiento de las aguas residuales provenientes de un centro comercial

Nomenclatura	Equipo
CR-101	Criba del canal de aproximación 1
CR-102	Criba del canal de aproximación 2
EC-201	Reactor de electrocoagulación
TKD-202	Tanque de almacenamiento
TKD-203	Tanque para lodos generados
FCA-301	Filtro de carbón activado 1
FCA-302	Filtro de carbón activado 2
FCA-303	Filtro de carbón activado 3

### 3.4.2.3 Balance de masa y energía para la planta de tratamiento de aguas residuales.

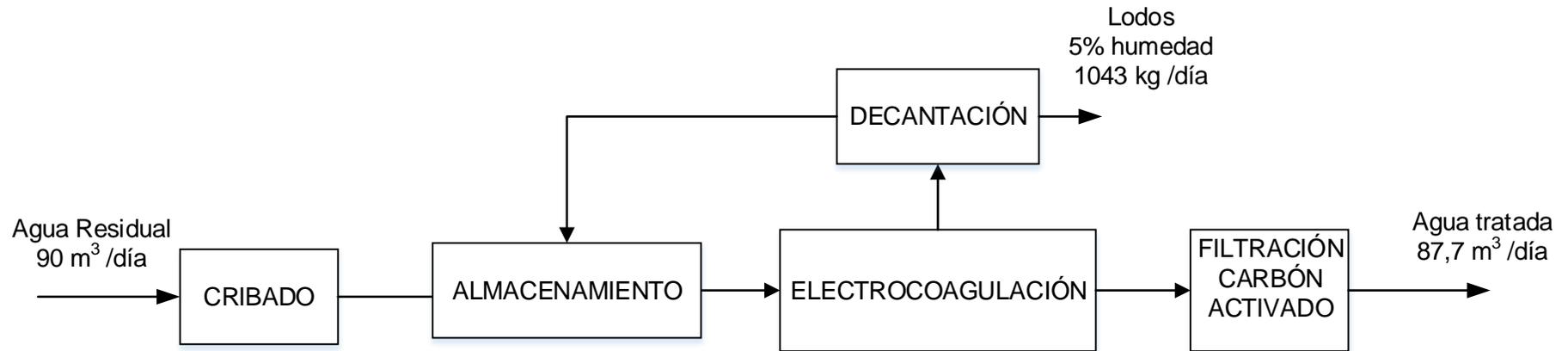
En la Tabla 3.12 se presenta las Características de las corrientes indicadas en el diagrama de flujo del sistema propuesto para el tratamiento de las aguas

residuales que se obtuvieron a partir del balance de masa y energía. Los cálculos pertinentes de presentan en el Anexo X.

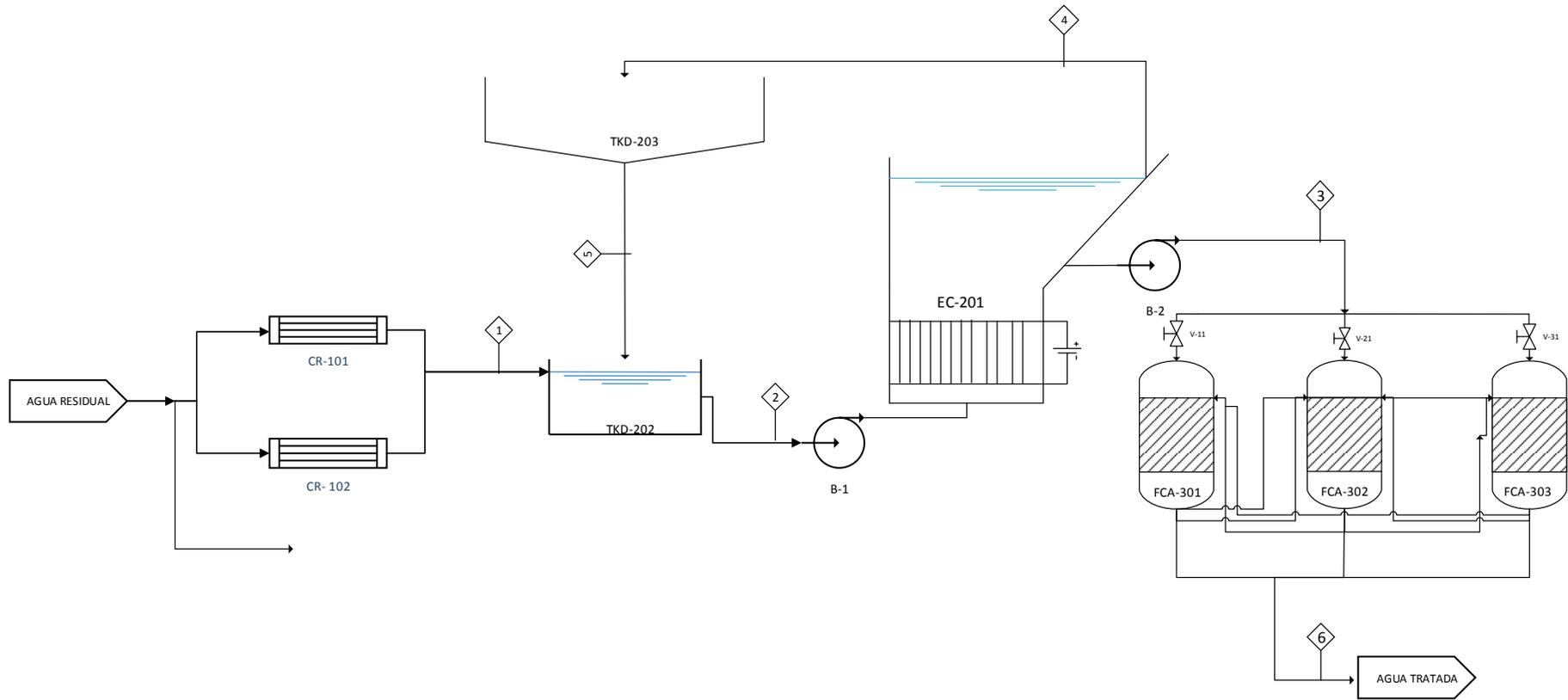
**Tabla 3.12.** Características de las corrientes del diagrama de flujo (PFD)

No. Corriente	Flujo	Unidad	DQO [mg/L]	DBO5 [mg/L]	Sol. Susp [mg/L]	pH
1	90,00	m <sup>3</sup> /día	1 147,3	847,3	376	7,3
2	90,00	m <sup>3</sup> /día	1 147,3	847,3	376	7,3
3	87,79	m <sup>3</sup> /día	1 14,7	< 20	123,3	8,4
4	2 207,00	Kg/día	-	-	-	-
5	154,50	L/día	-	-	-	8,4
6	87,78	m <sup>3</sup> /día	-	< 20	26,3	8,1

**3.4.2.4 Diagrama de bloques (BFD) y diagrama de flujo (PFD) propuesto de la planta para tratamiento de las aguas residuales provenientes de un centro comercial.**



**Figura 3.24.** Diagrama de Bloques propuesto para el tratamiento de las aguas residuales provenientes de un centro comercial (BFD)



**Figura 3.25.** Diagrama de Flujo propuesto para el tratamiento de las aguas residuales provenientes de un centro comercial (PFD)

### 3.4.2.5 Dimensionamiento de los equipos necesarios para la planta de tratamiento de aguas residuales provenientes de un centro comercial.

Los cálculos desarrollados para el dimensionamiento de los equipos que conforman la planta para el tratamiento se presentan con detalle a continuación. En base a estos cálculos se escogió los equipos de los catálogos presentados en el Anexo XII.

Para el dimensionamiento de los canales de aproximación se usó las siguientes ecuaciones:

$$Ac = \frac{Q}{V \times Pm} \left( \frac{db+eb}{eb} \right) \quad [2.1]$$

Se hizo el cálculo del ancho del canal considerando el flujo para el tratamiento de los 90m<sup>3</sup> por día, un diámetro de las barras de la criba de 12,7 mm y una separación entre las barras de la criba de 40 mm

$$Ac = \frac{2,08 \frac{L}{s}}{0,6 \frac{cm}{s} \times 25,1} \left( \frac{4cm + 1,27cm}{1,27cm} \right)$$

$$Ac = 0,5724 \text{ cm}$$

Por construcción se escoge que el ancho de canal sea de 60 cm. Con la ecuación 2.2 se determinó la velocidad lineal del agua después de la criba con el fin de determinar que la pérdida de carga no supere los límites permisibles mencionados en la sección 1.3.1 para lo que se usó la ecuación 1.21 considerando la criba limpia.

$$v = \frac{V}{\left( \frac{db+eb}{eb} \right)} \quad [2.2]$$

$$v = \frac{0,6 \frac{cm}{s}}{\left(\frac{4cm + 1,27cm}{1,27cm}\right)} = 0,45 \frac{cm}{s}$$

$$h_l = \frac{1}{c} \left( \frac{v^2 - v'^2}{2g} \right) \quad [1.21]$$

$$h_l = \frac{1}{0,7} \left( \frac{\left(0,6 \frac{cm}{s}\right)^2 - \left(0,45 \frac{cm}{s}\right)^2}{2 \cdot 9,81} \right) = 1,15cm$$

Por lo que no se supera la pérdida de carga a través de la criba recomendada en bibliografía (150mm)

Para el cálculo de número de orificios de la criba en el canal se usó la ecuación 2.3

$$N = \frac{A_n}{eb \times H_c} \quad [2.3]$$

El área libre de los orificios en la criba está dada por:

$$A_n = \left( \frac{eb}{eb + db} \right) \cdot A_c \cdot H_c$$

$$A_n = \left( \frac{4cm}{4cm + 1,27cm} \right) \cdot 0,3cm \cdot 0,35cm = 0,08m^2$$

Por lo que:

$$N = \frac{0,08m^2}{0,04m \times 0,35m} = 5,7 \approx 6 \text{ orificios}$$

A continuación en la Tabla 3.13 se presentan las dimensiones de los canales de aproximación y en la Tabla 3.14 las especificaciones de las criba que van en los canales de aproximación.

**Tabla 3.13.** Especificaciones de los canales de aproximación

Parámetro	Unidad	Valor
Canal de aproximación		
Material	–	Concreto
Volumen	m <sup>3</sup>	0,63
Altura	cm	35
Ancho	cm	60
Largo	m	3

**Tabla 3.14.** Especificaciones de las cribas para la remoción de sólidos gruesos.

Parámetro	Unidad	Valor
Cribas		
Material	–	Acero inoxidable
Distancia entre barras	mm	40
Numero de orificios en la criba	-	6
Diámetro de las barras	mm	12,7
Ancho	cm	30
Largo de la criba	cm	37
Angulo de inclinación	°	75

En la Tabla 3.15 se presenta las especificaciones del tanque TKD-202, este tanque tiene como función mantener un nivel de agua para el posterior bombeo al reactor de electrocoagulación previo a la electrocoagulación y en la Tabla 3.16 las características de las bombas B-1 y B-2 para el transporte del agua residual al reactor de electrocoagulación y hacia los filtros de carbón activado. Estas últimas fueron seleccionados según los requerimiento energéticos presentados en el Anexo.

**Tabla 3.15.** Especificaciones del tanque TKD-202 para la planta de tratamiento de aguas residuales

Parámetro	Unidad	Valor
Tanque TKD-202		
Material	–	Concreto
Volumen	m <sup>3</sup>	13,5
Altura	m	2
Ancho	m	2,5
Largo	m	2,7

**Tabla 3.16.** Características de la bomba para el transporte de las aguas residuales

Parámetro	Unidad	Valor
Caudal de operación	m <sup>3</sup> /h	7,5
Potencia	kW	0,35
Altura de la bomba	m	2,5

El dimensionamiento de la celda se lo realizo con las ecuaciones 2.4 y 2.5 las que permitieron encontrar el tiempo de residencia para funcionamiento de la celda en continuo a partir de los resultados del ensayo 9 en el cual se alcanzó las mejores remociones para DQO. Se presenta el desarrollo de esto a continuación.

$$\frac{t}{C_{Ao}} = \frac{1}{kC_{Ao}} \int_0^x \frac{dx}{(1-x)} \quad [2.4]$$

Integrando la ecuación anterior con las condiciones del ensayo 9 (remoción DQO 90% en 30 minutos) se obtiene una constante k:

$$30 \text{ min} = \frac{1}{k} \int_0^{0.9} \frac{dx}{(1-x)}$$

$$30 \text{ min} = \frac{1}{k} \ln \frac{1}{1-x}$$

$$30 \text{ min} = \frac{1}{k} \ln \frac{1}{1-x} \quad x = 0,9$$

$$k = \frac{1}{30 \text{ min}} \ln \frac{1}{1-0,9}$$

$$k = 0,076 \text{ min}^{-1} = 4,6 \text{ h}^{-1}$$

Para la ecuación en flujo continuo utilizando la constante k calculada se tiene un tiempo de residencia en la celda de:

$$\frac{\tau}{C_{Ao}} = \frac{x}{kC_{Ao}(1-x)} \quad [2.5]$$

$$\tau = \frac{0,9}{4,6h^{-1} (1 - 0,9)}$$

$$\tau = 1,95 h$$

Con el tiempo necesario para alcanzar las remociones en funcionamiento continuo se determinó el volumen de la celda para el tratamiento de 90 m<sup>3</sup> por día con la ecuación 2.6

$$Vr = Q \times tr \quad [2.6]$$

$$Vr = 90 \frac{m^3}{dia} \frac{1 dia}{12 h} \times 1,95 h$$

$$Vr = 14,625 m^3$$

En la Tabla 3.17 se presenta las dimensiones de la celda para la electrocoagulación y en la Tabla 3.18 se presentan las características de la fuente de poder para proporciona corriente continua a la celda.

**Tabla 3.17.** Especificaciones de la celda para la electrocoagulación EC-201

Parámetro	Unidad	Valor
Celda de electrocoagulación EC-201		
Material	–	Acrílico
Espesor	mm	3
Volumen	m <sup>3</sup>	14,6
Altura	m	2,5
Ancho	m	1,3
Largo	m	4,5

**Tabla 3.18.** Características de la fuente de poder para la celda de electrocoagulación

Parámetro	Unidad	Valor
Fuente de poder DC programable marca Beijing Chunshu modelo IGHF		
Potencia	kW	1,44
Amperaje	A	0 - 600
Voltaje	V	0 - 20

Para el dimensionamiento de los filtros se utilizó la cantidad de carbón activado de los ensayos realizados para la curva de ruptura con carbón activado A y se calculó el volumen que ocupara dicha cantidad ocupando la ecuación 2.7

$$V_{ca} = \frac{d_{ca}}{m_{ca}} \quad [2.7]$$

$$V_{ca} = \frac{3420,1Kg}{582 \frac{Kg}{m^3}}$$

$$V_{ca} = 4,31m^3$$

Este volumen será considerado el de 2 filtros que operan en serie en forma semicontinua. El diámetro del filtro se determinó mediante el cálculo del área necesaria considerando una altura del lecho de carbón activado de 1,20 metros

$$A = \frac{V_{ca}}{h} \quad [2.8]$$

$$A = \frac{2,15m^3}{1,20 m} = 1,79 m^2$$

$$D = \sqrt{\frac{4A}{\pi}}$$

$$D = \sqrt{\frac{4 \cdot 1,79 m^2}{\pi}} = 1,50 m$$

Se considera que el filtro trabajara con la mitad de su volumen para realizar el retrolavado de los filtros y el sistema de distribución del agua sobre el lecho. Por lo que la altura del filtro será:

$$H = 2 \cdot h \quad [2.9]$$

$$H = 2 \cdot 1,20m = 2,40m$$

Las especificaciones del tanque para decantar los lodos y los filtros de carbón activado se presentan en las Tablas 3.19 y 3.20 respectivamente. El tanque para decantar los lodos se escogió en base a la cantidad de lodos generados presentado en el Anexo X.

**Tabla 3.19.** Especificaciones del tanque TKD-203 para los lodos generados

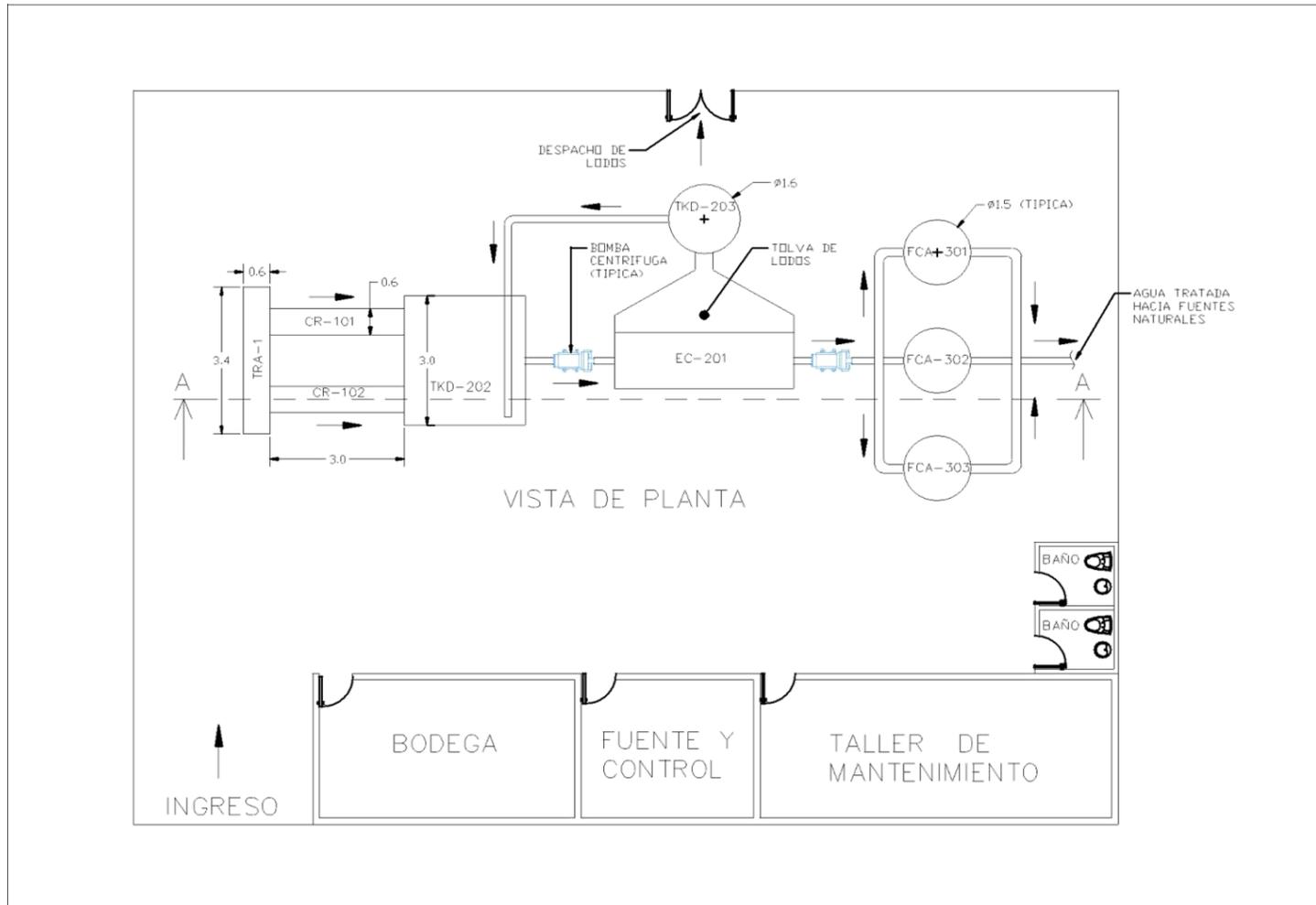
Parámetro	Unidad	Valor
Tanque de decantación de lodos TKD-203		
Material	–	Poliester
Espesor	mm	3
Volumen	m <sup>3</sup>	2
Altura	m	2,55
Diámetro	m	1,6
Numero de soporte	-	3
Cono	°	60 sobre horizontal

**Tabla 3.20.** Especificaciones de los filtros para adsorción con carbón activado

Parámetro	Unidad	Valor
Filtros de carbón activado		
Material	–	Acero
Espesor	mm	4
Volumen	m <sup>3</sup>	4,3
Altura	m	2,4
Diámetro	m	1,5
Filtro consta con válvulas de entrada y salida en la parte superior e inferior. Sistema de distribución del flujo por tuberías perforadas en la parte superior del filtro		
Diámetro tuberías distribución	mm	38
Diámetro orificios	mm	5
Distancia entre tuberías	m	0,6
Distancia entre orificios	Cm	10,2

### 3.4.2.6 Distribución de los equipos en la planta.

Finalmente se presenta a continuación en la figura 3.26 la distribución de los equipos mencionados en la sección anterior en la planta de tratamiento de aguas residuales. En la figura 3.27 se presenta un corte que permite ver las elevaciones de los equipos que conforman la planta de tratamiento.



**Figura 3.26.** Distribución de los equipos en planta

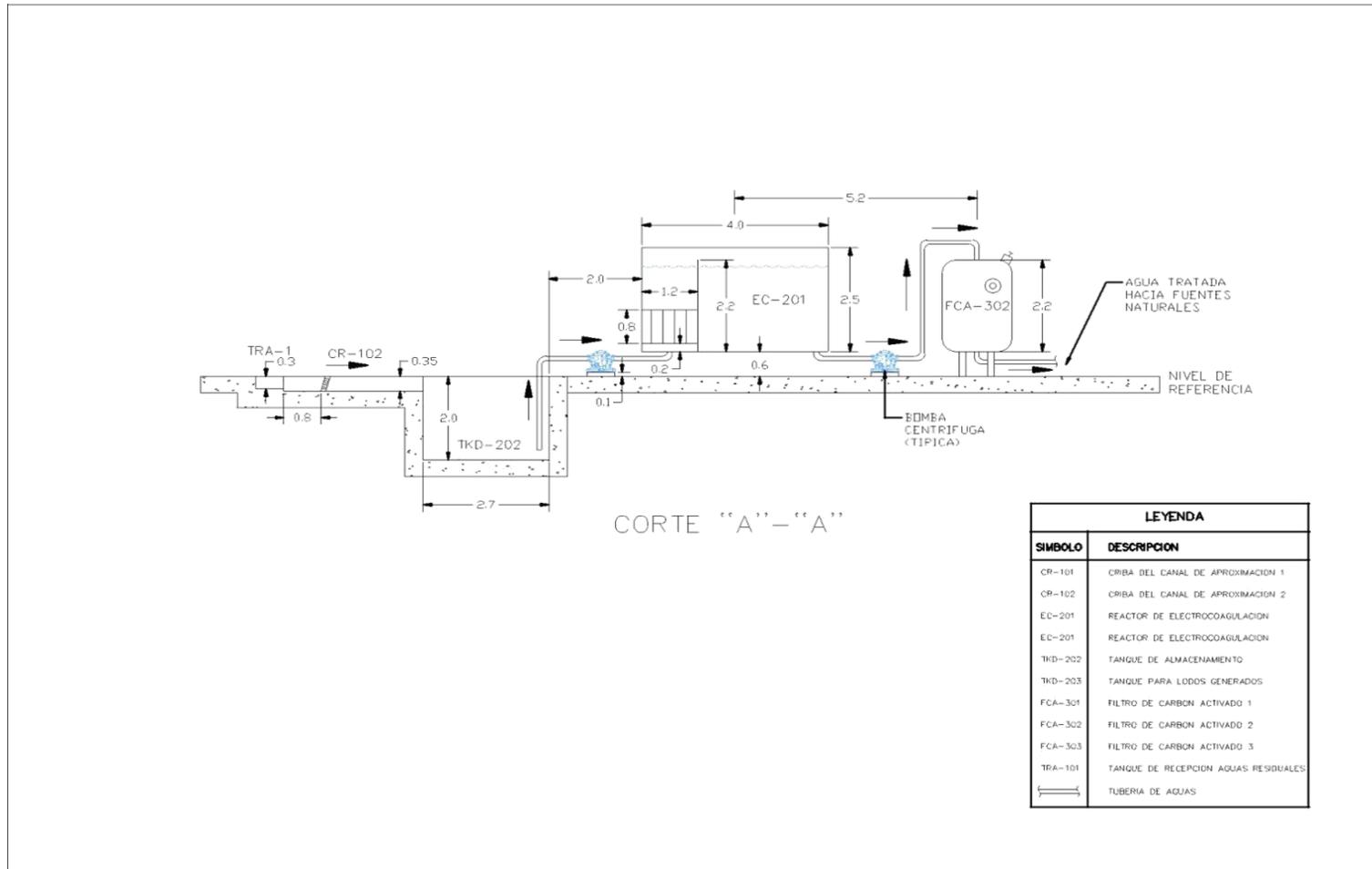


Figura 3.27. Corte transversal de la planta

### 3.5 ANÁLISIS ECONÓMICO PRELIMINAR

Se detalla a continuación los resultados obtenidos del análisis económico para la implementación de la planta de tratamiento de aguas residuales provenientes de un centro comercial. Este análisis se fundamentó en los aspectos técnicos presentados en la sección 3.4 de este capítulo. Los cálculos desarrollados para determinar los costos se presentan en el Anexo XII.

#### 3.5.1 INVERSIONES

Se presenta a continuación en la Tabla 3.21, la inversión requerida para la construcción de la planta de tratamiento considerando la construcción de los canales de aproximación, el tanque previo a la electrocoagulación, cerramiento bodegas y servicios. Se considera que el centro comercial cuenta con el terreno para la construcción de la planta. Respecto al área, ésta se estimó a partir de la distribución en planta presentada en la Figura 3.26 y de las dimensiones de los equipos expuestos en la sección 3.4.2.5.

**Tabla 3.21.** Inversión en construcciones.

<b>Construcciones</b>	<b>Inversión (USD)</b>
Canales de aproximación	2 150,00
Tanque TKD-202	660,00
Bodega y mantenimiento	1 300,00
Servicios	450,00
<b>Total</b>	<b>4 560,00</b>

Seguidamente se presenta la Tabla 3.22, en la que se detalla la inversión en maquinaria y equipos. Ésta se basó en el dimensionamiento de los equipos requeridos para el tratamiento de las aguas residuales generadas de un centro comercial de las proformas y catálogos consultados para los mismos, mismas que se exponen en el Anexo XIII. Adicionalmente, en la tabla 3.23 se puntualiza la inversión en otros activos necesarios para un buen funcionamiento de la planta.

**Tabla 3.22.** Inversión en maquinaria y equipos

Denominación	Cantidad	Valor unitario	Inversión
Cribas CR-101 y CR-102	2	1 100,00	2 200,00
Celda para electrocoagulación EC-201	1	14 500,00	14 500,00
Fuente de poder	1	45 000,00	45 000,00
Decantador de lodos TKD-203	1	2 500,00	2 500,00
Bombas centrifugas B-1 y B-2	2	325,00	650,00
Filtros de carbón activado	3	3 800,00	11 400,00
<b>Precio total del equipo en fábrica (+40 %)</b>			<b>30 500,00</b>
<b>Total</b>			<b>106 750,00</b>

**Tabla 3.23.** Inversión en otros activos

Activo	Cantidad	Valor unitario (USD)	Inversión (USD)
Lote de tuberías	1	800,00	800,00
Instrumentación y control	1	2 500,00	2 500,00
Equipo de Laboratorio	1	15 000,00	15 000,00
Kit de Reactivos	4	560,00	2 240,00
Herramientas	–		1 200,00
Repuestos (conectores, codos)	–		1 000,00
Estantes	2	350,00	700,00
<b>Total</b>			<b>23 440,00</b>

Se muestra en la Tabla 3.24 un resumen de la inversión fija que implica la planta de tratamiento de aguas residuales mediante electrocoagulación y filtros por carbón activado.

**Tabla 3.24.** Costos en inversión fija

Inversión fija	Valor (USD)
Construcciones	4 560,00
Maquinaria y equipos	106 750,00
Otros activos	23 440,00
Insumos de arranque	2 675,00
Imprevistos de la inversión fija (10 % Rubros anteriores)	13 742,50
<b>Total</b>	<b>151 167,50</b>

### 3.5.2 CAPITAL DE OPERACIÓN

Se presenta a continuación los valores de la inversión requerida para la operación de la planta de tratamiento de las aguas residuales. Estas se calcularon por cada semestre. En la Tabla 3.25 se presenta los costos que semestralmente implica la mano de obra requerida para la planta de tratamientos de aguas residuales por electrocoagulación y adsorción en carbón activado.

**Tabla 3.25.** Inversión semestral en mano de obra

Cargo	No.	Sueldo mensual	Total semestral
Jefe de planta	1	1 000,00	9 508,80
Obrero	2	500,00	8 015,00
Mecánico electricista	1	700,00	6 758,20
<b>Total</b>			<b>24 282,00</b>

La jornada de trabajo del personal indicado es de 8 horas diarias, los obreros tendrán horarios en los cuales por lo menos haya uno de ellos durante la jornada de trabajo de 12 horas al día. Los salarios consideran aportaciones al IESS y los derechos establecidos por el Ministerio de Relaciones Laborales

En la Tabla 3.26 se presenta la inversión que semestralmente implica tratar las aguas residuales mediante electrocoagulación y adsorción en carbón activado. Las cantidades especificadas para cada material resultan de los balances de masa desarrollados en el Anexo X. Los insumos son de fácil adquisición en el mercado ecuatoriano, sin restricción de ningún tipo, y no requieren de un manejo y transporte especial.

**Tabla 3.26.** Inversión semestral en materiales directos

Material	Cantidad	Unidad	Valor unitario (USD)	Inversión (USD)
Planchas de aluminio	12	Planchas (1,2×2,4 m)	220,00	2 640,00
Planchas de hierro	12	Planchas (1,2×2,4 m)	180,00	2 160,00
Carbón activado	5	Ton/mes	750,00	3 750,00
<b>Total</b>				<b>8 550,00</b>

En la Tabla 2.27 se resume la carga fabril semestral que implica la instalación y puesta en marcha de la planta de tratamiento de aguas residuales del centro comercial.

**Tabla 3.27.** Carga Fabril semestral

Depreciación	Vida útil (años)	Carga semestral (USD)
Construcciones	20	114,00
Maquinaria y equipo	15	3 558,33
<b>Reparación y mantenimiento (5 % Rubros anteriores)</b>		<b>183,62</b>
<b>Suministros</b>		
Agua		21,95
Electricidad		981,20
Transporte lodos		1 500,00
<b>Subtotal</b>		<b>2 686,77</b>
Imprevistos gastos indirectos (5 % Rubros anteriores)		134,34
<b>Total</b>		<b>2 821,11</b>

En la Tabla 3.28 se resumen los resultados obtenidos para el capital que implica la operación de sistema propuesta en el presente proyecto.

**Tabla 3.28.** Capital de operación por semestre

Capital de operación	Valor (USD)
Materiales directos	8 550,00
Mano de obra	24 282,00
Carga fabril	2 821,11
<b>Total</b>	<b>35 653,11</b>

### 3.5.2.1 Inversión total y financiamiento

En la Tabla 3.29 se compilan las inversiones que implica la planta de tratamiento de las aguas residuales del centro comercial. Del valor que corresponde a la inversión total, se propone que el 50% del proyecto se financie con el patrimonio de las partes interesadas en implementar el sistema de tratamiento propuesto y el 50% restante se cubra con préstamos otorgados por el banco.

**Tabla 3.29.** Resumen de inversiones

<b>Inversiones</b>	<b>Valor (USD)</b>
Inversión fija	151 167,50
Capital de operación	35 653,11
<b>Inversión total</b>	<b>186 820,61</b>
Capital social (50 % Inversión total)	93 410,30
Financiamiento (50 % Inversión total)	93 410,30

### 3.5.3 GASTOS FINANCIEROS

Los gastos de financiamiento corresponden al 50% de la inversión total del proyecto. Esta se financiará con préstamos otorgados por el banco. Al respecto, se propone un plazo de préstamo de diez años (20 cuotas), los pagos serán a cuota fija y una tasa interés de 10,18 % anual que es la tasa de interés efectiva referencial a Julio 2014 para el segmento Productivo Empresarial que corresponde a "Operaciones de crédito inferiores a USD 200 000,00 dirigidas a pequeñas y medianas empresas." establecido por el Banco central del Ecuador. De lo dicho anteriormente se obtienen los valores de amortización e interés para cada uno de los veinte semestres plazo en la Tabla 3.30.

**Tabla 3.30.** Gastos de administración y ventas

Semestre	Saldo (USD)	Amortizacion (USD)	Interes (USD)	Cuota (USD)
0	93 410,30			
1	90 616,54	2 793,76	4 768,60	7 562,36
2	87 680,15	2 936,39	4 625,97	7 562,36
3	84 593,86	3 086,29	4 476,07	7 562,36
4	81 350,02	3 243,84	4 318,52	7 562,36
5	77 940,58	3 409,44	4 152,92	7 562,36
6	74 357,09	3 583,49	3 978,87	7 562,36
7	70 590,65	3 766,43	3 795,93	7 562,36
8	66 631,94	3 958,71	3 603,65	7 562,36
9	62 471,14	4 160,80	3 401,56	7 562,36
10	58 097,93	4 373,21	3 189,15	7 562,36
11	53 501,47	4 596,46	2 965,90	7 562,36
12	48 670,36	4 831,11	2 731,25	7 562,36
13	43 592,62	5 077,74	2 484,62	7 562,36
14	38 255,66	5 336,96	2 225,40	7 562,36
15	32 646,25	5 609,41	1 952,95	7 562,36
16	26 750,48	5 895,77	1 666,59	7 562,36
17	20 553,73	6 196,75	1 365,61	7 562,36
18	14 040,64	6 513,09	1 049,27	7 562,36
19	7 195,05	6 845,59	716,77	7 562,36
20	0,00	7 195,05	367,31	7 562,36
Total		93 410,30	57 836,91	

### 3.5.4 INGRESOS POR CONCEPTO DE MULTAS

Debido a que la planta de tratamiento de aguas residuales a implementarse tiene como objeto la remediación de un pasivo ambiental y no la producción de un bien y servicio, los interesados en implementar la planta de tratamiento no percibirán ingresos como tal sino que se evitará el pago de multas por infracciones ambientales.

Para evitar el incumplimiento de las normas técnicas ambientales el órgano regulador encargado de prevenir daños ambientales castiga con una multa de entre 20 y 200 salarios básicos unificados (USD 6 800 y USD 68 000) considerando el nivel y tiempo del perjuicio al medio ambiente, además de la restauración del recurso natural afectado. Para esto, se desarrollan

bianualmente auditorías ambientales de cumplimiento (Ministerio del Ambiente del Ecuador, 2003, p.21)

En el caso del presente proyecto, se va a considerar que el centro comercial causante de la contaminación por motivo de la descarga inadecuada de las aguas residuales recibirá una sanción del valor que se tendría que desembolsar para hacer que el proyecto de la construcción y operación de la planta de tratamiento de aguas residuales.

### 3.5.5 INDICADORES ECONÓMICOS

A partir de los resultados presentados hasta el momento, mismos que se resumen a continuación en la Tabla 3.31, se determinó el valor a pagar por multas para obtener una tasa interna de retorno TIR y un valor actual neto VAN igual a cero del proyecto y el costo de tratamiento de cada metro cúbico de agua residual. Estos se presentan en la Tabla 3.32.

**Tabla 3.31.** Datos económicos necesarios para el cálculo del punto de equilibrio

	<b>Costos fijos (USD)</b>	<b>Costos variables (USD)</b>
Materiales directos		8 550,00
Mano de obra	24 282,00	
Depreciación	3 672,33	
Reparación y mantenimiento	183,62	
Suministros		2 686,77
Imprevistos Carga fabril	134,34	
<b>Costos totales semestrales</b>	<b>28 272,29</b>	<b>11 236,77</b>

**Tabla 3.32.** Indicadores económicos del proyecto

Valor a pagar por multas (USD)	50 054,05
Costo tratamiento m <sup>3</sup> agua residual (USD)	2, 44

Por lo que para los costos fijos semestrales iguales a \$ 28 272,29, costos variables semestrales de \$ 11 236,77. Se deberá tener un ingreso por multas

de \$ 50 054,05 por semestre. Para obtener un valor de la tasa interna de retorno TIR de 0%. Se determina que el costo del tratamiento de un metro cubico es de 2, 44. Este valor es bajo comparado con otro tipo de tratamientos de aguas residuales. Por otro lado, el alto ingreso que se evitaría por el pago de las multas demuestra que la implementación de un tratamiento de aguas residuales con electrocoagulación implica un alto costo inicial para la construcción de la planta.

El valor considerado como ingresos que equivale al no pago de las multas equivale a 147,25 remuneraciones básicas. Valor que cae dentro del rango de número de remuneraciones a pagar por multa que va de 20 a 200 remuneraciones. Sin embargo la multa real a pagar deberá ser determinada por las autoridades dependiendo la gravedad del daño que se causaría al no tratar las aguas residuales aplicando criterios más específicos del área ambiental.

Con los valores de TIR y VAN concebidos se puede afirmar que el proyecto de la construcción y operación de la planta no es factible económicamente. Sin La tasa de retorno en los seis primeros meses de operación de la planta de tratamiento es aproximadamente 0 %, por lo que no se puede afirmar que la propuesta sea económicamente factible. Por otro lado, la instalación de la planta se concibió con el sentido de la obligación del centro comercial de tratar de sus efluentes mas no como un negocio generador de un bien o servicio. De todas formas con el TIR del 0% es suficiente como para afirmar de que por lo menos el costo no es mayor al beneficio.

Esto también pone en claro que si se toma como referencia la tasa de interés pasiva máxima referencial del 8,15 anual otorgada por el Banco Central del Ecuador a julio del 2014 es más rentable invertir en el banco que en el proyecto. No obstante los beneficios para el centro comercial y el daño que se evita tratando las aguas residuales tienen mayor importancia que las ganancias que generaría el capital de inversión en el banco.

## 4. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

### 4.1 CONCLUSIONES

- De la caracterización físico química se conoce que las aguas residuales superan los valores de la DQO ( $1\ 147\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ),  $\text{DBO}_5$  ( $847\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) y solidos suspendidos ( $376\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) estipulados en la ordenanza municipal 404 del MDMQ.
- Del muestreo se afirma que la generación de los efluentes es variable en función de las actividades desarrolladas en el centro comercial.
- La mejor remoción de la DQO y los sólidos suspendidos de los ensayos de electrocoagulación con 9 litros de agua residual en laboratorio se logró utilizando electrodo de aluminio y hierro a la vez a diferencia de los ensayos utilizando solo electrodos de hierro o aluminio.
- Valores de pH inicial ácidos (5, 6) para tratar efluentes generados del centro comercial con electrocoagulación tienen una mayor remoción de la DQO y solidos suspendidos en un menor tiempo (30 minutos) que pH iniciales neutro o básicos (7,3; 8,0 y 9,5).
- Se alcanzó remociones de la DQO (90%) y solidos suspendidos (56%) en 30 minutos, en los ensayos de electrocoagulación con una densidad de corriente de  $12,5\ \text{A}\cdot\text{m}^{-2}$  y una distancia entre los electrodos de 1,5 cm. Sin necesidad de modificar el pH inicial del agua residual.
- La disminución de la distancia entre electrodos de 3 cm a 1,5 cm logra remociones de la misma magnitud pero con el uso de la mitad de energía eléctrica en la electrocoagulación.
- El carbón activado granular malla 8x20 A presenta un buen ajuste a la isoterma de adsorción de Freundlich. Además de remover los sólidos

suspendidos dejando el agua residual con una concentración de 24 mg·L<sup>-1</sup>. Operando con un flujo de 0,16 L·min<sup>-1</sup>. Cumpliendo con lo establecido en la ordenanza municipal 404 del Distrito Metropolitano de Quito

- El uso de carbón activado A regenerado mediante agua y calentamiento a 110°C permite la reutilización del carbón activado dejando el agua residual con una concentración de 37 mg·L<sup>-1</sup>. Operando con un flujo de 0,16 L·min<sup>-1</sup>. Cumpliendo con lo establecido en la ordenanza municipal 404 del Distrito Metropolitano de Quito
- Para el tratamiento de 90 m<sup>3</sup> diarios de aguas residuales provenientes de un centro comercial se propone el siguiente proceso: 1) cribado de las aguas residuales, 2) electrocoagulación de las aguas, 3) separación de los lodos generados por electrocoagulación y 4) filtración del agua residual por filtros de carbón activado.
- Para el tratamiento de 90 m<sup>3</sup> diarios de aguas residuales provenientes de un centro comercial implica una inversión fija de USD 151 167,50 con un costo semestral de 39 509,06 y un costo de USD 2,44 por cada m<sup>3</sup> tratado. Estos valores corresponden para un TIR y VAN de 0.

## 4.2 RECOMENDACIONES

- Por los altos porcentajes de remoción obtenidos con electrocoagulación y adsorción se recomienda implementar esta técnica para el tratamiento de las aguas residuales provenientes del centro comercial.
- Realizar ensayos a una mayor escala con el fin de verificar la reproducibilidad de los resultados obtenidos a escala laboratorio

- Realizar una caracterización físico-química de los lodos generados con el fin de encontrar un aprovechamiento de los mismos o definir el tratamiento más adecuado para su disposición final.

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Acardio, P. Sincero, A. (2002). *Physical.Chemical treatment of water and wastewater*. (1era ed.). Boca Raton, USA: IWA Publishing.
2. Aguirre, J. Olivero, M. y Moncada, A. (2003). Particle densimetric Froude number for estimating Sediment Transport.- *Journal of Hydraulic Engineering*, 129(6), 428-437. Doi:10.1061/(ASCE)0733-9429
3. American Public Health Association, APHA. (1976). Standard methods for the examination of water and wastewater (14va ed.) Springfield, USA: Bru- ElGraphic Inc.
4. American Public Health Association, APHA. (1992). Standar methods for the examination of water ans wastewater. (18va ed.) Washington DC, USA: joint Editorial Board.
5. American Water Works Association y American Society of civil Enineers. (2005). *Water Treatment Plant Design* (4ta. ed.). New York, McGraw-Hill
6. Amiad. (2012). Filtros de Media. Recuperado de: [www.aimad.es/downloads/brochures/Sand Media Brochure\\_05.00\\_ENG.zip](http://www.aimad.es/downloads/brochures/Sand Media Brochure_05.00_ENG.zip) (Julio, 2014)
7. Bard, A. y Faulkner, L. (2001). *Electrochemical methods: Fundamentals and Applications*. (2da ed.). New York, USA: John Wiley & Sons.
8. Bayramoglu, M. Kobya, M. Can, O y Sozbir, M. (2004). Operating cost analysis if electrocoagulation of textile dye wastewater, *Separation and Purification Technology*, 37(7), 117-125.
9. Beijing Chunshu Rectifier. (2013). Direct urrent power suply catalog. Recuperado de: [chunshu.company.weiku.com/products/](http://chunshu.company.weiku.com/products/) (Julio, 2014)
10. Bertram, J. Ballance, R. (1996). *A practical quide to design and implementation of freshwater* . Recuperado de: [http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/resourcesquality/wqmchap13.pdf](http://www.who.int/water_sanitation_health/resourcesquality/wqmchap13.pdf)
11. Butler, E. Hung, Y. Yeh, R y AL Ahmad M. (2011). Electrocoagulation in Wastewater Treatment. *Water*, 3, 495-525. doi: 10.3390/w3020495
12. Cameron Carbon. (2006). *Activated Carbon and Related Technology*, Havre de Grace, Estados Unidos. Recuperado de [www.cameroncarbon.com/docuyments/carbon\\_structure.pdf](http://www.cameroncarbon.com/docuyments/carbon_structure.pdf) (Enero, 2014)

13. Can, O. Kobya, M. Demirbas, E. y Bayramoglu, M. (2006) *Treatment of the textile wastewater by combined electrocoagulation*. Elsevier. 62(2), 181-187
14. Cañizares, P. Jimenez, C. Matínez, F. Rodrigo, M. y Sáez, C. (2009). The pH as a key parameter in the choice between coagulation and electrocoagulation for the treatment of wastewater by electrocoagulation with iron plate electrodes. *Journal of Hazard Materials*, 163(1), 158-164. doi:10.1016/j.jhazmat.2008.06.073. *Journal of Hazard Materials*, 163(1), 158-164. Doi: 10.1016/j.jhazmat.2008.06.073
15. Chen, G. Hung, Y. (2007). *Advanced physicochemical treatment technologies*. doi:10.1007/978-1-59745-173-4\_2
16. Chuc, N. (2009). *Reducción de la carga orgánica en el agua residual en una planta industrial mediante la aplicación de la reacción de Fenton*. (Proyecto de titulación previo a la obtención del título de Ingeniero Químico). Universidad Veracruzana, Veracruz, Mexico.
17. Comninellis, C. Cheng, G. (2010). *Electrochemistry for Environment*. (1era ed.) USA: Springer.
18. Coon, T. (2003). *Activated Carbon Water Treatment*. Michigan State University Extension. Recuperado de [http://www.msue.msu.edu/objects/content\\_revision/download.cfm/revision\\_id.499668/workspace\\_id.-4/01500610.html/](http://www.msue.msu.edu/objects/content_revision/download.cfm/revision_id.499668/workspace_id.-4/01500610.html/) (Enero, 2014)
19. Corporación Autónoma Regional de Boyacá Copoboyaca. (2008). *Diseño planta piloto de aguas residuales Municipio de Sotaquirá-Departamento de Boyacá*. Recuperado de: <http://www.contratos.gov.co/archispuc1/DA/132035000/06-1-66605.pdf> (Febrero, 2014)
20. Costa, J. (2005). *Diccionario de fisicoquímica*. (1era. ed.). Madrid, España: Diaz de Santos Ediciones.
21. Crites, R. y Tchobanoglous, G. (1998). *Small and Decentralized wastewater management systems*. (2da. ed.). Boston, USA: McGraw-Hill
22. de Moel, R. Verberk, J. Van Dijk, J. (2006). *Drinking Water Principles and Practices* (1era. ed.). Holanda: World Scientific Publishing.
23. DeLise, J. (2005) *Shopping Center Classifications: Challenges and Opportunities*. Recuperado de: [http://nextgen.icsc.org/srch/rsrch/wp/USSC\\_Class\\_091305.pdf](http://nextgen.icsc.org/srch/rsrch/wp/USSC_Class_091305.pdf) (Agosto, 2013).
24. Department of US Army. (2001). *Adsorption Design Guide*. U.S. Army Corps of Engineers. Estado Unidos. Recuperado de [www.wbdg.org/ccb/ARMYCOE/COEDG/dg\\_1110\\_1\\_2.pdf](http://www.wbdg.org/ccb/ARMYCOE/COEDG/dg_1110_1_2.pdf) (Enero, 2014)

25. Droste, R. (1997). Theory and Practice of water and wastewater treatment. (2da ed.). New York: Jhon Wiley & sons.
26. Duan, J. y Gregory, J. (2003). Coagulation by hydrolysing metal salts. *Advances in colloid and interface science*, 100(02), 475-502.
27. Dvorak, B y Skipton, S. (2013). Drinking Water Treatment: Activated Carbon Filtration. *Water Resource Management*. Recuperado de [ianrpubs.unl.edu/epublic/live/g1489/build/g1489.pdf](http://ianrpubs.unl.edu/epublic/live/g1489/build/g1489.pdf) (Enero, 2014)
28. Empresa publica Metropolitana de Agua Potable y Saneamiento (EPMAPS). (2012). Potablizacion del agua de Quito. Recuperado de: <http://www.aguaquito.gob.ec/tratamiento> (Junio, 2014)
29. Environmental Protection Agency, EPA. (2004). Primer for Municipal Wastewater Treatment Systems. Recuperado de [water.epa.gov/abouthow/owm/upload/2005\\_08\\_19\\_primer.pdf](http://water.epa.gov/abouthow/owm/upload/2005_08_19_primer.pdf) (Enero, 2014)
30. Flores, O. (2006) Design of an activated carbon columns plant for studying of micro-pollutants removal. Universidad Catolica de Lovaina. Recuperado de: <http://bibing.us.es/proyectos/abreproy/20087/fichero/CHAPTER%203.pdf> (Junio, 2023)
31. Goel, R. Flora, J. y Chen J. (2005). *Physicochemical treatment processes*. (1era ed.). Cleveland: HUMANA Press.
32. Grundfos. (2013). Grundfos CM centrifugal pumps. Recuperado de: [us.grundfos.com/products/find-product/cm-cme.html](http://us.grundfos.com/products/find-product/cm-cme.html) (Julio, 2014)
33. Gunukula, S. (2008). Electrocoagulation/Flotation Treatment of synthetic Surface water. (Tesis previo a la obtención del título de Master en Ciencias en Ingeniería Civil) Universidad Estatal e Cleveland, Cleveland, USA.
34. Hernandez, A. (2001). *Depuracion y desinfeccion de aguas residuales*. (5ta ed.) Madrid, España: Seignor.
35. Jiang, J. Graham, N. Andre, C, Kelsall, G y Brandon, N. (2002). Laboratory study of electro-coagulation-flotation for water treatment. *Water Research*, 36(16), 4064-4078.
36. Johnson, M. Ratnayaka, D. y Brandt, M. (2009). *Water Suply*. (6ta. ed.). Oxford, UK. Elsevier.
37. Kaselco. (2013). Treatment of Produced Water by Electrocoagulation. Recuperado de: [www. Kaselco.com/treatment-of-prodeded-water-by-electrocoagulation.html](http://www.Kaselco.com/treatment-of-prodeded-water-by-electrocoagulation.html). (Febrero, 2014).
38. Kobya, M. Can, O. y Bayramoglu, M. (2003). Treatment of textile wastewaters by electrocoagulation usiing iron and aluminim electrodes.

*Journal of Hazardous Materials*, 100, 163-178 doi: 10.1016/S0304-3894(03)00102-X

39. Koare, C. Charkraborty, A. Khopade, A. y Mahadik, K. (2008). Biofilm: Importance and applications. *Indian Journal of Biotechnology*, 8(10), 159-168.
40. Krewer, D. y Moona, N. (2012). *Adsorption of organic Pollutants in Peat and Carbon filters: A Pilot Study of Landfill Leachates*. (Tesis previo a la obtencion de titulo de master en Ecologia Industrial) Universidad de Tecnologia de Chalmers, Goteborg, Suecia.
41. Lai, C. y Lin, K. (2006). Sludge conditioning characteristics of copper chemical mechanical polishing wastewater treated by electrocoagulation. *Journal of Hazardous Materials*, 136, 183-187.
42. Lin, C. Lo, S. Kuo, C. y Wu, C. (2005). Pilot Scale electrocoagulation with bipolar aluminum electrodes for On-Site domestic greywater reuse. *Jornal of environmental engineering*, 131(3), 491-495. Doi:10.1061/(AASCE)0733-9372(2005)131:3(491).
43. Liu, H. Zhao, X y Qu, J. (2010). Electrocoagulation in water treatment. *Electrochemistry for environment*, 10, 245-262 doi:10.1007/978-0-387-68318-8\_10
44. Lower, S. (2004). Chemical reaction at an electrode, galvanic and electrolytic cells, simon Fraser university, Vancouver, Canada. Recuperado de: <http://www.chem1.com/acad/pdf/c1xElchem.pdf> (Diciembre 2013)
45. Lu, S. Liu, J. Li, S y Biney, E. (2013). Analysis of upflow aerated biological activated carbon filter filter technology in drinking water treatment. *Environmental Technology*, 34(13-16), 2345-2351. Recuperado de <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/24350490#> (Febrero, 2014)
46. Luna, D. Gonzales, A. Gordon, M. y Martin, N. (2007). Obtencion de carbon activado a partir de la cascara de coco. Recuperado de: [http://www.izt.uam.mx/newpage/contactos/anterior/n64ne/carbon\\_v2.pdf](http://www.izt.uam.mx/newpage/contactos/anterior/n64ne/carbon_v2.pdf) (Julio, 2013)
47. Manahan, S. (2005). *Environmental Chemistry*. (8va ed.). Boca Raton, Estados Unidos. CRC Press
48. Martin, J. (1990). Adsorción física de gases y vapores por carbones (1era. ed.). Alicante, España: Espagrafic.
49. Martinez, F. (2007). *Tratamiento de aguas residuales industriales mediante electrocoagulación y coagulación convencional*. (Disertación doctoral no publicada). Universidad de Castilla-La Mancha, Ciudad Real, España.

50. Martínez, Y. (2010). Tratamiento de osmosis inversa para la obtencion de agua de boca en una urbanizacion de Montecanal (Zaragoza). (Proyecto previo a la obtencion del titulo de Ingeniera Tecnica industrial). Universidad de Zaragoza, Zaragoza, España.
51. McGhee, T. (1991). *Water suply and sewerage* (6ta ed.). New York, USA: McGraw-Hill
52. Metcalf, L. Eddy, H. Tchobanoglous, G. (2004). *Wastewater Engineering: treatment, disposal and reuse*. (4ta ed.). New York: McGraw-Hill
53. Mills, D. (2000). A new process for electrocoagulation, American Water Works Association, 92(6), 34-43. doi:JAW\_00516558.
54. Mittal, A. (2011). *Biological wastewater treatment*. Recuperado de: <http://www.watertoday.org/Article%20Archieve/Aquatech%2012.pdf>
55. Mohammad, M. Morkovsky, P. Jewel, A. Mehmet, K. Parga, J. y Cocke, D. (2004). Fundamentals, present and future prespectives of electrocoagulation. Department of Chemistry Univesity od Dhaka, Bangladesh. Recuperado de: [www.academia.edu/337416/Fundamentals\\_present\\_and\\_future\\_perspectives\\_of\\_electrocoagulation](http://www.academia.edu/337416/Fundamentals_present_and_future_perspectives_of_electrocoagulation). (Febrero, 2014)
56. Mollah, M. Yousuf, P. Schennach, R. Parga, J.R. y Cocke, D. (2001). Electrocoagulation (EC) science and applications. *Journal of Hazardous Materials*, 84, 29-41.
57. Municipio del Distrito Metropolitano de Quito, MDMQ. (2005). Normas tecnicas para la aplicación de la codificacion del titulo V “Del Medio Ambiente”, libro segundo, de codigo municipal del distrito metropolitano de quito. Recuperado de: [www.ecuadorambiental.com/doc/normas:tecnicas.pdf](http://www.ecuadorambiental.com/doc/normas:tecnicas.pdf)
58. Nalco Chemical Company. (1982). *Manual del agua. Su naturaleza, tratamiento y aplicaciones*. (1era ed.) McGraw – Hill.
59. National Small Flows Clearinghouse NSFC. (2003). Small community wastewater Issues explained to the public. Spring, 14(2). Recuperado de: [http://www.nesc.wvu.edu/pdf/ww/publicatiions/pipline/pl\\_sp03.pdf](http://www.nesc.wvu.edu/pdf/ww/publicatiions/pipline/pl_sp03.pdf) (Diciembre, 2013)
60. Nazaroff, C. y Alvarez, C. (2006). Sedimnetation basins. Recuperado de <http://engineering.dartmouth.edu/~d30345d/courses/engs37/Settling.pdf> (Enero, 2014)
61. OMS, (2003), Total dissolved solids in drinking water. Recuperado de: [http://www.bvsde.paho.org/cd-gdwq/docs\\_quimicos/Solidos%20disueltos%20totales.pdf](http://www.bvsde.paho.org/cd-gdwq/docs_quimicos/Solidos%20disueltos%20totales.pdf) (Septiembre, 2013)

62. Orta, M. Diaz, V. Aparicio, G. (2002). Desinfeccion de agua potable con *Vibrio cholerae* Adaptada al cloro. Recuperado de <http://bvs.per.paho.org/bvsaidis/caliagua/mexico/02392e14.pdf> (Noviembre, 2013)
63. Paul, A. (1996). *Electrolytic treatment of turbid water in package plant*. Reaching the unreached: Challenges for the 21<sup>st</sup> Century, New Dehli, India. Recuperado de: [http://wedc.lboro.ac.uk/resources/conferenc e/22 /Paul.pdf](http://wedc.lboro.ac.uk/resources/conferenc/e/22/Paul.pdf)
64. Paul, A. (1996). Proceedings of the 22<sup>nd</sup> WEDC conference on water quality and supply (pp.283-291). New Dehli, India.
65. Perez, S . Morales, J. Felix, R. y Hernandez, O. (2011). Evaluacion del proceso de electrocoagulacion para la remocion de turbidez de agua de rio, agua residual y agua de estanque, Revista Mexicana de Ingenieria Quimica, 10(1), 79-91. Recuperado de: [www.redalyc.org/pdf/620/62019843009.pdf](http://www.redalyc.org/pdf/620/62019843009.pdf) (Febrero, 2014).
66. Phlakornkule, S. Polgumhang, S. y Tongdaung, W. (2009). Performance of an electrocoagulation process in treating direct dye: batch and continuous upflow processes. *World Academy of Science, Enineering and Technology*, Recuperado de: <http://waset.org/publications/12931/Performance-of-an-Electrocoagulation-Process-in-Treating-Direct-Dye:-Batch-and-Continuous-Upflow-Processes>.
67. Poole, A. Cord, R. y Jones, F. (1999). Biological treatment of chemically flocculated agro-industrial waste from the wool scouring industry by aerobic process without sludge recycle. *Water Research*, 41(13), 2885-2892.
68. Regalado, O. Fuentes, C. Aguirre, C. García, N. Miu, R. y Vallejo, R. (2009). Factores críticos de éxito en los centros comerciales de Lima Metropolitana y el Callao (1era. Ed.). Lima, Peru: Esan.
69. Rengel, A. (2002). Agua para consumo humano. (ed.). Cuenca, Ecuador: CAMAREN.
70. Rietveld, L. (2013). Videolectures: UrbanWater Cycle / Sanitary Engineering Recuperado de: [https://courses.edx.org/c4x/DelftX/CTB##&%/asset/D1a\\_Handout.pdfxfeg](https://courses.edx.org/c4x/DelftX/CTB##&%/asset/D1a_Handout.pdfxfeg)
71. Restrepo, A. Arango, A. y Garcés, L. (2006) La electrocoagulación: restos y oportunidades en el tratamiento de aguas. *Produccion mas Limpia*, 1(2), 58-77.
72. Rincon, G. (2011). Kinetics of the electrocoagulation of oil an grease. (Proyecto Previo a la obtencion del Titulo de Master en Ingenieria Ambiental) Universidad de Nueva Orleans. New Orleans. USA

73. Rodriguez, M. Rodriguez, G. Serodes, J. Sadiq, R. (2007). Subproductos de la desinfección del agua potable: formación, Aspectos Sanitarios y reglamentación, 32(11), 24-37.
74. Romero, J. (1999). *Potabilización del agua* (3era ed.). México D.f: Alfaomega.
75. Romero, J. (2000). Tratamiento de aguas residuales: Teoría y principios de diseño. (1era. ed). Bogotá, Colombia: Escuela Colombiana de Ingeniería.
76. Sambandam, S. Ramani, V. (2008). *Influence of ionomer equivalent weight on kinetic and transport properties in PEFC MEAs*, The electrochemical Society. doi: 10.1149/1.2982008
77. Scott, J. y Smith, K. (1996). A bioreactor Couples to a Membrane to Provide aeration and filtration in Ice Cream factory. *Wastewater*, 31(1), 60-72.
78. Sereco. (2012). Cribado Grueso. Tamiz vertical de cadena. Recuperado de: [www.sereco.it/prodotti.php?language=spanolo&vedi=20120122](http://www.sereco.it/prodotti.php?language=spanolo&vedi=20120122) (Julio, 2014).
79. Siegler, A. Bauder, J. (2008) *Alkalinity, pH and Total dissolved solids*. Recuperado de: <http://www.colorado.gov/cs/Satellite?blobcol=urldata&blobheadername1=Content-Disposition&blobheadername2=Content-pe&blobheadervalue1=inline%3B+filename%3D%22Alkalinity%2C+pH+%26+Total+Dissolved+Solids.pdf%22&blobheadervalue2=application%2Fpdf&blobkey=id&blobtable=MungoBlobs&blobwhere=1251808860247&ssbinary=true> (Septiembre, 2013)
80. Spellman, F. (2009). *Handbook of water and wastewater treatment plant operations*. (2da ed.). London, Inglaterra: CRC press.
81. Stevenson, D. (1997). *Water treatment unit process*. (4ta ed.). Londres: Imperial College Press
82. Tadipol, (2014), Decantadores o Espesadores de Fangos. Recuperado de: [www.tadipol.com/producto/decantadores-espesadores-poliester-para-fangos/3](http://www.tadipol.com/producto/decantadores-espesadores-poliester-para-fangos/3) (Julio, 2014)
83. Tejero, I. Suarez, J. Jacome, A. Temprano, J. (2007). *Procesos de decantación (Sedimentación)*. Recuperado de [ftp://ceres.udc.es/Master\\_en\\_Ingenieria\\_del\\_Agua/master%20antiguo\\_antes%20del%202012/Primer\\_Curso/Sistemas\\_de\\_Saneamiento/textos%20basicos/master\\_complemento\\_\\_PROCESOS\\_DE\\_DECANTACION\\_\\_SEDIMENTACION\\_\(viene\\_de\\_SABA\).pdf](ftp://ceres.udc.es/Master_en_Ingenieria_del_Agua/master%20antiguo_antes%20del%202012/Primer_Curso/Sistemas_de_Saneamiento/textos%20basicos/master_complemento__PROCESOS_DE_DECANTACION__SEDIMENTACION_(viene_de_SABA).pdf) (Noviembre, 2013)
84. TU-Delft. (2004). Water Treatment: principles and Design Recuperado de <http://ocw.tudelft.nl/fileadmin/ocw/courses/DrinkingWaterTreatment1/r>

es00063/embedded/!534420536564696d656e746174696f6e32303037.pdf (Enero, 2014)

85. Van Lier, J. (2013). Videolectures: Primary Sedimentation. Recuperado de [https://courses.edx.org/c4x/DelftX/CTB3365x/asset/W2c\\_SlidesTekst.pdf](https://courses.edx.org/c4x/DelftX/CTB3365x/asset/W2c_SlidesTekst.pdf)
86. Van Lier, J. (2013). Videolectures: Screen design. Recuperado de [https://courses.edx.org/c4x/DelftX/CTB3365x/asset/W2a\\_SlidesTekst.pdf](https://courses.edx.org/c4x/DelftX/CTB3365x/asset/W2a_SlidesTekst.pdf)
87. Vandamme, D. Vieira, S. Goiris, K. Foubert, I. Jan, L. y Muylaert, K. (2011). Evaluation of Electro-Coagulation.Flocculation for harvesting marine and freshwater Microalgae. *Biotechnology and Bioengineering*, 108(10), 2320-2329. Doi:10.1002/bit.23199
88. Vepsäläinen, M. (2012). Electrocoagulation in the treatment of industrial waters and wastewaters. (Disertacion doctoral no publicada). Centro Tecnico de Investigacion de Finlanda, Tekniikantie.
89. Vik, E. Carlson, D. Eikum, A. Gjessing, E. (1984). *Electrocoagulation of potable water*, Water Resources. 18(5), 1355-1360.
90. Weber, W. (2003). Control de la calidad del agua Procesos fisicoquimicos. *Velocidades de adsorcion*. (1era. ed.). Sevilla, España: Reverté.
91. Wilfredo, J. (2007). Researches & Applications of environmental Biotechnology in the Philippines. Nutri-Systems International Inc. Recuperado de: [nsspo.com/p1/Research\\_Apps\\_Biotech.htm](http://nsspo.com/p1/Research_Apps_Biotech.htm) (Junio, 2014)
92. Wong, H, Shang, C. Cheung, Y y Cheng, G. (2002). Chloride assisted electrochemical disinfection. *Eight Mainland-Taiwan Environmental Protection Conference*. Tsin Chu, Taiwan.
93. Wong, T. (1997). *Continuous deflection separation: Mechanism and applications*. Proceedings of WEFTEC 97(2), 703-714 But
94. Yeganeh, M. Kaghazchi, T y Soleimani, M. (2006). Effect of Raw Materiasl on properties of activated carbon, *Chemical Engineering and Technology*, 29(10), 1247-1251. Doi: 10.1002/ceat.200500298

## **ANEXOS**

## ANEXO I

### LIMITES MAXIMOS PERMISIBLES DE LA ORDENANZA 404 DEL MDMQ PARA LA DESCARGA DE EFLUENTES LIQUIDOS

**Tabla AI.1.** Parámetros a analizarse y límites máximos permisibles de la ordenanza 404 del MDMQ para la descarga de efluentes líquidos

PARÁMETRO	UNIDAD	LIMITE MAXIMO PERMISIBLE	
		Alcantarillado	Cauce de agua
Demanda química de oxígeno (DQO)	mg·L <sup>-1</sup>	240	123
Demanda Bioquímica de oxígeno (DBO)	mg·L <sup>-1</sup>	120	70
Solidos suspendidos (SS)	mg·L <sup>-1</sup>	95	53
Aceites y Grasa ( AyG)	mg·L <sup>-1</sup>	50	30
Potencial de hidrogeno (pH)	-	5-9	5-9
Caudal	L·s <sup>-1</sup>	4,5	4,5

(MDMQ, 2005, p.119)

## ANEXO II

## CLASIFICACION DE COMPUESTOS ORGANICOS O PARAMETROS ORGANICOS

**Tabla AII.1.** Clasificación de compuestos orgánicos o parámetros orgánicos

Compuesto o parámetro	Símbolo	Explicación
<b>Macrocontaminantes</b>		
Demanda química de oxígeno	COD	Consumo de oxígeno por compuestos orgánicos disueltos en el agua cuando se oxida con dicromato de potasio
Capacidad de oxidación con $\text{KMnO}_4$	-	Consumo de oxígeno por compuestos orgánicos disueltos en el agua cuando se oxida con permanganato de potasio
Demanda Bioquímica de Oxígeno	BOD	Consumo de oxígeno pro proceso biológicos
Carbón orgánico disuelto	DOC	La concentración de carbón orgánico disuelto
Carbón orgánico total	TOC	La concentración total de carbón orgánico
Extinción-UV	-	Adsorción de luz ultravioleta (250 nm), es un indicador de la concentración de compuestos orgánicos
Color	-	Comparación con una solución de platino-cobalto, es una medida de la concentración de ácidos húmicos orgánicos
<b>Microcontaminantes</b>		
Pesticidas	-	Ocurre por el uso en la agricultura y se conecta con el alcantarillado.
Hidrocarburos aromáticos policíclicos	PAH	Compuestos orgánicos con 3 o más núcleos aromáticos por molécula. Son el resultado en procesos de combustión
Poli cloruro de bifenilos	PCB	Compuestos orgánicos con 2 anillos aromáticos enlazados cloro
Haluros orgánicos	AOX	Compuestos halogenados, tienen propiedades cancerígenas
Carbón orgánico asimilable	AOC	Cantidad de carbón que puede ser absorbido por un organismo en el agua

(De Moel, 2006, p.219)

## ANEXO III

**EJEMPLO DE CÁLCULO PARA PREPARAR UNA MUESTRA  
COMPUESTA A PARTIR DE MUESTRAS SIMPLES EN FUNCION  
DE SUS CAUDALES**

Ejemplo de cálculo para el tiempo de recolección para realizar la muestra compuesta

$$\text{tiempo de recolección} = \frac{\text{Volumen de muestra completa}}{\text{caudal promedio de las mediciones} * \# \text{ de mediciones}}$$

$$\text{tiempo de recolección} = \frac{100 \text{ L}}{1,55 \frac{\text{L}}{\text{s}} * 13} = 4,94 \text{ s}$$

Volumen necesario del muestreo simple de las 11h00 para la muestra compuesta

$$V = \text{tiempo de recolección} * \text{Caudal}_{11h00}$$

$$V = 4,94 \text{ s} * 1,27 \frac{\text{L}}{\text{s}} = 6,28$$

## ANEXO IV

### **NORMAS PARA DETERMINACION DE DQO (APHA5220 D), DBO<sub>5</sub> (APHA 5210 B), SOLIDOS SUSPENDIDOS (APHA 2540 D) Y ACEITES Y GRASAS (APHA 5520 B)**

#### 1. DQO (APHA 5220 D):

##### Equipos y Materiales:

- Espectrofotómetro, longitud onda 600 nm. Con adaptador de celda de 25 mm de diámetro.
- Digestor: block de aluminio con huecos para alojar tubos de 25 mm de diámetro y que opere a 150°C
- Tubos de digestión: tubos de borosilicato con tapa de rosca resistente al calor y contratapa de teflón
- Matraces aforados de 1000mL
- Pipetas aforadas de 1,2,3,4,5,10 mL
- Pipetas graduadas de 10 mL

##### Reactivos:

- Solución digestión: Agregar 500 mL de agua destilada 10,216 g de dicromato de potasio previamente secado a 103°C por 2 horas, 167 mL de ácido sulfúrico concentrado y 33,3 g de sulfato mercúrico. Disolver, enfriar a temperatura ambiente y enrasar a 1000 mL
- Solución de ácido sulfúrico: Agregar sulfato de plata a ácido sulfúrico concentrado en una relación de 5.5g/kg de ácido sulfúrico. Esperar 1 o 2 días antes de usar esta solución para permitir la disolución completa de sulfato de plata.
- Solución estándar de ftalato ácido de potasio (KHP), 500 mg O<sub>2</sub>/L: Secar ftalato ácido de potasio hasta peso constante a 120°C. Disolver 42 mg en agua destilada y diluir a 1000mL en matraz aforado. Conservar la solución refrigerada a 4°C

- Agua destilada, libre de materia orgánica.

Procedimiento:

- Curva de calibración: pipetear en 7 tubos de digestión: 1, 2, 3, 4, 5,8 y 10 mL de la solución estándar de KHP y completar un volumen final de 10 mL con agua destilada. Estas soluciones corresponden a 50, 100, 150, 200, 250, 400, 500 mg O<sub>2</sub>/L respectivamente.
- Hacer un blanco de reactivos, pipeteando 10 mL de agua destilada en un tubo de digestión.
- Agregar a cada tubo de digestión 6 mL de solución de digestión (7.1) y 14 mL de solución de ácido sulfúrico.
- Tapar bien los tubos de digestión y agitarlos vigorosamente. Colocar los tubos en el digestor a 150°C durante 2 horas. Enfriar los tubos a temperatura ambiente colocándolos en una gradilla. La gradilla debe ser adecuada para no deteriorar la calidad del vidrio de los tubos ya que se usan como celda en el espectrofotómetro.
- Invertir los tubos varias veces y esperar a que el sólido sedimente.
- Invertir los tubos varias veces y esperar a que el sólido sedimente.
- Descartar los tubos de digestión cuya solución posea color verde. Leer la absorbancia a 600 nm.
- Graficar la absorbancia versus mg O<sub>2</sub>/L trazar la mejor recta.

Cálculos y expresión de resultados

$$DQO, mg \frac{O_2}{L} = \frac{C \times 10}{T}$$

Donde:

C: mg O<sub>2</sub>/L de la muestra leídos de la curva de calibración

T: mL de muestra tomada para el ensayo

Los resultados se expresan en mg de oxígeno consumido/L

(APHA, 1992, pp. 5-6)

## 2. DBO<sub>5</sub> (APHA 5210 B)

### Equipos y materiales

- Botellas de incubación, de 300 mL de capacidad, preferentemente con sello de agua. Las botellas deben ser lavadas con detergente, bien enjuagadas y secadas antes de su uso.
- Incubadora controlada termostáticamente a 20±1°C. Excluir toda luz para prevenir la posibilidad de producción de oxígeno disuelto por fotosíntesis.
- Electrodo de membrana selectiva al oxígeno, con compensación automática de temperatura y medidor apropiado.

### Reactivos

- Solución buffer de fosfato: Disolver 8,5g de KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>, 21,75 g de K<sub>2</sub>HPO<sub>4</sub> y 1,7 g de NH<sub>4</sub>Cl en 500 mL de agua destilada y diluir a 1L El pH debe ser 7,2
- Solución sulfato magnesio: Disolver 22,5 g de sulfato de magnesio con agua destilada y diluir a 1L
- Solución de cloruro de calcio: Disolver 27,5 g de cloruro de calcio en agua destilada y diluir a 1L
- Solución de cloruro férrico: Disolver 0,25 g de cloruro férrico y diluir a 1L.
- Soluciones acidas y alcalinas: Para neutralización de muestras causticas o acidas se utilizan soluciones 1N. A) Solución acida: agregar 28 mL de

ácido sulfúrico lentamente y con agitación a agua destilada a diluir 1L. B)

Solución alcalina: disolver 40 g de NaOH en agua destilada y diluir a 1L

- Agua destilada

#### Procedimiento

- Preparación del agua de dilución: Colocar un volumen deseado de agua destilada en un recipiente adecuado y adicionar 1 mL de las soluciones: de buffer fosfato, sulfato de magnesio, cloruro de calcio y cloruro férrico por litro de agua. Termostatar el agua de dilución previa a su uso a 20 ° C. El contenido de oxígeno debe ser próximo al de saturación a 20°C.
- Blanco del agua de dilución: incubar una botella de DBO llena de agua de dilución por 5 días a 20°C conjuntamente con el ensayo de la muestra. Medir la concentración de oxígeno antes y después de la incubación. El consumo de oxígeno disuelto al cabo de los 5 días no debe ser mayor a 0,2 mg/L y preferiblemente no más de 0,1 mg/L. Un consumo mayor de 0,2 mg/L indica contaminación del agua con materia orgánica.

#### Pretratamiento de la muestra

El pH del agua de dilución no debe ser afectado por dilución de la muestra. En caso necesario ajustar entre 6,5-7,5 el pH de las muestras con una solución de ácido sulfúrico o hidróxido de sodio de tal fuerza que la cantidad de reactivo no diluya la muestra en más del 0,5%

- La muestra debe estar a temperatura ambiente antes de realizar las diluciones.

#### Determinación:

- Medida de oxígeno disuelto de la muestra (ODm): determinar el oxígeno disuelto de la muestra con el electrodo de oxígeno según las instrucciones del manual, evitando airear la muestra.

- Incubación: incubar las botellas de DBO conteniendo las diluciones de la muestra y el blanco del agua de dilución a 20°C durante cinco días.
- Medido a de oxígeno disuelto final: Luego de los 5 días de incubación determinar el oxígeno disuelto en las diluciones de la muestra.

Cálculos y expresiones

$$DBO_5 = \frac{(ODi - Odf) \times V}{T}$$

Donde:

ODi: Concentración de oxígeno disuelto inicial

ODf: Concentración de oxígeno disuelto final

V: Capacidad de la botella de DBO<sub>5</sub> (300mL)

T: mL de muestra tomadas para la dilución.

(APHA, 1992, pp. 5-6)

### 3. ACEITES Y GRASAS (APHA 5520B)

Acidificar a pH < 2 con HCl (1+1) en el mismo recipiente en el cual fue extraída la muestra. Refrigerar a 4°C Analizar antes de 28 días.

Equipos y Materiales.

- Equipo de extracción Soxhlet: matraz de extracción, embudo Soxhlet y refrigerante
- Bomba de vacío
- Manta eléctrico de calentamiento
- Estufa 103°C
- Embudo Buchner
- Cono de extracción
- Papel filtro 11 cm de diámetro Whatman N|40 o equivalente

- Piedras de ebullición

#### Reactivos

- Ácido clorhídrico (1+1)
- Éter de petróleo con punto de ebullición entre 60°C a 70°C. El solvente utilizado no debe dejar residuos medible en su evaporación, en este caso destilar el solvente previo a su utilización
- Tierra de diatomeas en suspensión 10 g/L en agua destilada

#### Procedimiento

- Marcar el nivel de líquido en el frasco de muestreo para luego determinar el volumen de muestra tomado. Denominar a dicho volumen en mL como V
- Verificar que el pH de la muestra es menor que 2, en caso contrario acidificar con HCl (1+1)
- Colocar un papel filtro en el embudo Buchner y humedecerlo con agua destilada. Haciendo vacío pasar 100 mL de la suspensión de tierra diatomeas a través del filtro y lavar con 1L de agua destilada.
- Filtrar la totalidad de la muestra recogida y acidificada. Usando pinzas transferir el filtro a un vidrio reloj. Pasar un papel de filtro humedecido en solvente por el embudo Buchner y por el frasco de muestreo, Asegurándose de remover las películas de grasas y material solido presente. Juntar ambos filtros, envolverlos y colocarlos en el cono de extracción.
- Secar el cono de extracción en una estufa de aire caliente a 103°C por 30 minutos. Los compuestos volatilizables a 103°C se perderán durante este proceso.
- Pesar el matraz de extracción conteniendo perlas de ebullición. Denominar a dicho peso como p<sub>1</sub>
- Colocar el cono en el embudo Soxhlet. Agregar aproximadamente 200 mL de éter de petróleo al frasco de extracción. Extraer aceites y grasas

a una velocidad de 20 ciclos por hora durante 4 horas, tiempo tomado a partir del primer ciclo.

- Destilar el solvente del frasco de extracción en un baño de agua a 70°C. Cuando se observa que la condensación del solvente finaliza, sacar el frasco de extracción del baño de agua, cubrir el baño con un soporte adecuado y secar el frasco sobre el soporte durante 15 minutos en el último minuto, pasar aire a través del residuo usando un vacío apropiado
- Enfriar el frasco de extracción en un desecador por 30 minutos y pesar. Denominar a dicho peso  $p_2$

Cálculos y expresión de resultados.

$$AyG = \frac{(p_2 - p_1) \times 100}{V}$$

Donde:

$P_1$ : peso del matraz con las perlas de ebullición previo a la extracción

$P_2$ : peso del matraz con las perlas de ebullición luego de la extracción

$V$ : volumen de la muestra filtrada

(APHA, 1992, pp. 5-10)

#### 4. SOLIDOS SUSPENDIDOS (APHA 2540 D)

Equipos y materiales

- Filtros de fibra de vidrio: Whatman 934 AH de 4,7 cm de diámetro
- Equipo de filtración por vacío
- Estufa para operar a 103-105°C
- Balanza analítica de precisión 0,1 g
- Probetas

## Procedimiento

- Preparación del papel filtro: colocar el filtro en el embudo de filtración. Aplicar vacío y enjuagar con 3 porciones de 20 mL de agua destilada. Continuar la succión hasta eliminar totalmente el agua, Secar en una estufa a 103°C por 1 hora en un soporte de porcelana.
- Una vez que se obtuvo el peso del filtro, pesarlo inmediatamente antes de usarlo.
- Colocar el filtro en el embudo de filtración, mojar el filtro con una pequeña cantidad de agua destilada.
- Tomar un volumen de muestra que de un residuo seco entre 2,5 y 200 mg. Verter el volumen medido en el embudo de filtración. Comenzar la succión. Lavar 3 veces sucesivas con 10 mL de agua destilada cada vez permitiendo un completo drenaje en los lavados. Continuar la succión por 3 minutos hasta que la filtración sea completa.
- Remover el filtro y colocarlo sobre un soporte de porcelana. Secar por 1 hora a 103°C en estufa. Enfriar en desecador hasta temperatura ambiente y pesar. Repetir el ciclo de secado, enfriado y pesado hasta peso constante o hasta que la pérdida sea menor que el 4% del peso previo.

Cálculos y expresión de resultados.

$$SS = \frac{(P_2 - P_1) \times 1000}{V}$$

Donde:

P<sub>1</sub>:           Peso del filtro preparado (mg)

P<sub>2</sub>:           Peso del filtro más el residuo seco a 103°C (mg)

V:             volumen de la muestra (mL)

(APHA, 1992, pp. 2-56)

## ANEXO V

## NORMAS UTILIZADAS PARA LA CARACTERIZACION FISICA DEL CARBON ACTIVADO

Para la determinación del índice de yodo, se utilizó la norma NTE INEN 1 988:94 (1995c). Los reactivos se muestran en la Tabla AV.1.

**Tabla AV.1.** Reactivos que se usaron para la determinación del índice de yodo en carbón activado según la norma NTE INEN 1 988:94

Reactivo	Fórmula Química	Concentración
Ácido Clorhídrico	HCl	5 % en peso
Solución de yodo	I <sub>2</sub>	0,1 N
Solución de tiosulfato de sodio	Na <sub>2</sub> S <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0,1 N
Solución de almidón*	----	1 g/L

\* Se usó como indicador

Las muestras de carbón activado se pulverizaron para que alcancen un tamaño de partícula menor a 45 µm (malla 325), se pesaron 0,25 g de cada muestra y se añadieron a un Erlenmeyer. Se adicionaron 2,5 mL de HCl al 5 % en peso y se agitó constantemente, luego se sometió a ebullición, se enfrió y se adicionó 25 mL de solución de yodo [0,1 N]. Se agitó constantemente durante 30 s y se filtró en un papel Whatman grado 42 cuantitativo. Los primeros 6 mL se desecharon y el resto se recogió en un Erlenmeyer. Se tomó una alícuota de 12,5 mL y se titularon con una solución [0,1 N] de Na<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>3</sub>. Se usó una solución de almidón de 1 g/L como indicador.

Para la determinación del índice de yodo, se utilizó la norma NTE INEN 1 986:94 (1995c). Los equipos necesarios se muestran en la Tabla AV.2.

Se secó las muestras de carbón activado a analizarse hasta masa constante a 150°C, se colocaron las muestras en embudos, si el carbón fluye al momento de colocarlo se retorna el material al embudo. Se dejó caer el material por el embudo a una probeta de 100 cm<sup>3</sup> hasta que se llene completamente. Posteriormente se pesa el rla probeta en una balanza sensibilidad mínima 0,1g.

El cálculo de la densidad aparente en base seca se calcula mediante la ecuación:

$$d = \frac{m \cdot (100 - \%H)}{10\,000}$$

Donde:

d: densidad aparente ( $\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$ )

m: masa del carbón (g)

%H: porcentaje de humedad



## ANEXO VI

## EJEMPLO DE CÁLCULO DE LA EFICIENCIA ELÉCTRICA DE LA CELDA EN LOS ENSAYOS DE ELECTROCOAGULACIÓN

$$\% \varepsilon = \frac{\text{Consumo anodos experimental}(g)}{\text{Consumo anodos teóricos}(g)} * 100$$

Para determinar el consumo de los ánodos experimental se realizó mediante la diferencia de pesos antes y después de realizarse los ensayos.

$$\text{Consumo anodos experimental} = \text{Peso}_{\text{antes ensayos}} - \text{Peso}_{\text{despues ensayo}}$$

Para el Ensayo 1 de electrocoagulación (Anexo VI) se tiene

$$\text{Consumo anodos experimental} = 894,2 - 891,7 = 2,5 \text{ g}$$

Para el cálculo del consumo de los ánodos teórico se usó la ecuación 1.15 I

$$m = \frac{i \cdot t \cdot PM}{e \cdot F} \quad [1.15]$$

$$m = \frac{10 \frac{A}{m^2} * 3600s * 26,98 \frac{g}{gmol}}{3 * 96500 C} = 3,55g$$

Por lo que la eficiencia para el Ensayo1 es:

$$\% \varepsilon = \frac{2,5 \text{ g}}{3,55 \text{ g}} * 100 = 74,52 \%$$

## ANEXO VII

## RESULTADOS Y VARIABLES DE OPERACIÓN MEDIDAS EN LOS ENSAYOS DE ELECTROCOAGULACIÓN

Este Anexo se presenta los datos tomados y resultados obtenidos durante las experimentaciones con electrocoagulación mencionados en la sección 2.2 para la descontaminación de las aguas residuales provenientes del centro comercial.

**Tabla AVII.1.** Resultados obtenidos del Ensayo 1 de electrocoagulación de la sección 2.2.1

tiempo [min]		Peso inicial [g]	0	15	30	45	60	Peso Final [g]
pH		-	7,29	8,55	9,05	9,48	9,83	-
Conductividad [uS]		-	1013	998	996	1027	1036	-
Voltaje [V]		-	10,3	10,07	10,25	10,18	10,29	-
Amperaje cátodos	Cat Al 1	224,6	0,4	0,4	0,39	0,4	0,4	224,6
	Cat Al2	223,4	0,59	0,57	0,36	0,36	0,57	223,4
	Cat Al3	224,2	0,6	0,61	0,4	0,4	0,61	224,2
	Cat Al4	224	0,4	0,39	0,4	0,39	0,39	223,9
Amperaje ánodos	Anod Al1	222,5	0,7	0,68	0,6	0,57	0,68	222
	Anod Al2	225,8	0,7	0,68	0,44	0,41	0,68	224,8
	Anod Al3	221,9	0,24	0,23	0,43	0,47	0,23	221,5
	Anod Al4	224	0,4	0,38	0,24	0,23	0,38	223,4
DQO [mg/L]		-	1147,33	589,73	251,27	61,96	71,13	-
% DQO		-	0	48,6	78,1	94,6	93,8	-
Solidos susp [mg/L]		-	376,00	254,55	141,00	109,79	100,77	-
% solid susp		-	0	32,3	62,5	70,8	73,2	-
Peso lodos [g]		-	-	-	-	-	-	219,20

Volumen agua residual: 9L

**Tabla AVII.2.** Resultados obtenidos del Ensayo 2 de electrocoagulación de la sección 2.2.1

tiempo [min]	Peso inicial [g]	0	15	30	45	60	Peso Final [g]	
pH	-	7,29	7,6	7,58	7,75	7,84	-	
Conductividad [uS]	-	1002	998	1033	1027	1036	-	
Voltaje [V]	-	10,6	10,235	10,375	10,42	10,595	-	
Amperaje cátodos	Cat Fe 1	656,2	0,4	0,37	0,4	0,38	0,36	656,2
	Cat Fe2	658,2	0,57	0,59	0,57	0,58	0,61	658,2
	Cat Fe3	666,4	0,61	0,71	0,63	0,6	0,63	666,4
	Cat Fe4	662,6	0,39	0,4	0,39	0,38	0,38	662,6
Amperaje ánodos	Anod Fe1	643,5	0,68	0,68	0,68	0,66	0,67	643,1
	Anod Fe2	666,4	0,68	0,71	0,68	0,68	0,7	665,5
	Anod Fe3	662,6	0,23	0,28	0,23	0,23	0,27	662,3
	Anod Fe4	657,3	0,38	0,4	0,38	0,39	0,4	656,6
DQO [mg/L]	-	1147,33	807,72	616,12	399,27	245,53	-	
% DQO	-	0	29,6	46,3	65,2	78,6	-	
Solidos susp [mg/L]	-	376,00	330,88	236,50	163,94	150,02	-	
% solid susp	-	0	12	37,1	56,4	60,1	-	
Peso lodos [g]	-	-	-	-	-	-	198,7	

Volumen agua residual: 9L

**Tabla AVII.3.** Resultados obtenidos del Ensayo 3 de electrocoagulación de la sección 2.2.1

tiempo [min]	Peso inicial [g]	0	15	30	45	60	Peso Final [g]	
pH	-	7,3	7,52	7,85	8,04	8,41	-	
Conductividad [uS]	-	1013	998	996	1027	1036	-	
Voltaje [V]	-	10,9	10,4	10,5	10,66	10,9	-	
Amperaje cátodos	Cat Al 1	223,4	0,4	0,38	0,4	0,36	0,37	223,1
	Cat Fe2	656,2	0,59	0,58	0,57	0,61	0,59	656,2
	Cat Al3	221,5	0,6	0,6	0,61	0,63	0,71	221,3
	Cat Fe4	658,2	0,4	0,38	0,39	0,38	0,4	658,1
Amperaje ánodos	Anod Al1	223,4	0,7	0,66	0,68	0,67	0,68	222,1
	Anod Fe2	666,4	0,7	0,68	0,68	0,7	0,71	666,2
	Anod Al3	223,7	0,24	0,23	0,23	0,27	0,28	223,1
	Anod Fe4	662,6	0,4	0,39	0,38	0,4	0,4	662,3
DQO [mg/L]	-	1147,33	694,14	282,24	112,44	96,38	-	
% DQO	-	0	39,5	75,4	90,2	91,6	-	
Solidos susp [mg/L]	-	376,00	291,40	206,05	134,61	125,96	-	
% solid susp	-	0,00	22,5	45,2	64,2	66,5	-	
Peso lodos [g]	-	-	-	-	-	-	218,4	

Volumen agua residual: 9L

**Tabla AVII.4.** Resultados obtenidos del Ensayo 4 de electrocoagulación de la sección 2.2.2

tiempo [min]	Peso inicial [g]	0	15	30	45	60	Peso Final [g]	
pH	-	5,04	7,76	7,43	7,46	7,37	-	
Conductividad [uS]	-	1060	626	610	590	586	-	
Voltaje [V]	-	7,65	7,39	6,8	7,37	7,39	-	
Amperaje catodos	Cat Al 1	223,2	0,44	0,45	0,5	0,39	0,4	223,2
	Cat Fe2	656,2	0,4	0,44	0,37	0,36	0,36	656,2
	Cat Al3	221,2	0,44	0,44	0,42	0,4	0,4	221,1
	Cat Fe4	658,1	0,41	0,42	0,39	0,4	0,39	658,1
Amperaje anodos	Anod Al1	222,4	0,66	0,62	0,68	0,6	0,57	221,2
	Anod Fe2	666,4	0,46	0,45	0,43	0,44	0,41	666,4
	Anod Al3	223,1	0,46	0,46	0,44	0,43	0,47	222,2
	Anod Fe4	662,5	0,25	0,23	0,22	0,24	0,23	662,1
DQO [mg/L]	-	1147,33	407,30	72,28	61,96	64,25	-	
% DQO	-	0	64,5	93,7	94,6	94,4	-	
Solidos susp [mg/L]	-	376,00	271,10	179,73	148,90	126,71	-	
% solid susp	-	0	27,9	52,2	60,4	66,3	-	
Peso lodos [g]	-	-	-	-	-	-	210,40	

Volumen agua residual: 9L

**Tabla AVII.5.** Resultados obtenidos del Ensayo 5 de electrocoagulación de la sección 2.2.2

tiempo [min]	Peso inicial [g]	0	15	30	45	60	Peso Final [g]	
pH	-	6	7,6	7,54	7,76	7,44	-	
Conductividad [uS]	-	1060	626	610	590	586	-	
Voltaje [V]	-	7,65	7,39	6,8	7,37	7,39	-	
Amperaje catodos	Cat Al 1	223,2	0,44	0,45	0,5	0,39	0,4	223,2
	Cat Fe2	656,2	0,4	0,44	0,37	0,36	0,36	656,2
	Cat Al3	221,2	0,44	0,44	0,42	0,4	0,4	221,1
	Cat Fe4	658,1	0,41	0,42	0,39	0,4	0,39	658,1
Amperaje anodos	Anod Al1	222,4	0,66	0,62	0,68	0,6	0,57	221,9
	Anod Fe2	666,4	0,46	0,45	0,43	0,44	0,41	666,1
	Anod Al3	223,1	0,46	0,46	0,44	0,43	0,47	222,3
	Anod Fe4	662,5	0,25	0,23	0,22	0,24	0,23	662,2
DQO [mg/L]	-	1147,33	445,17	100,97	75,72	67,69	-	
% DQO	-	0	61,2	91,2	93,4	94,1	-	
Solidos susp [mg/L]	-	376,00	278,24	179,35	136,86	125,96	-	
% solid susp	-	0	26	52,3	63,6	66,5	-	
Peso lodos [g]	-	-	-	-	-	-	214,5	

Volumen agua residual: 9L

**Tabla AVII.6.** Resultados obtenidos del Ensayo 6 de electrocoagulación de la sección 2.2.2

tiempo [min]	Peso inicial [g]	0	15	30	45	60	Peso Final [g]	
pH	-	8,04	8,57	9,16	9,24	9,04	-	
Conductividad [uS]	-	671	640	626	633	628	-	
Voltaje [V]	-	9,2	8,79	8,89	8,85	8,87	-	
Amperaje catodos	Cat Al 1	223,2	0,25	0,28	0,24	0,25	0,26	223,1
	Cat Fe2	656,2	0,55	0,54	0,49	0,51	0,52	656,1
	Cat Al3	221,1	0,52	0,5	0,46	0,48	0,49	221,1
	Cat Fe4	658,1	0,49	0,47	0,42	0,48	0,45	658,1
Amperaje anodos	Anod Al1	222	0,5	0,49	0,46	0,46	0,47	221,2
	Anod Fe2	666,3	0,58	0,55	0,51	0,52	0,51	665,6
	Anod Al3	222,7	0,55	0,52	0,49	0,22	0,49	222,2
	Anod Fe4	662,5	0,29	0,28	0,25	0,27	0	662,3
DQO [mg/L]	-	1147,33	569,08	396,98	524,33	496,80	-	
% DQO	-	0	50,4	65,4	54,3	56,7	-	
Solidos susp [mg/L]	-	376,00	308,32	276,36	204,17	156,04	-	
% solid susp	-	0	18	26,5	45,7	58,5	-	
Peso lodos [g]	-	-	-	-	-	-	170,5	

Volumen agua residual: 9L

**Tabla AVII.7.** Resultados obtenidos del Ensayo 7 de electrocoagulación de la sección 2.2.2

tiempo [min]	Peso inicial [g]	0	15	30	45	60	Peso Final [g]	
pH	-	9,51	10,18	9,89	9,39	9,14	-	
Conductividad [uS]	-	671	640	626	633	628	-	
Voltaje [V]	-	9,2	8,79	8,89	8,85	8,87	-	
Amperaje cátodos	Cat Al 1	223,2	0,25	0,28	0,24	0,25	0,26	223,1
	Cat Fe2	656,2	0,55	0,54	0,49	0,51	0,52	656,1
	Cat Al3	221,1	0,52	0,5	0,46	0,48	0,49	221,1
	Cat Fe4	658,1	0,49	0,47	0,42	0,48	0,45	658,1
Amperaje ánodos	Anod Al1	222	0,5	0,49	0,46	0,46	0,47	221,4
	Anod Fe2	666,3	0,58	0,55	0,51	0,52	0,51	665,8
	Anod Al3	222,7	0,55	0,52	0,49	0,22	0,49	222,1
	Anod Fe4	662,5	0,29	0,28	0,25	0,27	0	662,1
DQO [mg/L]	-	1147,33	662,01	450,90	509,42	534,66	-	
% DQO	-	0	42,3	60,7	55,6	53,4	-	
Solidos susp [mg/L]	-	376,00	299,30	254,18	179,35	153,41	-	
% solid susp	-	0	20,4	32,4	52,3	59,2	178,6	
Peso lodos [g]	-	-	-	-	-	-	178,6	

Volumen agua residual: 9L

**Tabla AVII.8.** Resultados obtenidos del Ensayo 8 de electrocoagulación de la sección 2.2.3

tiempo [min]	Peso inicial [g]	0	15	30	45	60	Peso Final [g]	
pH	-	7,3	7,45	7,65	7,84	8,13	-	
Conductividad [uS]	-	1013	998	996	962	943	-	
Voltaje [V]	-	7,09	7,11	7,04	7,1	7,08	-	
Amperaje catodos	Cat Al 1	223,4	0,14	0,15	0,14	0,16	0,15	223,1
	Cat Fe2	656,2	0,32	0,31	0,3	0,32	0,32	656,2
	Cat Al3	221,5	0,3	0,33	0,32	0,3	0,3	221,3
	Cat Fe4	658,2	0,32	0,33	0,31	0,32	0,3	658,1
Amperaje anodos	Anod Al1	223,4	0,32	0,33	0,31	0,32	0,31	222,7
	Anod Fe2	666,4	0,21	0,21	0,2	0,21	0,21	666,1
	Anod Al3	223,7	0,15	0,16	0,15	0,15	0,16	223,3
	Anod Fe4	662,6	0,21	0,18	0,22	0,21	0,22	662,3
DQO [mg/L]	-	1147,33	784,78	368,75	213,40	127,35	-	
% DQO	-	0	31,6	67,86	81,4	88,9	-	
Solidos susp [mg/L]	-	376,00	300,80	230,49	189,50	166,57	-	
% solid susp	-	0	20	38,7	49,6	55,7	-	
Peso lodos [g]	-	-	-	-	-	-	203,1	

Volumen agua residual: 9L

**Tabla AVII.9.** Resultados obtenidos del Ensayo 9 de electrocoagulación de la sección 2.2.3

tiempo [min]	Peso inicial [g]	0	15	30	45	60	Peso Final [g]	
pH	-	7,3	7,8	8,08	8,31	8,59	-	
Conductividad [uS]	-	962	943	996	1027	1036	-	
Voltaje [V]	-	11,13	11,1	11,2	11,1	11,13	-	
Amperaje catodos	Cat Al 1	223,4	0,23	0,22	0,24	0,22	0,23	223,1
	Cat Fe2	656,2	0,57	0,55	0,58	0,55	0,57	656,2
	Cat Al3	221,5	0,52	0,52	0,51	0,5	0,52	221,3
	Cat Fe4	658,2	0,57	0,56	0,56	0,55	0,57	658,1
Amperaje anodos	Anod Al1	223,4	0,5	0,49	0,52	0,51	0,5	222,6
	Anod Fe2	666,4	0,66	0,67	0,66	0,65	0,66	666,1
	Anod Al3	223,7	0,52	0,53	0,52	0,53	0,52	223,2
	Anod Fe4	662,6	0,35	0,34	0,36	0,36	0,35	662,1
DQO [mg/L]	-	1147,33	603,50	122,76	100,97	91,79	-	
% DQO	-	0	47,4	89,3	91,2	91,8	-	
Solidos susp [mg/L]	-	376,00	260,57	159,42	134,61	123,33	-	
% solid susp	-	0	30,7	57,6	64,2	66,60	-	
Peso lodos [g]	-	-	-	-	-	-	220,7	

Volumen agua residual: 9L

**Tabla AVII.10.** Resultados obtenidos del Ensayo 10 de electrocoagulación de la sección 2.2.4

tiempo [min]	Peso inicial [g]	0	15	30	45	60	Peso Final [g]	
pH	-	7,27	7,8	7,84	7,98	8,08	-	
Conductividad [uS]	-	1000	962	943	943	902	-	
Voltaje [V]	-	5,565	5,55	5,6	5,55	5,565	-	
Amperaje catodos	Cat Al 1	223,1	0,26	0,26	0,22	0,23	0,22	223,2
	Cat Fe2	656,2	0,59	0,49	0,49	0,5	0,47	656,2
	Cat Al3	221,3	0,56	0,45	0,46	0,48	0,48	221,2
	Cat Fe4	658,1	0,56	0,48	0,49	0,49	0,47	658,1
Amperaje anodos	Anod Al1	222,8	0,48	0,41	0,46	0,39	0,39	221,8
	Anod Fe2	666,4	0,81	0,64	0,66	0,68	0,67	666,1
	Anod Al3	223,5	0,6	0,47	0,48	0,5	0,48	222,6
	Anod Fe4	662,5	0,33	0,24	0,23	0,23	0,24	662
DQO [mg/L]	-	1147,33	620,71	114,73	66,55	110,14	-	
% remocion DQO	-	0	45,9	90	94,2	90,4	-	
Solidos susp [mg/L]	-	376,00	257,18	167,70	125,21	123,33	-	
% remocion solid susp	-	0	31,6	55,4	66,7	67,2	-	
Peso lodos [g]	-	-	-	-	-	-	210,8	

Volumen agua residual: 9L

**Tabla AVII.11.** Resultados obtenidos del Ensayo 9 de electrocoagulación de la sección 2.2.4

tiempo [min]	Peso inicial [g]	0	15	30	45	60	Peso Final [g]	
pH	-	7,3	7,8	8,08	8,31	8,59	-	
Conductividad [uS]	-	962	943	996	1027	1036	-	
Voltaje [V]	-	11,13	11,1	11,2	11,1	11,13	-	
Amperaje catodos	Cat Al 1	223,4	0,23	0,22	0,24	0,22	0,23	223,1
	Cat Fe2	656,2	0,57	0,55	0,58	0,55	0,57	656,2
	Cat Al3	221,5	0,52	0,52	0,51	0,5	0,52	221,3
	Cat Fe4	658,2	0,57	0,56	0,56	0,55	0,57	658,1
Amperaje anodos	Anod Al1	223,4	0,5	0,49	0,52	0,51	0,5	222,6
	Anod Fe2	666,4	0,66	0,67	0,66	0,65	0,66	666,1
	Anod Al3	223,7	0,52	0,53	0,52	0,53	0,52	223,2
	Anod Fe4	662,6	0,35	0,34	0,36	0,36	0,35	662,1
DQO [mg/L]	-	1147,33	603,50	122,76	100,97	91,79	-	
% DQO	-	0	47,4	89,3	91,2	91,8	-	
Solidos susp [mg/L]	-	376,00	260,57	159,42	134,61	123,33	-	
% solid susp	-	0	30,7	57,6	64,2	66,60	-	
Peso lodos [g]	-	-	-	-	-	-	220,7	

Volumen agua residual: 9L

## ANEXO VIII

### CALCULOS PARA LA DETERMINACION DE LA ISOTERMA DE ADSORCION EN CARBON ACTIVADO

**Tabla AVIII.1.** Resultados de los ensayos de adsorción para el carbón activado A

Carbón Activado A					
Cantidad C.A (g)	Concentración final Sol. Susp. (mg/L)	Cantidad adsorbida X (mg)	X/m (mg/g)	Log Cf	Log X/m
0,01	103,5	1,98	198	2,01494035	2,29666519
0,1	74,3	4,9	49	1,870988814	1,69019608
1	45,5	7,78	7,78	1,658011397	0,8909796
5	28,4	9,49	1,898	1,45331834	0,27829621
10	23,2	10,01	1,001	1,365487985	0,00043408

(Volumen agua residual: 100 mL, concentración inicial sol. Suspendedos: 123,3 mg/L)

**Tabla AVIII.2.** Resultados de los ensayos de adsorción para el carbón activado AB

Carbon Activado B					
Cantidad C.A (g)	Concentracion final Sol. Susp. (mg/L)	Cantidad adsorbida X (mg)	X/m (mg/g)	Log Cf	Log X/m
0,01	98,7	2,46	246	1,994317153	2,39093511
0,1	68,9	5,44	54,4	1,838219222	1,7355989
1	43,6	7,97	7,97	1,639486489	0,90145832
5	14,8	10,85	2,17	1,170261715	0,33645973
10	17,1	10,62	1,062	1,23299611	0,02612452

(Volumen agua residual: 100 mL, concentración inicial sol. Suspendedos: 123,3 mg/L)

Para el cálculo de la cantidad adsorbida X del ensayo con 10 g del carbón activado A se determinio de la siguiente manera

$$X = (C_o - C_f) * V$$

$$X = \left( 123,3 \frac{mg}{L} - 23,2 \frac{mg}{L} \right) * 0,1 L$$

$$X = 10,01 mg_{sol\ susp.}$$

Por tanto el valor de  $X/m$  para el mismo ensayo será los 10,01mg de solidos suspendidos en 10 g de carbón activado = 1,001.

Las isothermas se obtuvieron graficando el logaritmo de los mg adsorbidos /g de carbón activado en función del logaritmo de la concentración final del contaminante en la solución.

## ANEXO IX

### CALCULO DE LAS CANTIDADES NECESARIAS DE CARBÓN ACTIVADO PARA REMOVER LOS SÓLIDOS SUSPENDIDOS

Para determinar la cantidad de carbón activado con la isoterma de adsorción de Freundlich se procedió de la siguiente manera:

Base: 1 día

Volumen agua residual a tratar: 90 m<sup>3</sup>

Concentración inicial: 123,3 mg·L<sup>-1</sup>

Concentración final: 50 mg·L<sup>-1</sup>

Los miligramos adsorbidos para llegar a la norma x:

$$X = (C_o - C_f) * V$$

$$X = \left( 123,3 \frac{mg}{L} - 50 \frac{mg}{L} \right) * 90\,000\,L$$

$$X = 6\,570\,000\,mg\,solidos\,suspendidos$$

Se uso la isoterma de adsorción presentada en la ecuación 3.3 para la determinación

$$\frac{x}{m} = 1,493 \cdot 10^{-2} C_f^{1/0,285} \quad [3.3]$$

$$\frac{6\,570\,000\,mg}{m} = 1,493 \cdot 10^{-2} 50^{1/0,285}$$

$$m = 2508,3\,kg$$

Para determinar la masa de carbón activado requerida de los ensayos en columna se procedio de la siguiente manera

Base: 1 día

Volumen agua residual a tratar: 90 m<sup>3</sup>

Flujo: 0,16 L·min<sup>-1</sup>

Tiempo de agotamiento: 100 minutos

Carbón activado en la columna: 608,2 g

$$V_{\text{tratado experimento}} = \text{Flujo} \cdot \text{tiempo agotamiento}$$

$$V_{\text{tratado experimento}} = 0,16 \frac{\text{L}}{\text{min}} \cdot 100 \text{ min} = 16 \text{ L}$$

Para los 90 m<sup>3</sup>:

$$90 \text{ m}^3 \cdot \frac{1000 \text{ L}}{1 \text{ m}^3} \cdot \frac{608,2 \text{ g C.A.}}{16 \text{ L}} \cdot \frac{1 \text{ kg C.A.}}{1000 \text{ g C.A.}} = 3421,12 \text{ kg C.A.}$$

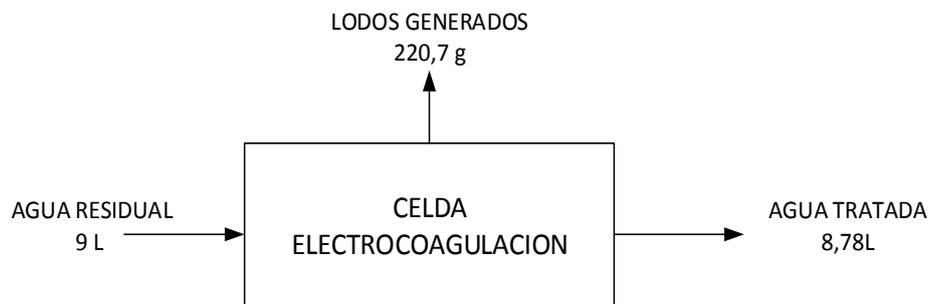
## ANEXO X

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

Los balances se realizaron para un día de operación de la celda por lo que el volumen

#### 1. Balance de masa en la celda de electrocoagulación

Del ensayo 9 de electrocoagulación se sabe:



**Figura AX.1.** Balance de masa en la celda de electrocoagulación

Por lo que para tratar los  $90 \text{ m}^3$  se tendrá una generación de lodos de:

$$90 \text{ m}^3 \cdot \frac{1000 \text{ L}}{1 \text{ m}^3} \cdot \frac{220,7 \text{ g lodos}}{9 \text{ L}} \cdot \frac{1 \text{ kg}}{1000 \text{ g}} = 2270 \text{ kg lodos}$$

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

$$\left( 90 \text{ m}^3 \cdot \frac{1000 \text{ L}}{1 \text{ m}^3} \cdot \frac{1 \text{ kg agua}}{1 \text{ L agua}} \right) - 2270 \text{ kg lodos} = 87\,793 \text{ kg agua}_{\text{tratada}}$$

$$87\,793 \text{ kg agua}_{\text{tratada}} \cdot \frac{1 \text{ L agua}}{1 \text{ kg agua}} \cdot \frac{1 \text{ m}^3}{1000 \text{ L}} = 87,79 \text{ m}^3 \text{ agua}_{\text{tratada}}$$

#### 2. Balance en decantador de los lodos



**Figura AX.2.** Balance de masa en el tanque de decantación de los lodos

Para los 2270 kg de lodos, la cantidad de lodos después del secado en la estufa por 1 hora será:

$$2270 \text{ kg lodos} \cdot \frac{214,79 \text{ g lodos secos}}{220,7 \text{ g lodos}} = 2052,51 \text{ kg lodos secos}$$

Asumiendo que el agua residual tiene una densidad de  $1 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ , se tendrá un retorno de agua decantada de los lodos de:

$$2270 \text{ kg lodos} - 2052,51 \text{ kg lodos secos} = 154,49 \text{ kg agua retorna}$$

$$154,49 \text{ kg agua retorna} \cdot \frac{1 \text{ L agua}}{1 \text{ kg agua}} = 154,49 \text{ L agua retorna}$$

### 3. Balance de masa en los filtros de carbon activado

La cantidad de solidos suspendidos removidos en los filtros de carbón activado es:

$$X = (C_o - C_f) * V$$

$$X = \left( 123,3 \frac{\text{mg}}{\text{L}} - 50 \frac{\text{mg}}{\text{L}} \right) * 90\,000 \text{ L}$$

$$X = 6\,570\,000 \text{ mg} \cdot \frac{1 \text{ g}}{1000 \text{ mg}} \cdot \frac{1 \text{ kg}}{1000 \text{ g}} = 6,57\,6,57 \text{ kg solid susp}$$

Por lo que la cantidad de agua que sale de los filtros será:

$$87\,793 \text{ kg agua}_{tratada} - 6,57 \text{ kg solid susp} = 87\,786,43 \text{ kg agua}$$

$$87\,786,43 \text{ kg agua} \frac{1 \text{ L agua}}{1 \text{ kg agua}} \cdot \frac{1 \text{ m}^3}{1000 \text{ L}} = 87,786 \text{ m}^3 \text{ agua}_{tratada}$$

El balance de energía se realiza para la fuente de poder de la celda de electrocoagulación y las dos bombas para el transporte del agua residual

Para el consumo de energía para la electrocoagulación se considera que habrá una área mojada de  $11,5 \text{ m}^2$  por lo que la corriente necesaria para suministrar las con las condiciones de operación del ensayo 9 que arrojo mejores resultados será

$$\text{Consumo de energía} = V \cdot I \cdot t$$

$$\text{Consumo de energía} = 15,56 \text{ V} \cdot 215 \text{ A} \cdot 12 \text{ h}$$

$$\text{Consumo de energía} = 40,15 \text{ kW} \cdot \text{h}$$

El costo de la energía consumida por la fuente de poder para la celda de electrocoagulación será:

$$\text{Costo} = 40,15 \text{ kW} \cdot \text{h} * \frac{0,08 \text{ USD}}{\text{kW} \cdot \text{h}}$$

$$\text{Costo} = 3,21 \frac{\text{USD}}{\text{dia}}$$

Para el bombeo de los lixiviados desde el tanque de almacenamiento hacia la máquina mezcladora se empleará una bomba centrífuga de la siguiente potencia:

$$P_{Bomba} = \frac{367 \cdot \rho_{agua\ residual} \cdot Q \cdot H_B}{n}$$

El caudal de bombeo corresponde para el tratamiento de los  $90 \text{ m}^3$  en un día de operación de 12 horas. En cuanto a la altura de bombeo, el punto final del transporte le corresponde a la parte superior de los filtros de carbón activado.

En cuanto al bombeo a la celda esta debe suplir la altura de la celda para el desbaste de los lodos generados. Estas alturas corresponden a 2,5 metros considerando que las bombas están ubicadas en la base de los equipos. Se estima un rendimiento de las bombas del 80%, de modo que su potencia es:

$$P_{Bomba} = \frac{367 \cdot 1\,000 \frac{kg}{m^3} \cdot \left(7,5 \frac{m^3}{h} \times \frac{1 h}{60 min} \times \frac{1 min}{60 s}\right) \cdot (2,5 m)}{0,8}$$

$$P_{Bomba} = 2,4 \text{ kW}$$

Considerando un tiempo de operación diario de 12 horas al día el consumo energético será:

$$\text{Consumo de energía} = 2,4 \text{ kW} \cdot 12 \text{ h}$$

$$\text{Consumo de energía} = 28,8 \text{ kW} \cdot \text{h}$$

El costo de la energía consumida para el bombeo de las aguas residuales será:

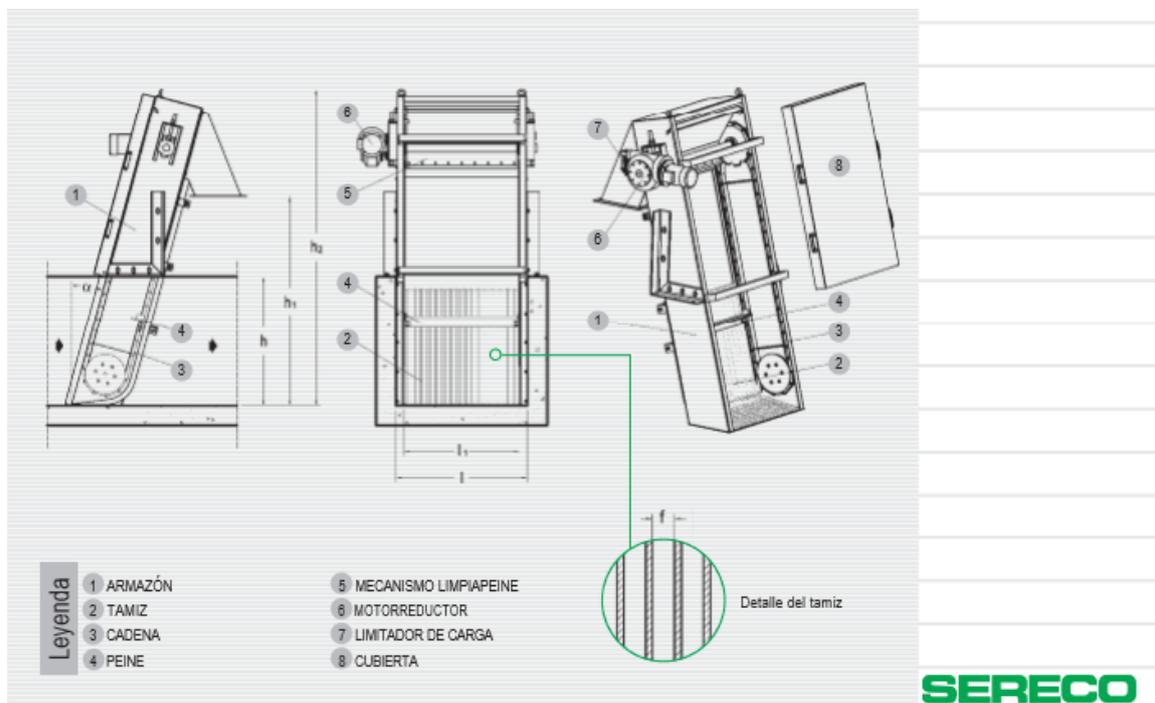
$$\text{Costo} = 28,8, \text{ kW} \cdot \text{h} * \frac{0,08 \text{ USD}}{\text{kW} \cdot \text{h}}$$

$$\text{Costo} = 2,30 \frac{\text{USD}}{\text{día}}$$

## ANEXO XI

## CATÁLOGOS DE LOS EQUIPOS SELECCIONADOS

## 1. CRIBAS PARA RETENCION DE GRUESOS



TIPO	CARACTERÍSTICAS PRINCIPALES	UM.	VALORES DIMENSIONALES
GVC	ANCHURA CANAL (l)	m	0,3 ÷ 2,0
	ALTURA CANAL (h)	m	0,3 ÷ 3,0
	ANCHURA PANEL (l <sub>2</sub> )	m	l - 0,10
	ALTURA DESCARGA MATERIAL DE DESBASTE (h <sub>2</sub> ) (*)	m	h + 0,80
	ALTURA MÁXIMA (h <sub>2</sub> )	m	h <sub>2</sub> + 0,65
	INCLINACIÓN VERTICAL (α)	°	15
	LUZ DE FILTRACIÓN (f)	mm	10 ÷ 50
	POTENCIA INSTALADA	kW	0,25 ÷ 0,75
PESO (**)	daN	$(4,72 * l + 5,28) * (34 * h + 19) + (2,5 - h * f)$	

**Figura AXI.1.** Especificaciones de las cribas Sereco, serie GVC  
(Sereco, 2012, p,2)

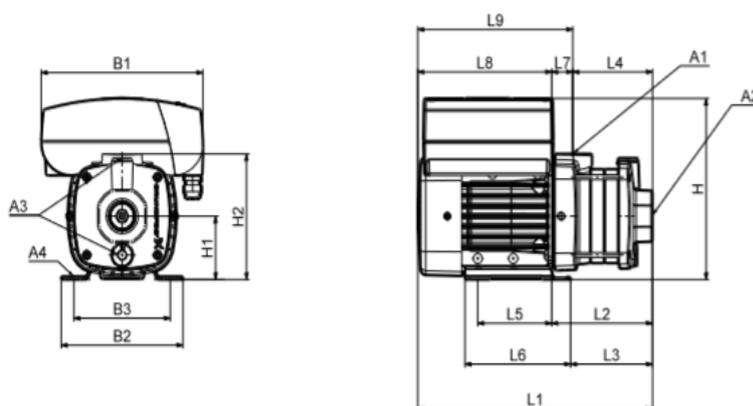
## 2. BOMBAS CENTRIFUGAS

## Dimensiones, CME 60 Hz y 50/60 Hz

CME 25-A  
60 Hz  
50/60 Hz

### CME 25-A

(A = fundición, EN-GJL-200)



TMO4 2240 2208

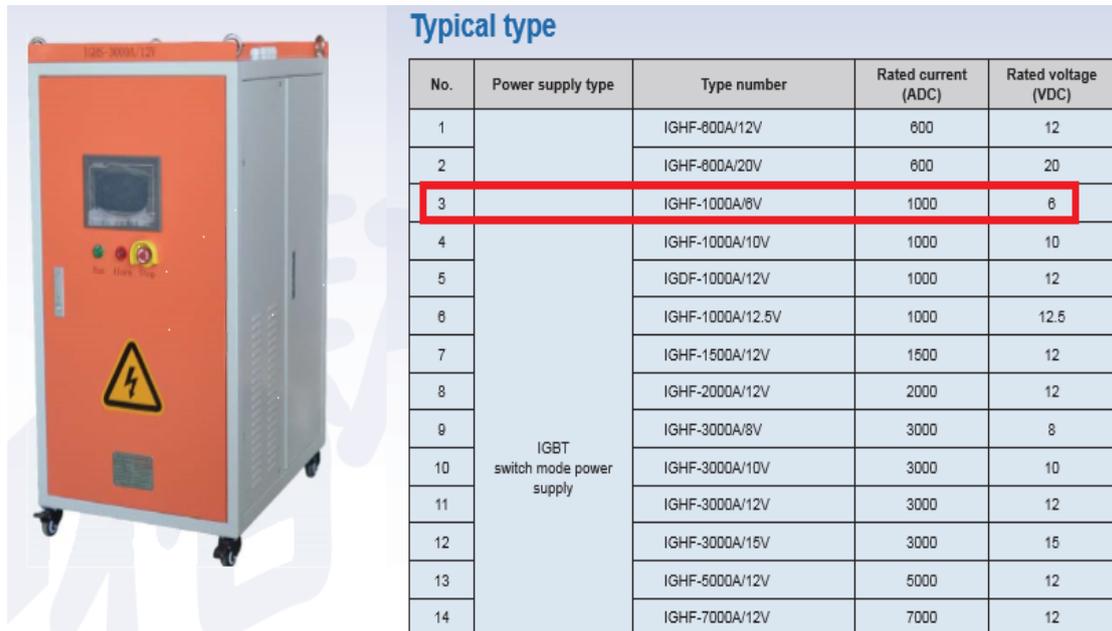
### Dimensiones

3 x 380-480 V, 50/60 Hz (tensión de alimentación L)

Tipo de bomba	Tamaño	P <sub>2</sub> [kW]	Dimensiones [mm]																		
			A1	A2	A3	A4	B1	B2	B3	H	H1	H2	L1	L2	L3	L4	L5	L6	L7	L8	L9
CME 25-1	100	3,00	2"	2"	3/8"	10	264	199	160	277	100	245	477	205	190	97	140	170	108	272	380
CME 25-2	132	7,50	2"	2"	3/8"	12	290	228	190	300	112	257	530	228	212	97	140	172	131	302	433

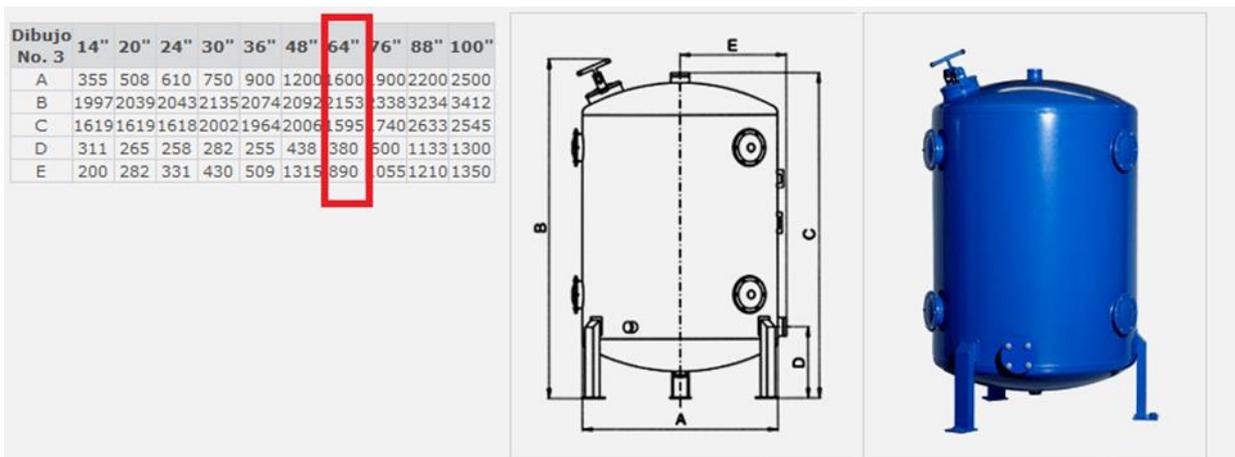
**Figura AXI.2.** Especificaciones de las bombas centrifugas Grundfos, serie CME  
(Grundfos, 2013, p.1)

### 3. FUENTE DE PODER



**Figura AXI.3.** Especificaciones de la fuente de poder DC. Chunshu rectifier, serie IGHF (Beijing Chunshu Rectifier, 20013,p.12)

### 4. FILTROS DE CARBON ACTIVADO

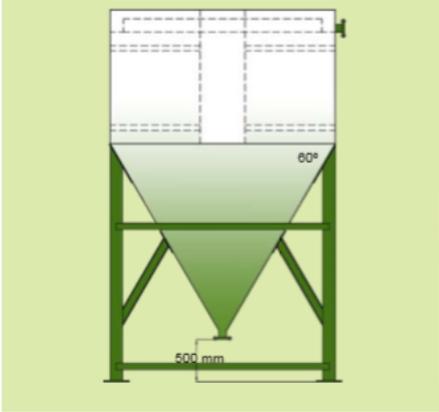


**Figura AXI.4.** Especificaciones de los filtros de carbón activado Amiad (Amiad, 2012, p.8)

## 5. DECANTADOR DE LODOS.

**DECANTADORES O ESPESIDORES DE FANGOS**

Volumen (l)	Diámetro (mm)	Altura (mm)	Número soportes
2.000	1.600	2.650	3
3.000	1.800	2.950	4
4.000	1.800	3.350	4
5.000	2.000	3.450	4
8.000	2.350	3.900	4
10.000	2.500	4.200	4
12.000	2.500	4.600	4
15.000	2.500	5.200	4
20.000	3.000	5.300	4
25.000	3.000	6.000	4
30.000	3.500	5.850	5
35.000	3.500	6.400	5
40.000	4.000	6.200	6



El diagrama muestra un decantador de lodos con un cono de 60° y un tubo de salida de 500 mm. El cono está montado sobre un soporte de metal con cuatro patas. El tubo de salida está conectado al vértice del cono.

**Figura AXI.5.** Especificaciones del es pesador de Lodos  
(Tadipol, 2014, p.1)