



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES
CUAUTITLÁN

**PROPUESTA DE TÉCNICAS ELECTROQUÍMICAS EN EL
TRATAMIENTO DE LAS AGUAS RESIDUALES DE LA
INDUSTRIA LÁCTEA.**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

INGENIERA EN ALIMENTOS

PRESENTA:

LILIAN SUSANA ESPINOZA ESTRADA

ASESOR: I.A. ANA MARÍA SOTO BAUTISTA



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

DEDICATORIAS Y AGRADECIMIENTOS

Mi tesis la dedico con todo mi amor, cariño y respeto primeramente a Dios, gracias a ti Sr. he podido dar éste paso tan importante en mi vida profesional.

Este trabajo significa la continuación de mi gran proyecto de vida y de las innumerables experiencias, que me han hecho crecer como persona y entender que, en la vida todo se puede realizar cuando así se desea. He aprendido a valorar aun más a mis seres queridos; que han sido un gran apoyo para llegar al final de ésta etapa y a quienes indiscutiblemente dedico éste símbolo de esfuerzo tan importante para mí, principalmente: a ti Sahian, mi hija preciosa, eres mi mayor motivación, soy muy afortunada al tenerte a mi lado, gracias nena hermosa, porque a pesar de ser tan pequeña, me has enseñado todo. Para mi Madre Vico, por ser tan maravillosa, para mi Padre Gerardo, por tu gran apoyo y para mis Hermanitos Kay y Chris, a todos ustedes, les dedico mi tesis como un testimonio de mi infinito agradecimiento, por toda una vida de esfuerzos y sacrificios, brindándome siempre amor, cariño, comprensión y un apoyo incondicional cuando más lo he necesitado. Deseo de todo corazón que mi triunfo profesional lo sientan como suyo. Gracias por creer en mí. Los amo con todo mí ser.

Amor de mi vida, especialmente para ti, dedico ésta tesis y agradezco tu constancia, tu paciencia, tus consejos, el apoyo, la motivación, los momentos inolvidables e inimaginables, y por todo lo que me has brindado, enriqueces mi vida con tu amor y alegría, piezas fundamentales para concluir uno de tantos proyectos.

Agradezco y dedico enormemente nuestro trabajo a usted I.A. Ana María Soto Bautista, por haber confiado en mi persona, por la paciencia, por las enseñanzas, por su dedicación, por sus consejos, por la dirección de ésta tesis, por todo el apoyo y el ánimo que me brinda en todo momento.

Gracias también a mis queridas amigas, amigos y profesores que me apoyaron dentro y fuera del salón de clase, compartiendo sus conocimientos, acompañándome en los momentos difíciles y en los momentos de felicidad. Han dejado una huella muy importante en mi vida.

Tío Ger, gracias por recordarme que hay personas valiosas en el mundo; en el mío, tú eres una persona muy especial.

Abuelitos, aun recuerdo todo lo que me ayudaron y apoyaron desde que era una niña, y aunque ya no puedo físicamente mostrarles por lo que tanto me motivaron, y por lo que siempre confiaron en mí; hoy les agradezco y dedico con todo amor y respeto, mi tesis. Sé que desde el cielo siempre me están acompañando.

Agradezco a la Universidad Nacional Autónoma de México y en especial a la Facultad de Estudios Superiores Cuautitlán C-1, por permitirme ser parte de la generación I.A. 27

Gracias a todos los que directa e indirectamente me brindaron su valioso apoyo.

Susana Espinoza

ÍNDICE

	Número de Página
<u>CAPÍTULO I. AGUAS RESIDUALES</u>	
1.1 GENERALIDADES	9
1.2 PARÁMETROS DE CALIDAD	10
1.2.1 PARÁMETROS FÍSICOS	10
1.2.2 PARÁMETROS QUÍMICOS	12
1.2.3 PARÁMETROS INDICATIVOS DE CONTAMINACIÓN ORGÁNICA Y BIOLÓGICA	16
1.2.3.1 Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)	17
1.2.3.2 Demanda Química de Oxígeno (DQO)	17
1.2.3.3 Carbón Orgánico Total (COT)	18
1.2.4 PARÁMETROS MICROBIOLÓGICOS	18
1.3 MÉTODOS CONVENCIONALES DE TRATAMIENTO	19
1.3.1 TRATAMIENTO PRELIMINAR O PRETRATAMIENTO	20
1.3.2 TRATAMIENTO PRIMARIO	24
1.3.3 TRATAMIENTO SECUNDARIO	30
1.3.4 TRATAMIENTO TERCIARIO	34
1.4 AGUAS RESIDUALES DE LA INDUSTRIA LÁCTEA	39
1.4.1 CARACTERÍSTICAS	40
1.4.1.1 Composición de la leche y del lactosuero	40
1.4.1.2 Contenido de materia orgánica proveniente de la leche	41
1.4.1.3 Producción de leche y lactosuero	43
1.4.1.4 Contenido de sustancias de productos limpiadores	43
<u>CAPÍTULO II. ELECTROQUÍMICA</u>	
2.1 HISTORIA	46
2.2 ASPECTOS GENERALES	48
2.2.1 CONDUCTORES DE CORRIENTE ELÉCTRICA	49
2.2.2 ELECTROLITOS	50
2.2.3 LEYES DE FARADAY	50
2.2.4 POLARIZACIÓN	51
2.2.5 SISTEMA ELECTROQUÍMICO	52
2.2.6 APLICACIONES DE LOS REACTORES ELECTROQUÍMICOS	55

CAPÍTULO III. MÉTODOS ELECTROQUÍMICOS APLICADOS AL TRATAMIENTO DE LAS AGUAS RESIDUALES

3.1 ASPECTOS GENERALES	57
3.2 ELECTROCOAGULACIÓN	58
3.3 POTENCIAL DE UNA CELDA DE ELECTROCOAGULACIÓN	61
3.4 APLICACIONES DE LA ELECTROCOAGULACIÓN	62
3.5 TIPOS DE REACTORES PARA ELECTROCOAGULACIÓN	65
3.6 DISEÑO DE LA CELDA DE ELECTROCOAGULACIÓN	69
3.7 EFECTOS DE ALGUNAS DE LAS VARIABLES DE RESPUESTA SOBRE EL PROCESO DE ELECTROCOAGULACIÓN	71
3.8 EJEMPLO DE UN SISTEMA DE ELECTROCOAGULACIÓN PARA TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES	73
3.8.1 TECNOLOGÍA	74
3.8.2 DESCRIPCIÓN DEL PROCESO	75
3.8.3 ELIMINACIÓN DE CONTAMINANTES	76
3.9 APLICACIONES DEL SISTEMA DE ELECTROCOAGULACIÓN PARA TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DE LA INDUSTRIA LÁCTEA	77
3.9.1 DISEÑO DE UNA CELDA DE ELECTROCOAGULACIÓN PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DE LA INDUSTRIA LÁCTEA	78
3.9.1.1 Determinación de la distancia entre electrodos	78
3.9.1.2 Determinación para los niveles de pH, densidad de corriente y tiempo	79
3.9.1.3 Diseño, construcción y montaje del sistema de Electrocoagulación	81
3.9.1.4 Selección del material de los electrodos, número y dimensiones	84
3.9.1.5 Fuente de voltaje	85
3.9.2 INFLUENCIA DE LA CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA EN LA ELECTROCOAGULACIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES DE LA INDUSTRIA LÁCTEA	86
3.10 COSTOS	90
3.10.1 MÉTODO CONVENCIONAL	90
3.10.1.1 Coagulación química	90
3.10.2 MÉTODO ELECTROQUÍMICO	91
3.10.2.1 Electrocoagulación	91
3.10.3 ELECTROCOAGULACIÓN CONTRA COAGULACIÓN QUÍMICA	92

3.11	VENTAJAS Y DESVENTAJAS DEL PROCESO DE ELECTROCOAGULACIÓN	93
3.11.1	VENTAJAS	93
3.11.2	DESVENTAJAS	95
	CONCLUSIONES	96
	RECOMENDACIONES	97
	BIBLIOGRAFÍA	98

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla No. 1	Pérdidas de producto generadas en la industria láctea	42
Tabla No. 2	Soluciones a las dificultades operativas de un sistema de electrocoagulación	63
Tabla No. 3	Efectos de algunos factores controlables en electrocoagulación	64
Tabla No. 4	Factores y niveles en el diseño experimental	87
Tabla No. 5	Combinación de densidad, tiempo y conductividad	89
Tabla No. 6	Contaminantes eliminados por electrocoagulación	92

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura No. 1	Sistema de electrocoagulación con ánodo de aluminio y cátodo de hierro	59
Figura No. 2	Formación de flóculos por electrocoagulación	60
Figura No. 3	Reactores para electrocoagulación tipo Batch	67
Figura No. 4	Reactor filtro prensa para electrocoagulación	67
Figura No. 5	Reactor de electrodo cilíndrico rotativo para electrocoagulación	68
Figura No. 6	Reactor de celda con bomba para electrocoagulación	69
Figura No. 7	Reactor de lecho fluidizado para electrocoagulación	69
Figura No. 8	Diagrama esquemático de una celda de electrocoagulación de dos electrodos	70
Figura No. 9	Funcionamiento del equipo para electrocoagulación a escala industrial	75
Figura No. 10	Montaje del sistema para electrocoagulación	81
Figura No. 11	Dimensiones para la celda de electrocoagulación	82
Figura No. 12	Detalle cara, toma de muestras y evacuación de lodos	82
Figura No. 13	Vista superior del sistema de evacuación de lodos	83
Figura No. 14	Celda electroquímica	83
Figura No. 15	Disposición de los electrodos en la celda	84

ÍNDICE DE GRÁFICAS

Gráfica No. 1	Remoción de DQO para pH de 8.5 diferentes densidades de corriente y distancia entre electrodos y electrodo de sacrificio de hierro	79
Gráfica No. 2	Remoción de DQO para separación entre electrodos de 10mm con electrodo de sacrificio de hierro	80
Gráfica No. 3	Remoción de grasas y aceites para pH de 8.5 diferentes densidades de corriente y distancia entre electrodos y electrodo de sacrificio de hierro	80
Gráfica No. 4	Porcentajes de remoción de DQO variando densidad de corriente, conductividad y tiempo	88
Gráfica No. 5	Remoción vs densidad, conductividad y tiempo	89

INTRODUCCIÓN

Como resultado de la gran variedad de procesos industriales, se han generado aguas residuales de diversos tipos y de composición variada (Ramalho, 1993). Conforme ha transcurrido el tiempo se han creado diferentes técnicas de tratamiento de las aguas residuales industriales para contrarrestar el impacto ambiental. Algunas de las técnicas más comunes son: por aglomeración (coagulación-floculación, precipitación), biológicas (lagunas de oxidación, lodos activados, lagunas aireadas, entre otras), absorción y otras técnicas fisicoquímicas.

Los métodos de tratamiento convencionales para aguas residuales están relativamente normalizados, siendo muy limitado el número de procesos unitarios y operaciones que integran las líneas de tratamiento, con los cuales en ocasiones no es posible eliminar el material indeseable por una simple decantación, filtración o sedimentación (Rodríguez, 2006).

Una aproximación sistemática a la reducción de la contaminación de las aguas residuales, exige la participación de disciplinas distintas: ciencias aplicadas e ingeniería, ciencias biológicas, de la tierra, sociales y económicas. El tratamiento de aguas residuales actualmente lleva consigo tantos procesos de tratamiento, equipos, operaciones unitarias y de proceso que se hizo evidente que la ingeniería debería tener una participación prioritaria en la resolución de los problemas de las aguas residuales (Ramalho, 1993).

Los antecedentes mencionados han originado mayor investigación en el tratamiento de las aguas residuales, lo que representa un impulso en la innovación de las técnicas y tecnologías presentes y experimentación de técnicas futuras más eficaces (Rodríguez, 2006).

Un tema interesante es el uso de la electroquímica, ésta es una tecnología que en las últimas décadas ha tenido muchas aplicaciones industriales y se ha desarrollado ofreciendo varias alternativas que compiten ventajosamente con los distintos procesos de tratamiento convencional. La electroquímica es una parte de la química que está relacionada con los cambios químicos mediante la transferencia de electrones y de la producción de electricidad mediante reacciones químicas (Coeuret, 1992).

El presente proyecto comprende el tratamiento de efluentes generados por industrias lácteas, los cuales se han tratado por medio de electroquímica, hecho que ha despertado el interés de la industria por investigar e implementar esta tecnología en el tratamiento

de sus aguas residuales (Arango y Garcés, 2007). Como ejemplo se menciona a la industria quesera, la cual genera efluentes que contienen principalmente el suero de la leche, cuyos principales componentes son: lactosa, proteínas y sales minerales, esto lo convierte en un contaminante orgánico pesado con altos valores biológicos y químicos de oxígeno. El tratamiento electroquímico se considera como un proceso alternativo especial para estos efluentes cuando los métodos de tratamiento convencional fallan al reducir la contaminación. Es considerado como uno de los procesos de oxidación avanzada, potencialmente poderoso como método de control de contaminación y que ofrece una alta eficacia de remoción. Los procesos electroquímicos generalmente tienen más bajos requerimientos de temperatura que aquellos equivalentes no electroquímicos y no hay necesidad de agregar sustancias químicas (Güray, 2008).

El tratamiento electroquímico requiere reactores compactos, que se definen como un sistema que cuenta con un circuito eléctrico por donde circula una corriente eléctrica en calidad de reactivo (Jaramillo, 2005). En la actualidad la aplicación de reactores electroquímicos está tomando un auge importante en el tratamiento de aguas residuales industriales a través de una oxidación o reducción directa (Gutiérrez, 1999). Estos equipos poseen grandes ventajas: utilizan energía eléctrica, son sistemas compactos y automatizables y tienen diversos usos. Algunos de estos usos son el tratamiento de aguas con alto contenido de materia orgánica, tratamiento de efluentes industriales y en la minería para la recuperación de metales (Arango y Garcés, 2007). Tienen la capacidad de tratar gran variedad de residuos a temperatura y presión ambiental, no son contaminantes lo cual evita la producción de reactivos tóxicos que habitualmente son empleados en la síntesis y en los procesos químicos convencionales.

La energía consumible por estos reactores depende de la carga contaminante, y el equipo de degradación puede ser totalmente controlado por computadora con un paro inmediato del proceso y no requiere gran cantidad de mano de obra ni tecnología adicional (González, 2009).

OBJETIVO GENERAL

Proponer técnicas electroquímicas para el tratamiento de las aguas residuales generadas en la industria láctea, por medio de una recopilación en las diferentes fuentes bibliográficas, para recurrir a nuevas alternativas.

OBJETIVOS PARTICULARES

- I. Describir los métodos convencionales para el tratamiento de las aguas residuales generadas en la industria láctea, así como sus características.
- II. Identificar los aspectos generales en el empleo de técnicas electroquímicas para el tratamiento de aguas residuales.
- III. Establecer el uso de técnicas electroquímicas para eliminar los contaminantes de las aguas residuales generadas por la industria láctea.

CAPÍTULO I. AGUAS RESIDUALES

1.1 GENERALIDADES

El agua es un componente químico muy abundante en la biosfera y el más importante, ya que casi toda la vida en la tierra utiliza agua como medio fundamental para el funcionamiento del metabolismo.

Aproximadamente el 97.4% de la provisión mundial de agua se encuentra en los océanos y el 2.6% restante es agua dulce (recurso renovable limitado), del cual solo está disponible el 0.6% (lagos, agua subterránea, atmósfera y ríos), es decir 2850 mil millones de m³ (Aristizábal y Bermúdez, 2007).

El hombre emplea agua para múltiples usos, entre ellos: consumo humano, agricultura, consumo industrial, generación de energía eléctrica, consumo de animales y explotación piscícola, navegación, silvicultura y recreación.

La creciente demanda de agua potable por parte del público, la industria, la agricultura y la decreciente disponibilidad de la misma, debe provocar un cambio de conciencia, especialmente en países en vías de desarrollo. De lo contrario a medida que las demandas de agua crezcan, la cantidad limitada de agua dulce disponible, causará elevados costos de este recurso y obligará a reciclar y reutilizar aguas residuales (Aristizábal y Bermúdez, 2007).

Las aguas residuales son aguas de desecho unidas a residuos orgánicos e inorgánicos (Babbitt, 1962), son de composición variada provenientes de las descargas de usos municipales, industriales, comerciales, de servicios, agrícolas, pecuarios, domésticos, incluyendo fraccionamientos, y en general de cualquier otro uso, así como la mezcla de ellas (NOM-001-SEMARNAT-1996).

Las aguas residuales industriales presentan una gran cantidad de contaminantes que tienen una acción muy compleja sobre el medio ambiente, afectando el desarrollo natural de los ecosistemas por el cambio de condiciones tales como la toxicidad, olor, color, entre otras.

Estas aguas han sido tradicionalmente tratadas por métodos convencionales. Sin embargo, la efectividad de estos procesos se está viendo seriamente limitada en los últimos años, principalmente por restricciones cada vez más severas. Estas restricciones son debido al mayor conocimiento del impacto de los contaminantes en el ambiente, la disminución de la disponibilidad de agua y al aumento de la demanda tanto humana como industrial, lo cual significa mayores caudales de agua residual a tratar (Forero, et al, 2005).

En la mayoría de los países desarrollados se tratan las aguas residuales en un porcentaje elevado. En 1991 la Unión Europea creó un plan para el tratamiento de aguas residuales urbanas teniendo como resultado que el 60% de la población estuviera conectado a algún sistema de depuración; para el año 2005 esta cifra pasó a ser del 92%. Desafortunadamente en México sólo el 20% del agua recibe tratamiento, por tanto una inmensa cantidad de agua contaminada se vierte a nuestros lagos o lagunas y zonas costeras sin ningún tratamiento previo. El objetivo del tratamiento es producir agua limpia o un efluente tratado que sea reutilizable en el ambiente (Valencia y Ramírez, 2009).

1.2 PARAMETROS DE CALIDAD

Las aguas residuales se analizan para determinar aquellos constituyentes que puedan causar dificultades para su tratamiento, evacuación y/o para facilitar la elección del tipo de tratamiento más conveniente (Babbitt, 1962), para ello existen parámetros que se utilizan en el control de los procesos de tratamiento, realizando mediciones de forma continua y discreta (Rigola, 1999).

Para describir la calidad de una corriente o una fuente de agua, se requieren criterios o parámetros de calidad, los cuales se clasifican en: físicos, químicos y biológicos.

1.2.1 PARAMETROS FÍSICOS

Son los que definen las características del agua, que responden a los sentidos de la vista, tacto, gusto y olfato.

Tienen directa incidencia sobre las condiciones estéticas y de aceptabilidad del agua (Barrenechea, 2004). Se consideran importantes los siguientes:

a) Turbidez

Es la dificultad del agua para transmitir la luz debido a materiales insolubles en suspensión, coloidales o muy finos (arcillas, limo, tierra finamente dividida, entre otros), que se presentan principalmente en aguas superficiales (ríos y arroyos).

b) Color

El color es la capacidad de absorber radiaciones del espectro visible. En general, el agua residual presenta colores inducidos por materiales orgánicos de los suelos vegetales, como el color amarillento debido a los ácidos húmicos. La presencia de hierro puede darle color rojizo y la del manganeso un color negro (Rigola, 1999).

Un color oscuro, puede indicar que las aguas residuales están alteradas o contaminadas. Aún no es posible establecer las estructuras químicas fundamentales de las especies responsables del color. Esta característica del agua se atribuye comúnmente a la presencia de taninos, lignina, ácidos húmicos, ácidos grasos, ácidos fúlvicos, entre otros (Barrenechea, 2004). Según el origen del color los principales tratamientos de eliminación pueden ser la coagulación y filtración, la cloración, o la adsorción con carbón activo (Rigola, 1999).

c) Olor

El olor del agua es una determinación organoléptica y subjetiva, para la cual no existen instrumentos de observación, ni registro, ni unidades de medida (Rigola, 1999). El olor puede deberse a la presencia de materia orgánica en descomposición, ciertos tipos de organismos microscópicos o compuestos químicos como los fenoles (Hardenbergh y Edward, 1966). Las aguas adquieren un sabor salado a partir de los 300ppm de Cl^- y un gusto salado y amargo con más de 450ppm de SO_4^- . El CO_2 libre le da un gusto picante. Trazas de fenoles u otros compuestos orgánicos le confieren un olor desagradable (Rigola, 1999).

El olor de las aguas negras recientes o frescas, es ligero y no necesariamente desagradable, pero suelen tener un olor ligeramente picante. Las aguas residuales en proceso de alteración son negras y desprenden olores nauseabundos de sulfuro de hidrógeno (H_2S) y otros gases. El olor putrefacto, así como los de ácido sulfhídrico y los de indol, escatol y otros productos de descomposición, indican que las aguas están alteradas (Babbitt, 1962).

d) Temperatura

Indica los antecedentes de las aguas residuales, su efecto sobre la actividad biológica, la solubilidad de los gases y el efecto de la viscosidad sobre la sedimentación (Babbitt, 1962). Puede afectar las reacciones químicas del tratamiento (Hardenbergh, 1966). La temperatura normal es ligeramente mayor a la de abastecimiento, a causa del calor agregado durante la utilización del agua. Las temperaturas superiores a la normal, indican residuos industriales calientes; las temperaturas inferiores a las normales, indican la incorporación de aguas subterráneas o superficiales. La actividad biológica es mayor a temperaturas más altas, hasta los $60^{\circ}C$ aproximadamente. A medida que aumenta la temperatura, disminuye la viscosidad, con el incremento resultante en la eficiencia de la sedimentación, siempre que no se produzcan corrientes desfavorables (Babbitt, 1962).

1.2.2 PARÁMETROS QUÍMICOS

Un análisis químico, proporciona datos específicos del estado de descomposición y la fuerza de las aguas residuales, con la finalidad de regular el funcionamiento de las instalaciones de tratamiento.

Al realizar un análisis químico de aguas residuales, solo se determinan aquellos compuestos químicos, radicales, elementos e indicadores, que pueden dar un indicio de las características del agua en estudio (Babbitt, 1962). Estos parámetros se describen a continuación:

a) pH

El pH es una medida de la concentración de iones hidrógeno. Es una medida de la naturaleza ácida o alcalina, de la solución acuosa que puede afectar los usos específicos del agua. La mayoría de las aguas naturales tienen un pH entre 6 y 8. Dependiendo de su origen las aguas residuales sin tratamiento se encuentran entre 2 y 5 (Rigola, 1999).

b) Coloides

Es una medida del material en suspensión en el agua. Los coloides pueden ser de origen orgánico (macromoléculas de origen vegetal) o inorgánico (óxidos de hierro y manganeso) (Rigola, 1999).

c) Cloruros

Los cloruros son sustancias inorgánicas. El ión cloruro (Cl^-) forma sales en general muy solubles, suele ir asociado con el ión sodio (Na^+), especialmente en aguas salinas. Las aguas con cloruros pueden ser muy corrosivas debido al pequeño tamaño de ión que puede penetrar la capa protectora en la interfase óxido-metal y reaccionar con el hierro estructural (Rigola, 1999).

d) Gases disueltos

- ❖ *Dióxido de carbono (CO_2)*: es un gas relativamente soluble, que se hidroliza formando iones bicarbonato y carbonato en función del pH del agua.
- ❖ *Oxígeno (O_2)*: por su carácter oxidante juega un papel importante en la solubilización o precipitación de iones que presentan una forma insoluble. Provoca corrosión de los metales, en líneas y equipos; pero su ausencia puede representar la presencia de otros gases objetables tales como metano, sulfhídrico, entre otros.
- ❖ *Acido sulfhídrico (SH_2)*: causa un olor a huevos pútridos y es causa de corrosión.

- ❖ *Amoníaco* (NH_3): es un indicador de contaminación del agua. Provoca la corrosión de las aleaciones de cobre y zinc, formando un complejo soluble (Rigola, 1999).

e) Grasas y Aceites

Tienen un valor comercial que puede recuperarse, cuando están presentes en cantidad suficiente para poder recogerlos en la superficie de las aguas residuales. Generalmente son constituyentes nocivos de las aguas residuales, se precipitan en ellas y obstruyen los intersticios del material filtrante y forman una espuma objetable, en los depósitos y corrientes (Babbitt, 1962).

f) Metales tóxicos

Dentro de los metales tóxicos más comunes se encuentran: el arsénico, cadmio, plomo, cromo, bario y selenio. Todos ellos deben ser estrictamente controlados en el origen de la contaminación (Rigola, 1999).

g) Nitrógeno

Se pueden hacer cinco determinaciones de nitrógeno: amoníaco libre, amonio albuminoide, nitrógeno orgánico, nitritos y nitratos. El nitrógeno orgánico, el amoníaco libre, los nitritos y nitratos, constituyen el nitrógeno total. El nitrógeno orgánico y el amoníaco libre, son un índice de la materia nitrogenada orgánica contenida en las aguas residuales y el amonio albuminoide puede tomarse como un índice del nitrógeno orgánico descompuesto que existe. El amoníaco libre o nitrógeno amoniacal, es el resultado de la descomposición bacteriana de la materia orgánica. Las aguas residuales recientes y frías, son relativamente ricas en nitrógeno orgánico y pobres en amoníaco libre, mientras que las alteradas y calientes, son relativamente ricas en amoníaco libre y pobres en nitrógeno orgánico, la suma de ambos será constante en las mismas aguas residuales, a no ser que parte del amoníaco se haya desprendido a causa de una acción séptica.

Los nitritos (RNO_2) y los nitratos (RNO_3) (R representa cualquier elemento químico como K, Na, entre otros.) se encuentran en las aguas residuales recientes, en concentraciones menores de 1ppm.

Los nitratos constituyen la forma más estable del nitrógeno en las aguas residuales y por lo tanto, su presencia puede ser indicio de estabilidad. Sin embargo, la presencia de nitratos en los líquidos finales de las instalaciones de tratamiento, puede ser inconveniente, por promover el desarrollo de algas y plantas microscópicas (Babbitt, 1962).

h) Fósforo

Las especies químicas de fósforo más comunes en el agua son los ortofosfatos (sal inorgánica del ácido fosfórico), los fosfatos condensados (piro-, meta- y polifosfatos) y los fosfatos orgánicos. Estos fosfatos pueden estar solubles como partículas de residuo o en los cuerpos de los organismos acuáticos.

Es común encontrar fosfatos en el agua. Son nutrientes de la vida acuática y limitantes del crecimiento de las plantas. Sin embargo, su presencia está asociada con la eutrofización de las aguas, con problemas de crecimiento de algas indeseables en embalses y lagos, con acumulación de sedimentos, entre otros.

La fuente principal de los fosfatos orgánicos son los procesos biológicos. Estos pueden generarse a partir de los ortofosfatos en procesos de tratamiento biológico o por los organismos acuáticos del cuerpo hídrico. Otra fuente importante de fosfatos en las aguas superficiales son las descargas de aguas que contienen como residuo detergentes comerciales (Barrenechea, 2004).

i) Sólidos

- ❖ *Disueltos*: los sólidos disueltos o salinidad total, es una medida de la cantidad de materia disuelta en el agua, determinada por evaporación de un volumen de agua previamente filtrada. Corresponde al residuo seco con filtración previa. En los usos industriales la concentración elevada de sólidos disueltos puede ser objetable por la posible interferencia en procesos de fabricación, o como causa de espuma en calderas (Rigola, 1999). La materia coloidal está incluida en los

sólidos disueltos, pues hasta ahora no existe un método para determinar esta materia por separado.

- ❖ *Sedimentables*: son una indicación directa de los materiales que se pueden separar por simple sedimentación y constituyen una indicación de las características para formación de lodos de las aguas residuales (Babbitt, 1962).
- ❖ *En suspensión*: son una medida de los sólidos sedimentables que pueden ser retenidos en un filtro. Se pueden determinar pesando el residuo que quede retenido en un filtro, después de secado. Son indeseables en las aguas de proceso porque pueden causar depósitos en las conducciones, calderas, equipos, entre otros. Se separan por filtración y decantación.
- ❖ *Totales*: son la suma de los sólidos disueltos y de los sólidos en suspensión (Rigola, 1999). Son importantes como indicio de la concentración de las aguas residuales, de la intensidad de tratamiento necesario o como medida de la eficiencia de un dispositivo de tratamiento. Los sólidos totales pueden dividirse en materia volátil y materia fija, en la cual la porción volátil representa materia orgánica, que se considera es la parte de las aguas residuales que puede entrar en putrefacción. Los sólidos volátiles disueltos, son los que entran más fácilmente en putrefacción y los más difíciles de eliminar (Babbitt, 1962).

1.2.3 PARÁMETROS INDICATIVOS DE CONTAMINACIÓN ORGÁNICA Y BIOLÓGICA

La actividad natural y la actividad humana contribuyen a la contaminación orgánica de las aguas naturales. La descomposición de la materia animal y vegetal da lugar a ácidos húmico y fúlvico y a materiales colorantes. Los vertidos industriales contienen múltiples compuestos orgánicos, tales como aceites, grasas y disolventes (Rigola, 1999). Otros contaminantes como: metales pesados, residuos de materia fecal entre otros (Valencia y Ramírez, 2009). El uso de tratamientos biológicos para su eliminación implica el uso de parámetros de medida menos específicos que los que miden radicales químicos y que, sin embargo, permitan el control de las unidades de tratamiento.

La evaluación de la calidad de agua se lleva a cabo utilizando los siguientes indicadores: Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), Demanda Química de Oxígeno (DQO) y Carbón Orgánico Total (COT) (Rigola, 1999).

La DBO y la DQO se utilizan para determinar la cantidad de materia orgánica presente en los cuerpos de agua provenientes principalmente de las descargas de aguas residuales municipal y no municipal (Valencia y Ramírez, 2009).

1.2.3.1 Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)

La DBO, mide la cantidad de oxígeno que necesitan los microorganismos para degradar la materia orgánica biodegradable existente en un agua residual. Es una medida del componente orgánico que puede ser degradado mediante procesos biológicos (hidritec, 2010), en condiciones aerobias a un tiempo y a una temperatura determinada (Babbitt, 1962). En las aguas residuales industriales su concentración es totalmente dependiente del proceso de fabricación pudiendo alcanzar varios miles de ppm. Su eliminación se realiza por procesos fisicoquímicos y biológicos aerobios o anaerobios (Rigola, 1999).

La demanda de oxígeno de las aguas residuales es resultado de tres tipos de materiales:

- 1) *Materiales orgánicos carbónicos*: utilizables como fuentes de alimentación por organismos aeróbicos.
- 2) *Nitrógeno oxidable*: derivado de la presencia de nitritos, amoníaco y en general compuestos orgánicos nitrogenados que sirven como alimentación para bacterias específicas (Nitrosomonas y Nitrobacter).
- 3) *Compuestos químicos reductores* (ion ferroso, sulfitos y sulfuros, que se oxidan por el oxígeno disuelto) (Ramalho, 1993).

La determinación de la DBO está destinada para conocer la capacidad de contaminación de las aguas residuales, los desechos industriales o el agua contaminada. Da una indicación de la cantidad de agua clara de disolución, necesaria para una evacuación satisfactoria de las aguas negras por disolución (Babbitt, 1962).

1.2.3.2 Demanda Química de Oxígeno (DQO)

La DQO, mide la capacidad de consumo de un oxidante químico (dicromato o permanganato), por las materias oxidables contenidas en el agua y también se expresa en ppm de oxígeno (O₂), al igual que la DBO. Es por tanto una medida representativa de

la contaminación orgánica de un efluente siendo un parámetro a controlar dentro de las distintas normativas de vertidos y que nos da una idea muy real del grado de toxicidad del vertido (hidritec, 2010). En las aguas residuales industriales su concentración es totalmente dependiente del proceso de fabricación pudiendo alcanzar valores altos de ppm. Su eliminación se realiza por procesos fisicoquímicos y biológicos (aerobios o anaerobios).

La relación entre los valores de la DBO y la DQO es un indicativo de la biodegradabilidad de la materia contaminante (Rigola, 1999).

1.2.3.3 Carbón Orgánico Total (COT)

El Carbón Orgánico Total, es una medida del contenido en materia orgánica del agua, especialmente aplicable a pequeñas concentraciones. El carbón orgánico se oxida a CO₂ en presencia de un catalizador y se mide en un analizador infrarrojo. Algunos compuestos orgánicos pueden resistir a la oxidación y dar valores ligeramente inferiores a los reales (Rigola, 1999).

Estos parámetros permiten reconocer gradientes que van desde una condición relativamente natural o sin influencia de la actividad humana, hasta agua que muestra indicios o aportaciones importantes de descargas de aguas residuales (hidritec, 2010).

1.2.4 PARÁMETROS MICROBIOLÓGICOS

La bacteria *Escherichia coli*, y el grupo coliforme en su conjunto, son los organismos más comunes utilizados como indicadores de la contaminación fecal. Las bacterias coliformes son microorganismos de forma cilíndrica, capaces de fermentar la glucosa y la lactosa. Otros organismos usados como indicadores de contaminación fecal son los estreptococos fecales y los *Clostridium*. Estos últimos son organismos anaerobios, formadores de esporas. Las esporas son formas resistentes de las bacterias capaces de sobrevivir largo tiempo, cuya presencia en ausencia de coliformes es indicativo de una contaminación pasada (Rigola, 1999).

1.3 MÉTODOS CONVENCIONALES DE TRATAMIENTO

El grado de tratamiento requerido para un agua residual depende fundamentalmente de los límites de vertido para el efluente (Babbitt, 1962). El objetivo de cualquier tratamiento es eliminar los componentes definidos como contaminantes molestos o con efectos nocivos para el medio ambiente, y ajustar la calidad del agua vertida a las especificaciones legales (Rigola, 1999).

La selección de los procesos de tratamiento de las aguas residuales o la serie de procesos de tratamiento, dependen de un cierto número de factores, entre los que se incluyen:

- a) Características del agua residual: DBO, materia en suspensión, pH, productos tóxicos, entre otros.
- b) Calidad del efluente de salida requerido.
- c) Costo y disponibilidad de terrenos.
- d) Consideración de las futuras ampliaciones o la previsión de límites de calidad de vertido más estrictos, que necesiten el diseño de tratamientos más sofisticados en el futuro.
- e) Costo local del agua, por ejemplo, ciertos tratamientos sofisticados (osmosis inversa), podrían justificarse en determinadas regiones donde el costo del agua es elevado, y estarían fuera de lugar en regiones de bajo costo del agua (Ramalho, 1993).

El propósito del tratamiento de las aguas residuales, previo a la disposición por dilución, consiste en separar de ellas la cantidad suficiente o parcial de sólidos que contienen, haciendo que el resto de los sólidos orgánicos queden convertidos en sólidos minerales o en sólidos orgánicos relativamente estables. La magnitud de este cambio depende del proceso de tratamiento empleado. Después de realizar el proceso de tratamiento, debe considerarse la eliminación de los organismos patógenos, antes de disponer el agua al medio ambiente, además, debe procurarse un tratamiento de los líquidos y sólidos que se hayan separado (Esacamiroso, 2003).

Cada etapa en el tratamiento tiene una función específica que contribuye, en forma secuencial, al mejoramiento de la calidad del efluente respecto a su condición inicial al ingresar al ciclo de depuración, que va desde el proceso más simple, hasta el proceso

más complejo. Esto permite separar las etapas, por lo tanto, el análisis de cada una se lleva a cabo en forma individual, existiendo siempre una interrelación entre cada una. De este modo, el criterio a utilizar para la selección y diseño de las respectivas unidades que se proponen dependen de la etapa de tratamiento (Sandoval, 2004).

Todo proceso de tratamiento contiene varias etapas que son:

- ❖ Tratamiento preliminar o pretratamiento
- ❖ Tratamiento primario
- ❖ Tratamiento secundario
- ❖ Tratamiento terciario

1.3.1 TRATAMIENTO PRELIMINAR O PRETRATAMIENTO

El pretratamiento tiene por objetivo remover de las aguas residuales aquellos constituyentes que pueden causar dificultades de operación y mantenimiento de los procesos posteriores o que, en algunos casos, son incompatibles de ser tratados conjuntamente con los demás componentes del agua residual (Romero, 2005).

Esta etapa, no afecta a la materia orgánica contenida en el agua residual. Se pretende la eliminación de materias gruesas, cuerpos gruesos y arenosos (latas, botellas, plásticos, trapos, ladrillos, piedras, grasas, aceites, ramas, entre otros.) cuya presencia en el efluente perturbaría el tratamiento total y el funcionamiento eficiente de las máquinas, equipos e instalaciones de la planta de tratamiento de agua residual (Briones, 2008).

Los dispositivos para el pretratamiento, están destinados a eliminar o separar los sólidos mayores o flotantes, los sólidos inorgánicos pesados y eliminar cantidades excesivas de aceites o grasas. Para lograr estos objetivos se utilizan diversas unidades, entre las que se pueden mencionar (Sandoval, 2004):

a) Separación de sólidos grandes

Cuando se prevé la existencia de sólidos de gran tamaño o de una gran cantidad de arenas en el agua bruta, se debe incluir en la cabecera de la instalación un sistema de separación de estos grandes sólidos, este consiste en un pozo situado a la entrada del colector de la depuradora, de tronco piramidal invertido y paredes muy inclinadas, con

el fin de concentrar los sólidos y las arenas decantadas en una zona específica donde se puedan extraer de una forma eficaz. A este pozo se le llama pozo de muy gruesos; dicho pozo tiene una reja instalada (reja de muy gruesos), que no es más que una serie de vigas de acero, colocadas en vertical en la boca de entrada a la planta, que impiden la entrada de troncos o materiales demasiado grandes que romperían o atorarían la entrada de caudal en la planta.

La extracción de los residuos se realiza generalmente, con cucharas anfibia o bivalvas de accionamiento electrohidráulico. Los residuos separados con esta operación se almacenan en contenedores para posteriormente transportarlos a un vertedero o llevarlos a incineración (Maskew, et al, 2002).

b) Desbaste

Los objetivos son proteger a la planta de tratamiento de la posible llegada intempestiva de grandes objetos capaces de provocar obstrucciones en las distintas unidades de la instalación, así como separar y evacuar fácilmente las materias voluminosas arrastradas por el agua, que podrían disminuir la eficacia de los tratamientos posteriores.

Esta operación consiste en hacer pasar el agua residual a través de una reja. De esta forma, el desbaste se clasifica según la separación entre los barrotes de la reja en:

- ❖ *Desbaste fino*: con separación libre entre barrotes de 10-25mm.
- ❖ *Desbaste grueso*: con separación libre entre barrotes de 50-100mm.

En cuanto a los barrotes, estos han de tener unos espesores mínimos según sea: reja de gruesos, entre 12-25mm y reja de finos, entre 6-12mm. También hay que distinguir entre los tipos de limpieza de rejillas tanto para finos como para gruesos: rejillas de limpieza manual y rejillas de limpieza automática (Maskew, et al, 2002).

c) Tamizado

El tamizado consiste en una filtración sobre soporte delgado, y sus objetivos son los mismos que se pretenden con el desbaste, es decir, la eliminación de materia que por su tamaño pueda interferir en los tratamientos posteriores (Maskew, et al, 1987).

Los tamices suelen ir precedidos por un desbaste de paso entre barrotes de 10-50mm según el paso de malla del tamiz (Maskew, et al, 2002).

d) Dilaceración

Su objetivo es triturar las materias sólidas arrastradas por el agua. Esta operación no está destinada a mejorar la calidad del agua bruta ya que las materias trituradas no son separadas, sino que se reincorporan al circuito y pasan a los demás tratamientos, por lo que este paso no se suele utilizar, a no ser que no haya desbaste, con lo que si es necesario incluirlo en el diseño y funcionamiento de la planta. Pero a veces, aunque haya un desbaste previo, se suelen utilizar dilaceradores para tratar los residuos retenidos en las rejillas y tamices, siendo después vueltos a incorporar al agua residual sin tratamiento.

El dilacerador consta, de un tamiz tipo tambor que gira alrededor de un eje vertical provisto de ranuras con un paso entre 6-10mm. Los sólidos se hacen pasar a través de unas barras de cizalladura o dientes cortantes donde son triturados antes de llegar al tambor. Se homogenizan en tamaño y atraviesan las ranuras, saliendo por una abertura de fondo mediante un sifón invertido, siguiendo su camino aguas abajo (Maskew, et al, 1987).

Esta operación está muy cuestionada y actualmente casi ha desaparecido de la mayoría de las instalaciones, por dos motivos:

- ❖ *Primero:* no es lógico mantener o retornar al proceso aquellos sólidos que pueden eliminarse por desbaste o tamizado, ya que lo que se hace es empeorar la calidad del agua residual que va a ser tratada posteriormente.
- ❖ *Segundo:* en la práctica, esta operación presenta varios inconvenientes, como la necesidad de una atención frecuente debido a que se trata de un material muy delicado; el peligro de obstrucción de tuberías y bombas provocada por la acumulación en masas de las fibras textiles o vegetales unidas a las grasas y la formación de una costra de fango en los digestores anaerobios (Maskew, et al, 2002).

e) Desarenado

El objetivo de esta operación es eliminar todas aquellas partículas de granulometría superior a 200 micras, con el fin de evitar que se produzcan sedimentos en los canales y conducciones, para proteger las bombas y otros aparatos contra la abrasión, y para evitar sobrecargas en las fases de tratamiento siguiente (Maskew, et al, 1987).

f) Desaceitado – Desengrasado

El objetivo de esta operación es eliminar grasas, aceites, espumas y demás materiales flotantes más ligeros que el agua, que podrían distorsionar los procesos de tratamiento posteriores.

El desaceitado consiste en una separación líquido-líquido, mientras que el desengrase es una separación sólido-líquido. En ambos casos se eliminan mediante insuflación de aire, para desemulsionar las grasas y mejorar la flotabilidad.

Se podría hacer esta separación en los decantadores primarios al ir provistos éstos de unas rasquetas superficiales de barrido, pero cuando el volumen de grasa es importante, estas rasquetas son insuficientes y la recogida es deficiente.

Las grasas y flotantes extraídos de los desengrasadores unidos a los flotantes extraídos en la decantación primaria suelen tratarse posteriormente en un concentrador de grasas donde se desprenden de su contenido en agua. Se puede deshacer de las grasas y espumas en una digestión anaerobia junto a los fangos ya que son en su mayor parte residuos orgánicos. Pero esto no es recomendable, ya que presenta el inconveniente de favorecer la formación de costras en el digestor (Maskew, et al, 1987).

Las grasas concentradas se almacenan en contenedores especiales y posteriormente pasan a un vertedero. También se podrían incinerar en caso de existir en la planta un horno de incineración de fangos (Maskew, et al, 2002).

g) Preaireación:

Este proceso tiene por objetivos:

- 1) Mejorar la tratabilidad del agua, en cuanto esta llega contaminada, a la depuración.
- 2) Control de olores.
- 3) Mejorar la separación de las grasas.
- 4) Favorecer la floculación de sólidos.
- 5) Mantener el oxígeno en la decantación aun a bajos caudales.
- 6) Incrementar la eliminación de DBO₅.
- 7) Evitar los depósitos en las cámaras húmedas (Maskew, et al, 1987).

❖ Métodos de preaireación:

Son dos principalmente: difusores y aireadores mecánicos

- 1) Los difusores se clasifican en:
 - ❖ *Porosos*: con forma de disco o de tubos. Construidos de SiO₂ (óxido de silicio) o de Al₂O₃ (óxido de aluminio), pueden ser de tipo cerámico o estar construidos sobre una masa porosa con ligazón cerámica.
 - ❖ *No porosos*: de tipo boquilla, orificios y válvulas. Los de tipo boquilla y orificios están construidos de metal o plástico, tienen aberturas anchas y sueltan unas burbujas más grandes que los difusores de tipo poroso (Maskew, et al, 1987).

- 2) La aireación mecánica se consigue mediante:
 - ❖ *Turbinas*.
 - ❖ *Aireadores de superficie* (Maskew, et al, 2002)

1.3.2 TRATAMIENTO PRIMARIO

Se entiende por tratamiento primario al proceso o conjunto de procesos y/o operaciones que tienen como misión la separación por medios físicos de las partículas en suspensión no retenidas en el pretratamiento. El tratamiento primario se emplea para la eliminación de los sólidos en suspensión y los materiales flotantes (Ramalho, 1993).

Los dispositivos que se usan en el tratamiento primario están diseñados para retirar de las aguas residuales los sólidos orgánicos e inorgánicos sedimentables que se

encuentran suspendidos, mediante el proceso físico de sedimentación. La actividad biológica en esta etapa tiene poca importancia.

El propósito fundamental de los dispositivos para el tratamiento primario, consiste en disminuir lo suficiente la velocidad de las aguas, para que puedan sedimentarse los sólidos que representan la materia tanto orgánica como inorgánica susceptible de degradación (Sandoval, 2004).

Típicamente remueve alrededor del 60% de los sólidos suspendidos del agua residual cruda y un 35% aproximadamente de la DBO (Romero, 2005).

Existen diversas operaciones unitarias correspondientes a esta etapa, con las cuales se puede llevar a cabo la eliminación de sólidos en suspensión. A continuación se describen estas operaciones:

a) Cribado

El cribado, también llamado desbrozo, se emplea para la reducción de sólidos en suspensión de tamaños distintos. La distancia o las aberturas de las rejillas dependen del objeto de las mismas, y su limpieza se hace manual o mecánica. Los productos recogidos se destruyen ya sea por incineración o se tratan por procesos de digestión anaerobia, o se dirigen directamente a un vertedero. Las materias sólidas recogidas se suelen clasificar en finos y gruesos.

Las rejillas de finos tienen aberturas de 5 mm o menos, generalmente están fabricadas de malla metálica de acero y se usan muchas veces en el lugar de tanques de sedimentación. Sin embargo, aunque puede llegar a eliminar entre un 5 y un 25% de sólidos en suspensión, de un 40 a un 60% se eliminan por sedimentación. Por esta razón, y también porque el atascamiento es normalmente un problema, el uso de tamices finos o con abertura pequeña no es muy normal (Ramalho, 1993).

Las rejillas o cribas de gruesos tienen aberturas que puede oscilar entre los 4 y 8 ó 9cm. Se usan como elementos de protección para evitar que sólidos de grandes dimensiones dañen las bombas y otros equipos mecánicos.

A veces se utilizan trituradoras en lugar de las rejillas de gruesos. Estos elementos rompen o desgarran los sólidos en suspensión, que se eliminan posteriormente por sedimentación (Ramalho, 1993).

b) Sedimentación

La sedimentación se utiliza en el tratamiento de aguas residuales para separar sólidos en suspensión. La eliminación de las materias por sedimentación se basa en la diferencia de densidad entre las partículas sólidas y el líquido donde se encuentran.

Pueden considerarse tres tipos de mecanismos o procesos de sedimentación, dependiendo de la naturaleza de los sólidos presentes en suspensión:

- ❖ *Sedimentación discreta*: las partículas que se depositan mantienen su individualidad, es decir no se somete a un proceso de coalescencia con otras partículas. En este caso las propiedades físicas de las partículas (tamaño, forma y peso específico) no cambian durante el proceso. La deposición de partículas de arena en los desarenadores es un ejemplo típico de sedimentación discreta.
- ❖ *Sedimentación con floculación*: la aglomeración de las partículas va acompañada de cambios de densidad y precipitación. La sedimentación que se lleva a cabo en los clarificadores o sedimentadores primarios es un ejemplo de este proceso.
- ❖ *Sedimentación por zonas*: las partículas forman una especie de manta que sedimenta como una masa total presentando una interfase distinta con la fase líquida (Ramalho, 1993).

c) Flotación

La flotación es un proceso para separar sólidos de baja densidad o partículas líquidas en una fase líquida. La separación se lleva a cabo introduciendo un gas (normalmente aire) en la fase líquida, en forma de burbujas. La fase líquida se somete a un proceso de presurización para alcanzar una presión de funcionamiento que oscila entre 2 y 4atm en presencia del suficiente aire para conseguir la saturación de aire en el agua. Luego, este líquido saturado de aire se somete a un proceso de despresurización llevándolo hasta la presión atmosférica por paso a través de una válvula reductora de presión. En esta

situación y debido a la despresurización se forman pequeñas burbujas de aire que se desprenden de la solución.

Los sólidos en suspensión concentrados pueden separarse de la superficie por sistemas mecánicos. El líquido clarificado puede separarse cerca del fondo, y parte del mismo puede reciclarse.

La flotación se utiliza para diferentes objetivos:

- 1° Separación de grasas, aceites, fibras y otros sólidos de baja densidad, de las aguas residuales.
- 2° Espesado de los lodos procedentes de los procesos de lodos activos.
- 3° Espesamiento de los lodos floculados químicamente resultantes de los tratamientos de coagulación química.

Los componentes básicos de un sistema de flotación son:

- ❖ Bomba de presurización
- ❖ Sistema de inyección de aire
- ❖ Tanque de retención (para conseguir un contacto aire-líquido)
- ❖ Válvula reductora de presión
- ❖ Tanque de flotación (Ramalho, 1993).

d) Neutralización

El tratamiento de neutralización se utiliza normalmente en los siguientes casos que se presentan en la depuración de aguas residuales:

- ❖ Antes de la descarga de aguas residuales en un medio receptor: la justificación para la neutralización es que la vida acuática es muy sensible a variaciones de pH fuera de un intervalo cercano a $\text{pH} = 7$.
- ❖ Antes de la descarga de aguas residuales industriales al alcantarillado municipal: la especificación de las descargas industriales en las alcantarillas se debe hacer de forma frecuente al ayuntamiento. Es más económico hacer una neutralización de las corrientes de aguas residuales industriales antes de descargar en el

alcantarillado municipal, que intentar hacer una neutralización de los mayores volúmenes de las aguas residuales mixtas combinadas domésticas e industriales.

- ❖ Antes del tratamiento químico o biológico; para los tratamientos biológicos, el pH del sistema se mantiene en un intervalo comprendido entre 6.5 y 8.5 para asegurar una actividad biológica óptima. El proceso biológico en si mismo puede conseguir una neutralización y en cualquier caso tiene una capacidad tampón como resultado de la producción de CO₂, que da lugar a la formación de carbonatos y bicarbonatos en la solución. El grado de preneutralización requerido para el tratamiento biológico depende de dos factores, el primero que es la alcalinidad o acidez presente en el agua residual y el segundo, los miligramos por litro (mg/l) de DBO que deben eliminarse en el tratamiento biológico. En el caso de las aguas residuales, éste último aspecto está relacionado con la producción de CO₂, que puede dar lugar a una pequeña neutralización de los residuos alcalinos (Ramalho, 1993).

e) Homogenización

Cuando se va a utilizar para conseguir la neutralización, la homogenización significa la mezcla de las corrientes de aguas residuales, ácidas y alcalinas en un tanque homogenizador. La homogenización se utiliza a menudo para otros objetivos aparte de la neutralización como son: 1) aminorar las variaciones de ciertas corrientes de aguas residuales, intentando conseguir una corriente mezclada, con un caudal relativamente constante que sea el que llegue a la planta de tratamiento y 2) aminorar las variaciones de la DBO en los afluentes de los sistemas de tratamiento (Ramalho, 1993).

f) Coagulación–Floculación

La coagulación-floculación es uno de los procesos fisicoquímicos más utilizados en el tratamiento de aguas residuales, y básicamente consiste en la cohesión de las partículas contaminantes en pequeñas masas con peso específico superior al del agua, denominadas flóculos (Dominguez, et al, 2008). Los flóculos ya formados aumentan su volumen y peso de forma que pueden decantarse. Consiste en la captación mecánica de las partículas neutralizadas dando lugar a un entramado de sólidos de mayor volumen.

De esta forma, se consigue un aumento considerable del tamaño y la densidad de las partículas coaguladas, aumentando por tanto la velocidad de sedimentación de los flóculos (Maskew, et al, 1987).

La coagulación tiene inicio en el instante en que se agrega el coagulante al agua (Dominguez, et al, 2008), el cual actúa reuniendo las partículas individuales en aglomerados, aumentando la calidad del flóculo (flóculo más pesado y voluminoso).

Básicamente existen dos mecanismos, en los cuales las partículas entran en contacto:

1. Por el propio movimiento de las partículas (difusión browniana). En este caso se habla de floculación pericinética o por convección natural. Es muy lenta.
2. Por el movimiento del fluido que contiene a las partículas, que induce a un movimiento de éstas. Esto se consigue mediante agitación de la mezcla. A este mecanismo se le denomina floculación ortocinética o por convección forzada (Maskew, et al, 1987).

Hay diversos factores que influyen en la floculación:

- ❖ Coagulación previa lo más perfecta posible.
- ❖ Agitación lenta y homogénea: la floculación es estimulada por una agitación lenta de la mezcla puesto que así se favorece la unión entre los flóculos. Un mezclado demasiado intenso no interesa porque rompería los flóculos ya formados.
- ❖ Temperatura del agua: la influencia principal de la temperatura en la floculación es su efecto sobre el tiempo requerido para una buena formación de flóculos. Generalmente, temperaturas bajas dificultan la clarificación del agua, por lo que se requieren períodos de floculación más largos o mayores dosis de floculante.
- ❖ Características del agua: un agua que contiene poca turbiedad coloidal es, frecuentemente, de floculación más difícil, ya que las partículas sólidas en suspensión actúan como núcleos para la formación inicial de flóculos.
- ❖ Tipos de floculantes según su naturaleza, los floculantes pueden ser:
 - 1) *Minerales*: por ejemplo la sílice activada. Se le ha considerado como el mejor floculante capaz de asociarse a las sales de aluminio. Se utiliza sobre todo en el tratamiento de agua potable.
 - 2) *Orgánicos*: son macromoléculas de cadena larga y alto peso molecular, de origen natural o sintético.

Los floculantes orgánicos de origen natural se obtienen a partir de productos naturales como alginatos (extractos de algas), almidones (extractos de granos vegetales) y derivados de la celulosa. Su eficacia es relativamente pequeña.

Los de origen sintético, son macromoléculas de cadena larga, solubles en agua, conseguidas por asociación de monómeros simples sintéticos, alguno de los cuales poseen cargas eléctricas o grupos ionizables por lo que se le denominan polielectrólitos.

Según el carácter iónico de estos grupos activos se distinguen por lo siguiente:

- ❖ *Polielectrólitos no iónicos*: son poliacrilamidas de masa molecular comprendida entre 1 y 30 millones.
- ❖ *Polielectrólitos aniónicos*: caracterizados por tener grupos ionizados negativamente (grupos carboxílicos).
- ❖ *Polielectrólitos catiónicos*: caracterizados por tener en sus cadenas una carga eléctrica positiva, debida a la presencia de grupos amino.

En general, la acción de los polielectrólitos puede dividirse en tres categorías. En la primera, los polielectrólitos actúan como coagulantes rebajando la carga de las partículas. Puesto que las partículas del agua residual están cargadas negativamente, se utilizan a tal fin los polielectrólitos catiónicos. La segunda forma de acción de los polielectrólitos es la formación de puentes entre las partículas. El puente se forma entre las partículas que son adsorbidas por un mismo polímero, las cuales se entrelazan entre sí provocando su crecimiento. La tercera forma de actuar se clasifica como una acción de formación de puentes, que resulta al utilizar polielectrólitos catiónicos de alto peso molecular. Además de disminuir la carga, estos polielectrólitos formarán también puentes entre las partículas (Maskew, et al, 1987).

1.3.3 TRATAMIENTO SECUNDARIO

El tratamiento secundario comprende tratamientos biológicos convencionales (Babbitt, 1962). Este término comúnmente se utiliza para los sistemas de tratamiento del tipo biológico, en los cuales se aprovecha la acción de microorganismos presentes en las aguas residuales. La presencia o ausencia de oxígeno disuelto en el agua residual define dos grandes grupos o procesos de actividad biológica: proceso aerobio (en presencia de oxígeno) y proceso anaerobio (en ausencia de oxígeno) (Sandoval, 2004).

Se usa principalmente para remoción de DBO soluble y sólidos suspendidos, para ello se utilizan los procesos biológicos de lodos activados, filtros percoladores, sistemas de lagunas (Romero, 2005), cultivo en suspensión, nitrificación, desnitrificación, eliminación de fósforo, digestión aerobia y anaerobia de fangos (Ferrer, 2008).

En un tratamiento biológico, las bacterias y otros microorganismos (bacterias unicelulares, hongos, algas, protozoos y rotíferos) (Ramalho, 1993) destruyen y metabolizan las materias orgánicas solubles y coloidales, reduciendo la DBO y la DQO a valores inferiores de 100mg/l. La velocidad de degradación depende de la presencia de los microorganismos adecuados. Aunque la mayoría de las sustancias se degradan, especialmente las de origen natural, algunas de origen sintético son muy resistentes (Rigola, 1999). A continuación se mencionan algunos de los procesos biológicos convencionales:

a) Proceso de lodos activados

El proceso de fangos activados es un sistema de tratamiento de las aguas residuales en el que se mantiene un cultivo biológico formado por diversos tipos de microorganismos y el agua residual a tratar. Los microorganismos se alimentarán de las sustancias que lleva el agua residual para generar más microorganismos y en el proceso se forman unas partículas fácilmente decantables que se denominan flóculos y que en conjunto constituyen los denominados fangos activos o biológicos. En el proceso de fangos activados pueden distinguirse dos operaciones claramente diferenciadas: la oxidación biológica y la separación sólido-líquido.

La oxidación biológica, tiene lugar en el denominado reactor biológico, donde vamos a mantener el cultivo biológico en contacto con el agua residual. El cultivo biológico, está formado por gran número de microorganismos agrupados en flóculos conjuntamente con materia orgánica y sustancias minerales. Dichos microorganismos transforman la materia orgánica mediante las reacciones de oxidación biológica.

La población de microorganismos debe mantenerse a un determinado nivel, de concentración de sólidos en suspensión en el licor de mezcla, para llegar a un equilibrio entre la carga orgánica a eliminar y la cantidad de microorganismos necesarios para que se elimine dicha carga (Maskew, et al, 1987).

En esta fase del proceso que ocurre en un biorreactor de aireación, es necesario un sistema de aireación y agitación, que provea el oxígeno necesario para la acción depuradora de las bacterias aerobias, que permita la homogenización del biorreactor y por tanto que todo el alimento llegue igual a todos los organismos y que evite la sedimentación de los flóculos y el fango.

Una vez que la materia orgánica ha sido suficientemente oxidada, se requiere un tiempo de retención del agua en el reactor antes de que el licor de la mezcla pase al clarificador. En el reactor, el agua con fango se deja reposar y por tanto, los fangos floculados tienden a sedimentarse, consiguiéndose separar el agua clarificada de los fangos.

El agua clarificada constituye el efluente que se vierte al cauce y parte de los fangos floculados son recirculados de nuevo al reactor biológico para mantener en el mismo una concentración suficiente de organismos. El excedente de fangos, se extrae del sistema y se evacua hacia el tratamiento de fangos (Maskew, et al, 1987).

b) Lagunaje

Es un proceso por el cual las aguas son vertidas en estanques de tierra impermeabilizados con configuraciones variadas, generalmente extensos y poco profundos, donde son tratadas por métodos totalmente naturales.

El oxígeno necesario en los estanques se obtiene por aireación natural a través de la superficie y de la reacción de fotosíntesis de las algas. El oxígeno producido por las algas es utilizado por las bacterias aerobias para la degradación de la materia orgánica presente en las aguas residuales. Los productos de esta degradación son utilizados de nuevo por las algas, existiendo por lo tanto una relación simbiótica entre algas y bacterias (Ferrer, 2008).

Las cuatro principales características del lagunaje son:

- 1°. Tienen una gran inercia, el elevado tiempo de residencia del agua hace que las lagunas presenten una elevada resistencia a las variaciones bruscas de la carga orgánica o hidráulica.

- 2°. La sedimentación primaria se produce al mismo tiempo que la degradación de la materia orgánica.
- 3°. La degradación de la materia orgánica se consigue bien por la oxidación aerobia, debida fundamentalmente a la actividad simbiótica de las bacterias y algas, o bien mediante procesos anaerobios.
- 4°. No se utilizan medios mecánicos (bien sea agitación o aireación) para mantener unas condiciones aerobias en las lagunas, por lo que los costos de mantenimiento son muy reducidos (Ferrer, 2008).

La clasificación mas frecuente de las lagunas de estabilización se basa en el dominio relativo de uno de los dos procesos (aerobio y anaerobio) de eliminación de materia orgánica. En base a esto, las lagunas se denominan anaerobias, facultativas y aerobias.

- ❖ *Lagunas anaerobias*: trabajan con altas cargas orgánicas consiguiéndose la degradación de la materia orgánica en ausencia de oxígeno. En estas lagunas la sedimentación de los sólidos sedimentables y la flotación natural de los flotantes son también operaciones importantes de tratamiento.
- ❖ *Lagunas facultativas*: funcionan con cargas orgánicas más reducidas que las anteriores, permitiendo el desarrollo de algas en las capas superiores donde se dan unas condiciones aerobias debido al oxígeno disuelto que está ausente. De esta manera se forman dos zonas, una inferior en la que, en ausencia de oxígeno disuelto, se producen fenómenos de descomposición anaerobia y una superior en la que se produce una oxidación aerobia de la materia orgánica. La actividad bacteriana se desarrolla en simbiosis con la producción de oxígeno por la actividad fotosintética de las algas. Además existe una zona de transición entre las dos zonas anteriores, designada zona facultativa, cuyas fronteras varían con diversos factores (energía luminosa, viento, entre otros.). En una serie de lagunas, las facultativas pueden ser unidades primarias o secundarias, recibiendo en éste último caso el efluente parcialmente clarificado de las lagunas anaerobias.
- ❖ *Lagunas aerobias o de maduración*: estas lagunas se destinan al tratamiento del efluente de las lagunas facultativas con el objetivo principal de eliminar los microorganismos patógenos. Son totalmente aerobias y dado que la mayor parte de la materia orgánica es eliminada en las lagunas previas funcionan con cargas orgánicas muy reducidas (Ferrer, 2008).

1.3.4 TRATAMIENTO TERCIARIO

Es el grado de tratamiento necesario para alcanzar una calidad física-química-biológica, adecuada para el uso al que se destina el agua residual, sin riesgo alguno. En este proceso se le da un pulimento al agua de acuerdo al reuso que se le pretenda dar a las aguas residuales renovadas. Es el procedimiento más completo para tratar el contenido de las aguas residuales, pero no ha sido ampliamente adoptado por ser muy caro (Sandoval, 2004). Su objetivo fundamental es la eliminación de contaminantes que no se eliminan con los tratamientos biológicos convencionales (Ramalho, 1993), supone generalmente, la remoción de nutrientes para prevenir eutrofización de las fuentes receptoras o mejorar la calidad de un efluente secundario para adecuar el agua para su reuso (Romero, 2005). A continuación se mencionan algunas de las operaciones utilizadas en esta etapa:

a) Adsorción en carbón activado

Adsorción es la concentración de un soluto en la superficie de un sólido. Una capa de moléculas de soluto se acumula en la superficie del sólido debido al desequilibrio de las fuerzas superficiales. En el interior del sólido, las moléculas están sujetas a fuerzas equilibradas. Las moléculas en la superficie están sometidas a fuerzas no equilibradas. Debido a que estas fuerzas residuales son suficientemente elevadas, pueden atrapar moléculas de un soluto que se encuentre en contacto con el sólido. Este fenómeno se denomina adsorción física (Ramalho, 1993).

El sólido se denomina adsorbente y el soluto a adsorber se denomina adsorbato. La capacidad de adsorción es función de la superficie total de adsorbente, ya que cuanto mayor sea esta superficie se dispone de mayor número de fuerzas residuales no equilibradas para la adsorción.

Los carbonos activos (granulares o en polvo) se han empleado como adsorbentes en las plantas de tratamiento de agua para eliminar los olores y sabores que producen los contaminantes. Se prevé que con la atención que está prestando a las mayores exigencias de calidad de los efluentes, el uso de los carbonos activos en el tratamiento terciario de las aguas residuales aumentará considerablemente en el futuro (Ramalho, 1993).

b) Ósmosis inversa

La ósmosis se define como el paso espontáneo de un disolvente desde una solución diluida a otra más concentrada a través de una membrana semipermeable. En el tratamiento de las aguas residuales mediante ósmosis inversa, el efluente contaminado se pone en contacto con una membrana adecuada a una presión superior a la presión osmótica de la solución. Bajo estas circunstancias, el agua con una cantidad muy pequeña de contaminantes pasa a través de la membrana. Los contaminantes disueltos se concentran en el compartimiento del agua residual. Este concentrado, que posiblemente sea una pequeña fracción del volumen total de agua residual a tratar, se descarga. Se obtiene agua purificada en el otro compartimiento.

Las primeras aplicaciones de la ósmosis inversa se hicieron en la desalación del agua de mar. Se ha llevado a cabo un trabajo considerable de investigación y planta piloto para emplear la ósmosis inversa en la separación de contaminantes de las aguas residuales. Algunos de estos contaminantes no se separan por otros procesos. En consecuencia los procesos normales pueden ser completados por la ósmosis inversa, siempre que la economía del conjunto resulte favorable. La investigación indica que en principio la ósmosis inversa puede usarse para obtener un efluente de cualquier grado de pureza deseado manteniendo caudales razonables.

Los dos parámetros básicos para caracterizar los sistemas de ósmosis inversa son: la producción de agua purificada por unidad de área de membrana (flujo de agua) y calidad del producto, esto es pureza del agua purificada (factores de rechazo) (Ramalho, 1993).

c) Electrodiálisis

La electrodiálisis se desarrolló para la desalación del agua de mar. Es un método prometedor de eliminación de nutrientes inorgánicos (fósforo y nitrógeno) de las aguas residuales, por ello, una posible etapa final en los procesos de tratamiento de aguas residuales.

Los componentes básicos de la celda utilizados en las celdas de electrodiálisis, son una serie de membranas hechas de resina de intercambio iónico. Estas membranas son

permeables solo a las especies iónicas y son relativamente selectivas de un tipo específico de iones. Existen dos tipos de membranas:

- 1) *Las membranas catiónicas*: que poseen una carga fija negativa, permiten a los cationes (iones positivos) pasar a través de ellas pero repelen a los aniones (cargas negativas).
- 2) *Las membranas aniónicas*: que poseen una carga positiva fija, permiten el paso de los aniones a través de ellas pero repelen a los cationes.

El paso de los iones a través de las membranas se acelera por la aplicación de una tensión constante a lo largo de una serie de membranas permeables al catión y al anión. El cátodo y el ánodo se colocan en los dos extremos de la celda de forma tal que la membrana más próxima al cátodo sea permeable a los cationes y la más próxima al ánodo sea permeable a los aniones (Ramalho, 1993).

d) Proceso de oxidación química (cloración y ozonación)

La cloración es un proceso muy usado en el tratamiento de aguas residuales industriales y urbanas. Algunos efluentes industriales que normalmente se cloran antes de su descarga a las aguas receptoras son los procedentes de las plantas de caña de azúcar, de azúcar de remolacha, de centrales lecheras, de las fabricas de pasta y papel, de las plantas textiles, de las de curtido, de las petroquímicas, de las farmacéuticas y de las de acabado superficial de los metales (cromado, electrodeposición, entre otros.). Los objetivos de la cloración son:

- ❖ *Desinfección*. Fundamentalmente el cloro es un desinfectante debido a su fuerte capacidad de oxidación, por lo que destruye o inhibe el crecimiento de bacterias y algas.
- ❖ *Reducción de la DBO*. El cloro produce una reducción de la DBO por oxidación de los compuestos orgánicos presentes en las aguas residuales.
- ❖ *Eliminación o reducción de colores y olores*. Las sustancias que producen olor y color presentes en las aguas residuales se oxidan mediante el cloro. La capacidad oxidante del cloro se emplea para el control del olor y la eliminación del color en muchos tratamientos industriales.

- ❖ *Oxidación de los iones metálicos.* Los iones metálicos que están presentes en forma reducida se oxidan por el cloro.
- ❖ *Oxidación de los cianuros a productos metálicos.* El cloro se emplea para oxidar los cianuros a productos inocuos. Esto se lleva a cabo en un medio alcalino con valores de pH superiores a 8.5 (Ramalho, 1993).

La oxidación química con ozono es un método efectivo para tratar las aguas residuales, basados en los siguientes factores:

- 1) Reacciona fácilmente con los productos orgánicos no saturados presentes en las aguas residuales.
- 2) La tendencia a la formación de espuma de las aguas residuales se reduce después del tratamiento con ozono.
- 3) La ruptura de los anillos y la oxidación parcial de los productos aromáticos deja a las aguas residuales más susceptibles de tratamiento convencional biológico.
- 4) El ozono presente en el efluente se convierte rápidamente a oxígeno una vez que ha servido a sus fines. Este oxígeno es beneficioso para las corrientes receptoras y ayuda mantener la vida acuática. Por el contrario, el cloro permanece en el efluente y se convierte en contaminante.

El ozono puede sustituir al cloro en el tratamiento de las aguas residuales que contienen cianuros (Ramalho, 1993).

e) Eliminación de fósforo

La eliminación de nutrientes de las aguas residuales es una operación importante, debido a que estos productos juegan un papel crítico en la eutrofización. Se ha acentuado el interés en la eliminación de fósforo últimamente por dos razones: la primera porque el fósforo es el nutriente más crítico y segundo porque los procesos de eliminación son menos eficaces y más caros. La mayoría de los procesos de tratamiento para la eliminación de nutrientes que se encuentran en funcionamiento, están proyectados para la eliminación de fósforo exclusivamente.

Los procesos para la eliminación del fósforo son, entre otros:

- ❖ Precipitación química
- ❖ Proceso de lodos activos
- ❖ Balsa de estabilización

- ❖ Ósmosis inversa
- ❖ Electrodialisis (Ramalho, 1993).

En todas las plantas depuradoras convencionales se produce una eliminación de fósforo en el tanque de aireación, asociada a la utilización de este elemento como nutriente para el crecimiento de los microorganismos. Así mismo se ha observado que determinados tipos de bacterias son capaces de almacenar fósforo intercelularmente en forma de gránulos de polifosfato (bacterias acumuladoras de polifosfatos), dando lugar a una eliminación neta de fósforo cuando son sometidos a una alternancia de condiciones anaerobias y aerobias.

La eliminación biológica de fósforo requiere la alternancia de una fase anaerobia y una aerobia, llevándose a cabo simultáneamente la eliminación de fósforo y de materia orgánica. La eliminación biológica de fósforo también puede combinarse con los procesos de nitrificación-desnitrificación, pues la presencia de nitratos impide que se obtengan condiciones anaerobias.

Cuando los requisitos de vertido son muy restrictivos puede ser necesario combinar la eliminación biológica de fósforo con la precipitación química. Así mismo puede ser necesario incluir una etapa final de filtración sobre arena, para eliminar el fósforo presente en los sólidos suspendidos (Ferrer, 2008).

El proceso de lodos activos, aunque pensado principalmente para la separación de compuestos orgánicos, puede utilizarse en la eliminación, tanto del fósforo como del nitrógeno, ya que las células biológicas contienen aproximadamente en 2% de fósforo y el 12% de nitrógeno en peso. Aproximadamente 1 mg/l de fósforo es eliminado por cada 100mg/l de la DBO₅ soluble separada, sin embargo, en algunas plantas de tratamiento biológico, se logran eliminaciones de fósforo superiores a las requeridas para la síntesis de biomasa (Ramalho, 1993).

f) Eliminación de nitrógeno

La eliminación de nitrógeno presente en las aguas residuales se realiza en la mayor parte de los casos por vía biológica mediante los procesos de nitrificación y desnitrificación. Sin embargo, recientemente estudios han puesto de manifiesto la posibilidad de eliminar

el nitrógeno amoniacal mediante otros procesos más eficientes energéticamente y con menor producción de fangos. Estos procesos se desarrollaron para la eliminación de nitrógeno amoniacal en la corriente de sobrenadante de la deshidratación de fangos sometidos a un proceso de digestión anaerobia, evitando así su retorno a la línea de aguas. Estos sobrenadantes se caracterizan por una elevada concentración de nitrógeno amoniacal (entre 600 y 1200mgN/L), un bajo contenido en materia orgánica biodegradable y una elevada temperatura (en torno a los 30°C). La aplicación de estos tratamientos se han extendido a otros efluentes como son lixiviados de residuos sólidos o purines.

Este proceso constituye el método más adecuado para la eliminación de nitrógeno ya que representa una elevada eficiencia de eliminación, alta estabilidad y fiabilidad, fácil control de proceso, bajas necesidades de espacio y un coste no muy elevado. Este método se realiza en una o dos etapas, dependiendo si el nitrógeno en el agua residual a tratar está en forma de amoníaco o de nitrato. En el primer caso se necesitan dos etapas: una primera aerobia (nitrificación) para la transformación del amoníaco en nitrato (Ferrer, 2008) y una segunda anaerobia (desnitrificación), en la que los nitritos y nitratos resultantes de la fase de nitrificación, se convierten en presencia de bacterias desnitrificantes en nitrógeno gas y óxido de nitrógeno (Ramalho, 1993). Si el nitrógeno del agua residual se encuentra ya en forma de nitrato, solo se precisa la etapa de desnitrificación (Ferrer, 2008).

1.4 AGUAS RESIDUALES DE LA INDUSTRIA LÁCTEA

La industria alimentaria en sus procesos debe utilizar gran cantidad de agua de buena calidad requerida en las etapas de lavado, limpieza y desinfección; actividades que hacen de esta industria una de las de mayor generación de aguas residuales con altas cargas de contaminantes orgánicos.

Las industrias alimentarias que producen mayor generación de aguas residuales, en orden ascendente son: la industria cervecera y de malteado, mataderos, industria transformadora de carne e industria de productos lácteos y centrales lecheras. Por esto, se hace necesario buscar estrategias para reducir la carga contaminante de las aguas residuales de estas industrias. De la industria láctea es de la que se hará mención para fines de estudio en este capítulo (Arango y Garcés, 2008).

1.4.1 CARACTERÍSTICAS

Las aguas residuales son la emisión de mayor contaminación procedente de la industria láctea; se componen principalmente de sustancias orgánicas resultantes de la transformación de las materias primas y de los productos químicos que son empleados en los tratamientos higiénicos y sanitarios. Los lavados contienen residuos alcalinos y químicos utilizados para remover la leche y los productos lácteos; así como materiales total o parcialmente caramelizados de los tanques, tambos, latas mantequeras, tinas, tuberías, bombas, salidas calientes y pisos (Valencia y Ramírez, 2009).

Las cantidades de aguas residuales de la industria láctea no son constantes a lo largo de una jornada de producción, sino que varían, generando sobrecargas en las plantas de tratamiento, lo que también depende de la concentración de los contaminantes (Arango y Garcés, 2008).

La industria láctea genera cantidades significativas de residuos líquidos, mayormente leche diluida, leche separada, crema y suero, incluyendo grasas, aceites, sólidos suspendidos y nitrógeno. La descarga de éstos sin tratamiento previo se convierte en un foco contaminante. Por lo que es necesario hacer mención de la composición química de la leche y derivados.

1.4.1.1 Composición de la leche y del lactosuero

La leche es uno de los alimentos más completos que existe en la naturaleza por su alto valor nutritivo. Está compuesta principalmente por agua, materia grasa, proteínas, carbohidratos (lactosa), calcio y minerales. Contiene un 87% de agua por lo que es una mezcla muy compleja y heterogénea en la cual los minerales y los carbohidratos se encuentran disueltos, las proteínas están en forma de suspensión y las grasas como pequeñas partículas insolubles en agua (Valencia y Ramírez, 2009).

El lactosuero, suero lácteo o suero de queso, es el líquido que se separa de la leche cuando ésta se coagula para la obtención del queso, son todos los componentes de la leche que no se integran en la coagulación de la caseína. Se estima que a partir de 10 litros de leche de vaca se pueden producir de 1 a 2kg de queso y un promedio de 8 a 9kg de suero. Al representar cerca del 90% del volumen de la leche, contiene la mayor parte de los compuestos hidrosolubles de ésta, el 95% de lactosa (azúcar de la leche), el

25% de las proteínas y el 8% de la materia grasa de la leche. Su composición varía dependiendo del origen de la leche y el tipo de queso elaborado, pero en general el contenido aproximado es de 93.1% de agua, 4.9% de lactosa, 0.9% de proteína cruda, 0.6% de cenizas (minerales), 0.3% de grasa, 0.2% de ácido láctico y vitaminas hidrosolubles. Cerca del 70% de la proteína cruda que se encuentra en el suero corresponde a proteínas con un valor nutritivo superior al de la caseína, como son beta-lactoglobulina, alfa-lactoglobulina, inmunoglobulinas, proteosa-peptonas y enzimas nativas. De acuerdo a su acidez, el suero se divide en dulce (pH mayor de 8), medio ácido (pH 5-5.8) y ácido (pH menor a 5). En México, el suero que se produce es dulce y medio ácido.

Los porcentajes anteriores nos indican el enorme desperdicio de nutrientes en la fabricación del queso. Las proteínas y la lactosa se transforman en contaminantes cuando el líquido es arrojado al ambiente sin ningún tipo de tratamiento, ya que la carga de materia orgánica que contiene permite la reproducción de microorganismos produciendo cambios significativos en la DBO del agua contaminada (Valencia y Ramírez, 2009).

1.4.1.2 Contenido de materia orgánica proveniente de la leche

Aproximadamente entre el 90 y 95% de la DBO presente en el agua residual es originada por pérdidas de leche o productos lácteos. Puesto que la leche tiene una DBO_5 de 100, 000mg/L, 1kg de DBO_5 en el efluente equivale a 10 litros de leche perdida. Si se asume que el 10% de las pérdidas corresponde a materiales no originados por la leche, entonces 1kg de DBO_5 equivale a una pérdida de 9 litros de leche.

En la Tabla 1 se indican los valores obtenidos de la experiencia internacional respecto a las pérdidas de productos generados en la industria láctea moderna. Esta industria, además de incluir reprocesamiento completo del suero, grasa y leche descremada en subproductos, incluye recirculación de las aguas de enfriamiento. Según las estadísticas, estas pérdidas pueden llegar hasta un 20% de la producción total. Por consiguiente, minimizar la generación de corrientes contaminantes no apunta solamente al cumplimiento de la normativa ambiental, sino también a la reducción de costos.

Las aguas de limpieza, en particular el agua de los enjuagues previos y las soluciones limpiadoras, están cargadas de residuos de productos orgánicos, que se expresan en DBO_5 y DQO.

Tabla 1. Pérdidas de producto generadas en la industria láctea

Opciones	g de producto perdido/t producto manipulado o manufacturado		
	DBO ₅	Grasas	Proteínas
Recepción			
Leche crema	160	25	50
Leche descremada y suero de leche	84		50
Suero	105		25
Crema	1,050	300	35
Producción de mantequilla	2,100	600	150
Producción de queso	6,300	250	1,800
Producción de leche para consumo			
Productos densos (papilla, yogur, crema, etc.).	3,675	500	900
Productos delgados (leche, suero de leche, etc.).	1,050	100	350
Producción de leche en polvo			
Leche en polvo con crema	3,675	500	1,400
Leche en polvo descremada	2,625	100	1,600
Suero en polvo	4,725	30	1,300
Leche condensada/suero*			
Leche crema	315	50	130
Leche descremada	210		130
Suero	210		60

*En base a la cantidad de materias primas

Fuente: Arango y Garcés, 2008

En las centrales lecheras, aparte de las pérdidas de leche, el suero resultante incrementa la carga orgánica de las aguas residuales. Este suero, al no aprovecharse, se vierte en el agua residual, elevando el valor de la DBO₅ hasta un valor de 37.5kg de O₂/t de leche tratada en las aguas residuales de las queserías.

El lodo de sedimentación del agua residual que se acumula a diario debe descargarse, en general, tras la higienización mediante calentamiento con sosa; esto aumenta los valores de DBO₅ y de DQO.

La materia orgánica que se encuentra en las aguas residuales está fundamentalmente constituida por componentes de la leche. Entre estas sustancias orgánicas encontramos principalmente grasas, proteínas, aminoácidos y lactosa. Estas sustancias tendrán efectos ambientales en diferentes formas, dependiendo de su biodegradabilidad y su solubilidad (Arango y Garcés, 2008).

1.4.1.3 Producción de leche y lactosuero

El éxito de los productos lácteos y la obtención de nuevos productos ha aumentado la producción de lactosuero, la cual se incrementa año con año, situación de la que nuestro país no es la excepción.

El suero producido en México está cerca de 1,000,000 de toneladas y contiene 50,000 toneladas de lactosa y 5000 toneladas de proteína verdadera. A pesar de esta riqueza nutricional, potencialmente utilizable, el 47% de lactosuero es descargado al drenaje y llega a ríos y suelos, causando un problema serio de contaminación. La descarga continua de suero en estos ecosistemas altera sus propiedades fisicoquímicas. Esto también es debido a que en México existe menor tecnificación en la producción de derivados lácteos y, de igual manera, las pérdidas de leche son mayores.

En el caso de los suelos, disminuye el rendimiento de las cosechas, pero además se observa el fenómeno de lixiviación. Este fenómeno se presenta porque el lactosuero contiene nitrógeno soluble en agua, el cual es arrastrado a través de diversas capas llegando hasta los mantos freáticos y convirtiéndose en un peligro para la salud de los animales y humanos.

Una industria quesera media que produzca diariamente 40,000 litros de suero sin depurar, genera una contaminación diaria similar a una población de 1,250,000 habitantes. Por ello es importante que las industrias lácteas utilicen el lactosuero con el fin de no contaminar el ambiente (Valencia y Ramírez, 2009).

Por otra parte se conoce que por ser una industria de alto riesgo higiénico, como lo es la industria láctea, tiene los mayores contenidos de sustancias limpiadoras y desinfectantes en sus aguas residuales (Arango y Garcés, 2008).

1.4.1.4 Contenido de sustancias de productos limpiadores

La industria de fabricación y procesamiento no cuenta con datos muy precisos sobre el consumo de sustancias limpiadoras y desinfectantes; sin embargo, se han estimado cantidades para la industria láctea.

Las sustancias limpiadoras para la industria láctea contienen compuestos orgánicos, especialmente tensoactivos, que pueden llegar al 10%, que corresponde a 20 kg/t de DQO. Los limpiadores espumosos necesitan la adición de sustancias orgánicas estabilizadoras de la espuma. Las soluciones alcalinas recién preparadas pueden

contener sustancias humectantes e inhibidores de espuma, debido a los reforzadores de limpieza que contienen, lo cual llega a aportar de 1.5 a 2g de O₂/L de DQO. No existe una sustancia química que reúna las propiedades que debe tener un producto limpiador en la industria láctea. Por esta razón, los detergentes comerciales son una mezcla de productos químicos, donde cada uno de ellos contribuye a conseguir las características necesarias. Un detergente de esta naturaleza contiene siempre álcalis, polifosfatos, agentes tensoactivos y un agente secuestrador capaz de disolver y dispersar los depósitos de cal (Arango y Garcés, 2008).

Los álcalis más comúnmente utilizados como detergente son la sosa cáustica (hidróxido de sodio), el carbonato de sodio y el metasilicato sódico. La mayoría de los detergentes contienen sosa cáustica, agente que tiene a altas temperaturas propiedades emulsionantes y por eso disuelve las grasas en el agua. Adicionalmente disuelve la suciedad y es un potente bactericida que, comparativamente con otros productos, es barato.

Entre los agentes tensoactivos (humectantes) se encuentran sustancias de diferentes características, como son los no ionizantes, aniónicos, anfólicos y catiónicos. Los tensoactivos aniónicos son normalmente sulfatos alcalinos. Los catiónicos son principalmente bases de amonio cuaternario. Los tensoactivos ocupan un lugar especial entre las sustancias orgánicas desdobladas biológicamente, debido a su actividad superficial, estas sustancias se acumulan sobre las paredes celulares, favoreciendo de esta forma el contacto entre las enzimas y sustratos. De acuerdo con su capacidad emulsionante, solubilizan los fosfatos de la pared celular, debilitándola y haciéndola permeable, lo que trae como consecuencia la salida del citoplasma del interior de la célula (Arango y Garcés, 2008).

Como los tensoactivos ejercen una acción indeseable sobre las corrientes de agua por su formación de espuma, dañando las plantas acuáticas y los peces, los países europeos han exigido desde 1964 que los tensoactivos sean, al menos en un 80%, sustancias biodegradables.

En términos generales, las aguas residuales de la industria de alimentos tendrán un exceso de álcali por el uso de compuestos químicos (para la limpieza y desinfección), que deben ser neutralizados; para esto son utilizados los ácidos inorgánicos o el dióxido de carbono.

El uso de sustancias limpiadoras y desinfectantes en la industria lechera genera un aporte de nitrógeno a las aguas residuales del 50 al 130%.

Los productos limpiadores y desinfectantes en la actualidad son pobres o exentos en fósforo; esto para disminuir el efecto eutrófico en las aguas. Por lo tanto, el contenido de fosfatos en las aguas residuales de la industria de los alimentos ha disminuido, especialmente en la industria láctea. El contenido de fósforo en las aguas residuales también tiene que ver con el uso del ácido fosfórico utilizado en la eliminación de suciedad insoluble en álcalis.

Las plantas de tratamiento de aguas residuales eliminan, en sus procesos biológicos, alrededor de un tercio de la carga de fosfatos y, con el tiempo, es inevitable una posterior precipitación adicional de éstos, con el objeto de reducir su contenido causado por otras fuentes tales como productos fecales domésticos (Arango y Garcés, 2008).

CAPÍTULO II. ELECTROQUÍMICA

La electroquímica posee la versatilidad de poder emplearse como una tecnología preventiva, adaptándose al desarrollo de procesos de producción limpios, utilizándose fundamentalmente en la depuración de los efluentes industriales.

Los avances producidos en el campo de la electroquímica incluyendo el diseño de celdas y la fabricación de los electrodos, así como la comprensión de las especies electroactivas, han despertado el interés por el uso de las tecnologías electroquímicas en el tratamiento de efluentes líquidos, eliminación de la contaminación del aire, destrucción de residuos y productos químicos tóxicos.

Tal interés se ve reforzado por el hecho de que la electrolisis transcurre a través de un electrodo no consumible y emplea un reactivo sin masa, el electrón, lo que evita la adición de reactivos químicos (o la minimiza drásticamente), adición necesaria en los procesos de tratamiento convencionales (neutralización, precipitación, oxidación y reducción química) que da lugar a efluentes secundarios (por ejemplo, lodos en procesos de precipitación y neutralización química para eliminar los iones metálicos contenidos en un efluente) que a su vez precisan de tratamiento posterior (Martínez y Hernández 2005).

El objetivo primordial de la ingeniería electroquímica es la puesta en operación de procesos electroquímicos donde exista una conversión entre la corriente eléctrica y los sistemas químicos bajo condiciones económica y técnicamente óptimas.

La concepción, el dimensionamiento, la modelización de celdas electroquímicas, su optimización energética y económica, su extrapolación a pequeña y gran escala, constituyen los objetivos esenciales de la ingeniería electroquímica (Guerrero, 2000).

2.1 HISTORIA

La electroquímica es una ciencia que nace a finales del siglo XVIII con los trabajos de Galvani y Volta, y ha tenido desarrollos y aplicaciones en múltiples áreas. Podemos mencionar su uso en el arranque de los motores de los automóviles, en procesos de

síntesis química y métodos para la eliminación de la contaminación. Ha sido una tecnología emergente desde 1906, con la primera patente concedida en Estados Unidos. Problemas de tipo financiero o de regulación de incentivos generaron tropiezos para que la industria adoptara esta técnica, pero se conocen desarrollos anteriores. Desde el siglo XIX exactamente en 1888, se efectuó el primer ensayo reportado en Londres por Webster. Su proceso utilizaba ánodos de hierro soluble, con una caída de potencial de 1.8 vatios entre los electrodos, distantes una pulgada y una corriente anódica de 0.6 Amp/pie².

En 1893, Wolff electrolizó una solución concentrada de sal para producir cloro y sosa cáustica, que utilizaba para desinfectar aguas negras en Brewster, NY. En 1896 se usó en Louisville, Kentucky, una modificación del proceso de Webster para coagular agua cenagosa del río Ohio, proceso en el que se utilizaron ánodos de hierro y aluminio. En 1908 el proceso Webster se utilizó en Santa Mónica, con reducciones de 40% de materia orgánica.

En 1914 se utilizó en NY una modificación del proceso Webster llamado Landreth. En este se añade cal para mejorar la conductividad del electrolito. En 1932 fue utilizada la electrocoagulación en Alemania, con eficiencias del 50% en reducción de la DBO de aguas residuales.

En 1947, en la URSS, se utilizó el proceso con electrodos de hierro para formar hidróxido ferroso, obteniendo remociones de 70% al 80% para la DBO. Años más tarde, en 1958, el profesor Mendía, de la Universidad de Nápoles, utilizó esta técnica para desinfectar las aguas negras de ciudades de Nápoles, y de ciudades costeras. En este proceso se mezcló 25 al 30% en volumen de agua de mar antes de la electrólisis.

En Noruega, Föyn combinó 20% de agua de mar con las aguas residuales en la electrólisis para la remoción del fosfato, utilizando electrodos de carbón. Aunque la eficiencia del proceso fue buena, hubo problemas de corrosión.

Durante las dos últimas décadas se han reportado trabajos en donde se utiliza el proceso para remover partículas dispersas de aceite, grasa y petróleo en el tratamiento de aguas residuales provenientes de procesos de electroplateado, textiles y en procesos de potabilización del agua misma, entre otros (Arango y Garcés, 2006).

2.2 ASPECTOS GENERALES

La electroquímica es la ciencia que estudia las interacciones entre la corriente eléctrica y los sistemas químicos. El principal interés de la electroquímica se encuentra en los procesos y factores que influyen en el transporte de cargas entre dos fases distintas. Una de estas fases es un electrolito, en el cual las cargas eléctricas son transportadas por el movimiento de iones, siendo los electrolitos (Guerrero, 2000) sustancias que al ser disueltas en un solvente polar (agua) se disocian en iones que permiten la conducción de electricidad (Martínez y Hernández, 2005). Un ión es un átomo o molécula que ha adquirido una carga eléctrica. Un ión con carga positiva es llamado catión y un ión con carga negativa es llamado anión. La otra fase estudiada es un electrodo, fase en la cual se lleva a cabo el transporte de las cargas a través del movimiento de electrones. Dependiendo del tipo de reacción llevada a cabo en el electrodo, este será de dos tipos: se le llamará cátodo en el caso de que se lleve a cabo en su superficie una reacción de reducción y ánodo para el caso de una reacción de oxidación (Guerrero, 2000).

Los procesos electroquímicos se llevan a cabo en celdas electroquímicas, también llamados reactores electroquímicos. Son dispositivos en los que se lleva a cabo una reacción química de oxidación o de reducción. La celda consiste, fundamentalmente, en dos conductores llamados electrodos, en contacto con una solución adecuada de un electrolito. Cuando los dos conductores son conectados, a través de un circuito eléctrico externo, una corriente eléctrica fluye entre ellos proporcional a la diferencia de potencial existente (Martínez y Hernández, 2005 y Guerrero, 2000). Básicamente se agrupan a estas celdas en tres tipos: Galvánicas, Electrolíticas y de Combustible.

1) Celdas galvánicas

Son aquellas en las que las reacciones químicas se producen espontáneamente en los electrodos los cuales son conectados al exterior de la celda por medio de conductores. Esas celdas son utilizadas para convertir la energía química en energía eléctrica. Dentro de la clasificación de celdas galvánicas tenemos tres subclasificaciones en las que se encuentran las celdas no recargables o pilas, las celdas recargables o baterías y las celdas de combustible.

2) *Celdas electrolíticas*

Son celdas en las que las reacciones son efectuadas con la energía aplicada por una fuente externa de energía eléctrica y constan de dos electrodos inmersos en una sal fundida o en una solución acuosa (electrolito). La celda es activada por un acumulador o alguna otra fuente de corriente eléctrica directa. Este acumulador actúa como una bomba de electrones impulsándolo a través de un electrodo y atrayéndolos por el otro electrodo. La pérdida de electrones en un electrodo le da a este una carga positiva y la adición de electrones al otro electrodo, hace que este sea negativo (Guerrero, 2000).

3) *Celda de combustible*

Celda electroquímica en la que los reactivos (normalmente gases) que se suministran continuamente son convertidos mediante un proceso redox en productos que son retirados a medida que se generan, produciéndose un flujo de electrones como resultado (Martínez y Hernández, 2005).

2.2.1 CONDUCTORES DE CORRIENTE ELECTRICA

Cualquier material que ofrezca poca resistencia al flujo de electricidad se denomina conductor eléctrico, como las disoluciones de la mayoría de los ácidos inorgánicos, bases y sales son buenos conductores de electricidad y todo material que impida el paso de la corriente eléctrica es denominado mal conductor o aislador eléctrico, como ejemplo se encuentran, las disoluciones de azúcar, alcohol, glicerina y muchas otras sustancias orgánicas. La diferencia entre un conductor y un aislante, es de grado más que de tipo, ya que todas las sustancias conducen electricidad en mayor o en menor medida. Un buen conductor de electricidad, como la plata o el cobre, puede tener una conductividad mil millones de veces superior a la de un buen aislante, como el vidrio o la mica. En los conductores sólidos la corriente eléctrica es transportada por el movimiento de los electrones; en disoluciones y gases, lo hace por los iones. Los conductores se clasifican en:

- a) Conductores de primera clase: son aquellos que dejan fluir la electricidad sin sufrir alteración, como los metales.

- b) Conductores de segunda clase o electrólitos: son aquellos que se ionizan y entonces conducen la corriente eléctrica, como las soluciones acuosas de ácidos, bases y sales, así también las sales fundidas.

2.2.2 ELECTROLITOS

Los ácidos, las bases y las sales sólidas son malos conductores de la electricidad, pero cuando cualquiera de estas sustancias se disuelve en agua, la solución resultante es conductora.

Cuando una de estas sustancias se disuelve en agua (o se funde) se disocian en partículas con carga eléctrica (positiva o negativa) llamadas iones y a la disociación en iones se le denomina ionización. Cualquier sustancia que produce iones en solución es un electrólito. Las sales son iónicas aún en estado sólido, pero cuando se disuelven o se funden, los iones se separan y adquieren libertad de movimiento. La conducción electrolítica se debe a la movilidad iónica en estado líquido. Los electrólitos se clasifican en:

- a) Fuertes: los electrólitos que proporcionan disoluciones altamente conductoras se llaman electrólitos fuertes (como el ácido nítrico o el cloruro de sodio).
- b) Débiles: los que producen disoluciones de baja conductividad reciben el nombre de electrólitos débiles como el cloruro mercurioso (HgCl_2) o el ácido etanoico ($\text{CH}_3\text{-COOH}$) (fisicanet, 2011).

2.2.3 LEYES DE FARADAY

Cuando una corriente eléctrica se hace pasar a través de una celda, esta corriente puede provocar que ocurran reacciones químicas en la superficie de los electrodos, a este proceso se le conoce como electrólisis, la celda en la cual ocurre este proceso es llamada celda electrolítica. Este tipo de reacciones fueron estudiadas por el científico inglés Michael Faraday a partir de 1830. Como resultado de sus estudios, Faraday enuncia leyes, las cuales establecen las relaciones cuantitativas entre la cantidad de corriente que pasa a través de una solución y la cantidad de cambio químico que produce.

Las leyes de Faraday se resumen de la siguiente manera:

- a) La cantidad de cualquier sustancia liberada o depositada en un electrodo es directamente proporcional a la cantidad de electricidad que pasa a través de la celda.
- b) Las masas de diferentes sustancias depositadas en cada electrodo por la misma cantidad de electricidad son directamente proporcionales a los pesos equivalentes de las sustancias (Guerrero, 2000).

Las leyes de Faraday dicen que la cantidad de especie química que es oxidada o reducida en una celda electroquímica, es proporcional a la cantidad de carga eléctrica transferida a través de la interfase metal-electrolito (Aristizábal y Garcés, 2007). La expresión de la ley de Faraday, se muestra en la ecuación No. 1:

$$w = \frac{i \cdot t \cdot M}{n \cdot F} \quad (\text{Ecuación 1})$$

Siendo:

w: es la cantidad de material de electrodo disuelto (gr de Metal/cm²)

i: densidad de corriente (A/cm²)

t: tiempo en que pasa la corriente por la celda (s)

M: peso molecular del electrodo concerniente

F: constante de Faraday (96,500 C mol⁻¹)

n: número de electrones en la reacción de óxido reducción

2.2.4 POLARIZACIÓN

Cuando una celda suministra una corriente eléctrica, se produce una caída de tensión en sus terminales que se denomina polarización o sobrepotencial. Este término también se aplica al aumento de la tensión, sobre el valor de equilibrio, que se produce cuando una celda reversible es sometida a un proceso de carga (Martínez y Hernández, 2005 y Guerrero, 2000).

Se presenta de dos formas:

❖ En descarga

El potencial del polo negativo se hace más positivo y el potencial del polo positivo se hace más negativo; los potenciales de ambos electrodos tienden por lo tanto a igualarse.

❖ En carga

Ocurre el fenómeno contrario, por lo que los potenciales de ambos electrodos se distancian y aumenta la tensión de la celda.

La polarización es una medida de la dificultad para que tenga lugar la reacción electroquímica. Las reacciones en un electrodo son complejas, tienen varios pasos como son:

- 1° Las especies electroactivas deben ser transportadas a la superficie del electrodo.
- 2° Las especies electroactivas pueden ser absorbidas en el electrodo y puede ocurrir el proceso de ruptura o formación de un enlace.
- 3° Transferencia de electrones: puede haber reacciones químicas con cinética independiente del potencial del electrodo. La velocidad de la reacción electroquímica estará dada por la velocidad del proceso más lento del total que componen la reacción global (Martínez y Hernández, 2005).

2.2.5 SISTEMA ELECTROQUÍMICO

El sistema electroquímico consta de un recipiente donde se colocan los electrodos (celda electroquímica), la especie en estudio y el electrolito soporte.

La celda electroquímica esta compuesta de la siguiente forma:

a) La Celda

La forma y dimensiones de la celda electroquímica puede variar desde ser un recipiente común capaz de contener al solvente junto con el electrolito soporte y a los electrodos hasta tener formas llamativas y complejas, todo dependiendo de los requerimientos. En

general en el diseño físico de la celda y para la selección de sus materiales de construcción se deben tomar en cuenta la naturaleza de la sustancia electroactiva y el electrolito soporte (solvente + sal electrolítica).

La geometría del cuerpo de la celda dependerá además en parte de la geometría de los electrodos y de la ubicación geométrica de los mismos (Martínez y Hernández, 2005).

En su forma más simple el reactor es un recipiente en el cual, los electrodos se disponen en forma de placas paralelas conectados en serie a una fuente de voltaje. El volumen de la celda ocupado por los electrodos, se define como zona de reacción, en ésta se dan los procesos de desestabilización de partículas, coagulación y sedimentación. Los lodos formados pueden depositarse en la parte superior de la celda cuando su densidad es baja o sedimentar cuando su densidad es alta, para luego ser removidos (Arango y Garcés, 2007).

Cuando el flujo de corriente es bajo se presentan pocos problemas. Sin embargo, en estos sistemas se pueden presentar complicaciones químicas cuando se generan sustancias tanto en el ánodo como en el cátodo que pudieran reaccionar entre sí o con el electrodo de referencia; si ese fuera el caso, entonces cada electrodo se debe colocar en un compartimiento aislado, de manera que no puedan mezclarse los productos. Desde luego en estos casos deberá existir continuidad o conexión eléctrica entre cada uno de los compartimientos mediante un puente salino.

b) El Solvente

El solvente debe poseer una constante dieléctrica suficientemente grande como para lograr disolver a la sal del electrolito soporte, a la sustancia electroactiva y además estabilizar suficientemente a los intermediarios formados en el transcurso de la reacción electroquímica. Adicionalmente debe ser suficientemente estable ante las variaciones de potencial a que debe ser sometido, para poder inducir sobre la especie electroactiva los cambios redox requeridos (no debe sufrir electrólisis en un amplio intervalo de potenciales). Debe además poseer una volatilidad adecuada de manera que no se evapore durante el transcurso del proceso, pero por otro lado, debe permitir la fácil separación de los productos y reactantes y desde luego no debe afectar ni al material de la celda, ni a los electrodos en uso (Martínez y Hernández, 2005).

c) Electrolito Soporte

La función primordial del electrolito es dar y aumentar la conductividad (iónica) del sistema y de esta manera disminuir la resistencia. Desde luego, el electrolito debe ser suficientemente inerte (inactivo) en las condiciones de trabajo; es decir, no debe reaccionar ni con el material de la celda, ni con los electrodos, ni sufrir electrólisis en el intervalo de potenciales empleados.

d) Electrodo

La palabra electrodo se usa en electroquímica con dos connotaciones diferentes.

Primero, se usa para designar al material conductor de electricidad (a menudo un metal) a través del cual los electrones entran o salen de la celda. La segunda connotación se refiere al uso de semiceldas, dispositivo constituido por un material conductor de electricidad inmerso en una solución electrolítica y que posee un potencial definido.

Los electrodos pueden ser clasificados según el tipo de reacción redox que ocurre sobre ellos y de acuerdo a su función dentro de la celda electroquímica (Martínez y Hernández, 2005).

De acuerdo con el tipo de reacción redox involucrada se les puede clasificar en:

- ❖ *Ánodo*: el electrodo que remueve electrones de la solución electrolítica se denomina ánodo.
- ❖ *Cátodo*: en una celda electroquímica el electrodo que suministra electrones a la solución electrolítica se denomina cátodo.

De acuerdo a la función que desempeñan dentro de la celda electroquímica la clasificación es la siguiente:

- ❖ *Electrodo de trabajo*: es el electrodo con el cual se realiza el estudio o donde ocurre la reacción redox de interés. La selección de este electrodo depende en gran medida del intervalo de potenciales útil para el material que constituye el solvente y el electrolito soporte en los que se efectúa el estudio y de la calidad y pureza del material de constitución del electrodo.

- ❖ *Electrodo de referencia:* como su nombre lo sugiere, los electrodos de referencia son empleados, dada su característica de semicelda de potencial constante, como referencia en la escala de potenciales para fijar el valor de potencial de otras semiceldas. Un buen electrodo de referencia debe poseer un potencial estable en el tiempo, frente a cambios de temperatura y no debe ser alterado por el paso de pequeñas intensidades de corriente; es decir, debe ser reversible ante perturbaciones causadas por el sistema en estudio y sin presentar histéresis (tendencia de un material a conservar una de sus propiedades, en ausencia del estímulo que la ha generado). Un electrodo de referencia debe ser de fácil preparación y mantenimiento, reproducible y relativamente económico.
- ❖ *Electrodo auxiliar:* empleado en celdas de tres electrodos. Estas celdas son utilizadas cuando se requiere efectuar medidas dinámicas; es decir, celdas en las cuales se observan variaciones tanto del potencial del electrodo de trabajo como variaciones en las intensidades de corriente.

El motor principal del sistema es la celda electroquímica en la que se hace pasar la solución a tratar, después de una eventual corrección de pH. En este punto se aplica la oportuna tensión al sistema de electrodos compuesto de cátodos de hierro ó un material inerte (titanio), y ánodos de hierro ó de aleación de aluminio (Martínez y Hernández, 2005).

2.2.6 APLICACIONES DE LOS REACTORES ELECTROQUIMICOS

Las aplicaciones de los reactores electroquímicos, son muy variadas y pueden encontrarse en el desarrollo de diferentes tecnologías que a continuación serán mencionadas:

- a) Generación de energía de una forma más limpia: mediante la aplicación de celdas de combustible, en las cuales un combustible tiende a proporcionar energía eléctrica sin desprender energía a los alrededores, ni producir contaminantes. Debiéndose esto a que las celdas de combustible transforman directamente la energía química de un hidrocarburo a energía eléctrica sin la necesidad de una combustión que provoca perdidas de energía en forma de calor.

Básicamente existen cuatro tipos de celdas de combustible, las cuales difieren en las reacciones químicas que se desarrollan en su interior y en los materiales empleados en su construcción.

- b) La síntesis de compuestos de forma selectiva y limpia: con lo cual se obtendrá el uso más eficiente de los reactivos involucrados en una reacción química sin la generación de productos indeseables o contaminantes. A través de la electroquímica, se pueden sustituir reactivos tóxicos o peligrosos.
- c) Generación in-situ de compuestos tóxicos o peligrosos: el uso de la electroquímica nos permite diseñar equipos de diversos tamaños para la generación de compuestos tóxicos como el cloro en el lugar de su uso con el fin de disminuir riesgos para el personal que labora en una planta y evitar posibles efectos nocivos al medio ambiente.
- d) Mejoramiento de la calidad del agua de abastecimiento: por medio de los procesos electroquímicos existentes para la remoción de sales y bacterias.
- e) En la industria: permite el reciclado de corrientes para recuperar reactivos saturados, ácidos y bases a partir de sales, remover iones metálicos o compuestos orgánicos a partir de las diferentes corrientes de un proceso.
- f) Tratamientos de efluentes: mediante el uso de reactores o celdas electroquímicas para la eliminación de iones metálicos y partículas orgánicas, así como la remoción de partículas y corrientes ácidas (Guerrero, 2000).

CAPÍTULO III. MÉTODOS ELECTROQUÍMICOS APLICADOS

AL TRATAMIENTO DE LAS AGUAS RESIDUALES

3.1 ASPECTOS GENERALES

Uno de los desafíos mayores que enfrenta hoy la humanidad es proporcionar agua limpia a una inmensa mayoría de la población mundial. Por ello hay una necesidad urgente de desarrollar técnicas innovadoras, más eficaces y económicas para el tratamiento de aguas residuales (Arango, 2005).

Debido a la variabilidad en composición de las aguas residuales, algunos de los métodos convencionales empleados para su descontaminación son inadecuados e insuficientes, generan altos costos porque requieren de gran cantidad de reactivos químicos y espacio para el montaje de los equipos de proceso (powellwater, 2010). Por ejemplo: tradicionalmente los contaminantes presentes en las aguas residuales han sido eliminados por coagulación química, mediante la adición de agentes químicos que propician la neutralización de las cargas de partículas que se encuentran suspendidas o en forma coloidal, dando como resultado la disminución de las repulsiones entre partículas que son aglomeradas para su posterior precipitación (Arango y Garcés, 2007). Las desventajas de este proceso son: el volumen de lodos obtenidos es elevado y la precipitación de algunos metales que se encuentran disueltos en las aguas producirán problemas en la estabilización de estos lodos. Además al utilizar reactivos químicos aumentará su concentración en las aguas residuales tratadas, lo que puede ser un inconveniente si estas quieren ser reutilizadas, por ejemplo para riego o para consumo humano (unmsm, 2011). Por tal motivo se ha procedido a la búsqueda de nuevos tratamientos para combatir la contaminación ambiental y ha llevado a los científicos a considerar la utilización de los métodos electroquímicos para transformar y remover los contaminantes de efluentes.

Los métodos electroquímicos de tratamiento de aguas residuales como la electroflotación, electrodecantación y la electrocoagulación, involucran el uso de una celda electrolítica y un par de electrodos metálicos a través de los cuales se hace circular una corriente eléctrica. Sistemas electroquímicos pequeños son viables y en lugar de usar reactivos químicos y microorganismos, el sistema emplea electrones para realizar

el tratamiento. Estos métodos utilizan una instrumentación robusta y compacta, fácil de conseguir, que ofrece la posibilidad de una fácil distribución y potencialmente pueden reemplazar procesos sofisticados, ya que requieren contenedores de poca capacidad.

Los métodos electroquímicos han sido estudiados pero pocos autores se han enfocado en las variables que son cruciales para el mejoramiento del desempeño de estas aplicaciones. De todas las técnicas electroquímicas conocidas se tiene mayor interés en emplear la electrocoagulación como método de tratamiento de aguas residuales (Aristizábal y Bermúdez, 2007), ya que puede tener resultados exitosos en su aplicación, optimizando los factores que la conforman, alcanzando el reto de proteger, conservar y recuperar el recurso hídrico (Arango, 2005).

3.2 ELECTROCOAGULACIÓN

La coagulación eléctrica o electrocoagulación, pertenece a una rama de la Electroquímica, siendo ésta la encargada de estudiar las reacciones químicas que producen los efectos eléctricos y los fenómenos químicos causados por la acción de las corrientes o voltajes en medios acuosos (solución). Estos medios acuosos deben cumplir con una característica fundamental, ser conductores eléctricos (Global Water Systems, 2005).

La electrocoagulación es un método de tratamiento de aguas contaminadas donde un electrodo de sacrificio se corroe para que se lleve a cabo la coagulación (Aristizábal y Bermúdez, 2007). La técnica consiste en inducir corriente eléctrica en el agua residual a través de placas metálicas paralelas de diferentes materiales; dentro de los más comúnmente utilizados están el hierro y el aluminio, tal como se muestra en la Figura 1 (estos electrodos poseen bajo costo de adquisición).

La corriente eléctrica proporciona la fuerza electromotriz que provoca las reacciones químicas que desestabilizan las formas en las que los contaminantes se encuentran presentes (Arango, 2005), bien sea suspendidos, emulsionados o disueltos en medio acuoso. Finalmente, los materiales coloidales se aglomeran para ser eliminados por flotación o por decantación (Global Water Systems, 2005).

Es un proceso complicado que envuelve varios mecanismos químicos y fenómenos físicos, que emplea electrodos consumibles para suplir iones en el agua residual. Este proceso involucra tres etapas sucesivas:

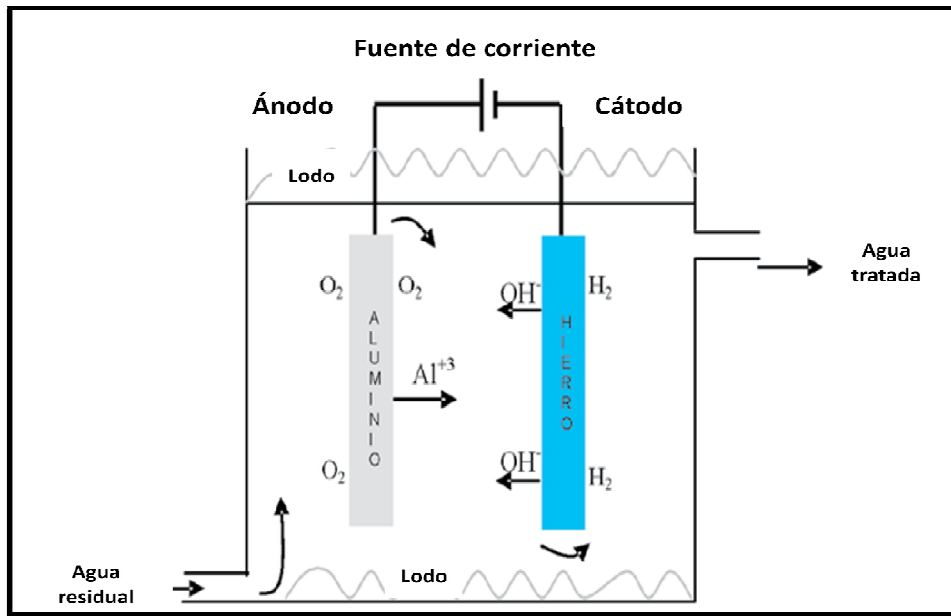


Figura 1. Sistema de electrocoagulación con ánodo de aluminio y cátodo de hierro.
(Arango y Garcés, 2006.)

- 1° Formación de los coagulantes por oxidación electrolítica del electrodo de sacrificio.
- 2° Desestabilización de los contaminantes, partículas suspendidas y rompimiento de la emulsión.
- 3° Incorporación de las fases desestabilizadas para formar flóculos.

El mecanismo de desestabilización de los contaminantes, partículas suspendidas y del rompimiento de emulsión se describe a continuación:

- a. Compresión de la doble capa difusiva alrededor de las especies cargadas por la interacción de los iones generados por la oxidación del ánodo de sacrificio.
- b. Neutralización de las cargas de las especies iónicas presentes en el agua residual ocasionada por los iones coagulantes producidos por disolución electroquímica del ánodo de sacrificio. Estos iones coagulantes reducen la repulsión electrostática entre partículas lo que causa la coagulación y de este proceso resulta una carga neta igual a cero.
- c. Los flóculos que se forman como resultado de la coagulación, crean una capa de lodos que atrapa y conduce las partículas coloidales que permanecen en el medio acuoso (ver figura 2) (futurewatercr, 2011). Los flóculos formados son menos hidratados, conteniendo menos agua ligada y por lo tanto se compactan más fácilmente.

- d. Los mecanismos de remoción en electrocoagulación incluyen: oxidación, reducción, coagulación, absorción, adsorción, precipitación y flotación (Domínguez, et al, 2008).

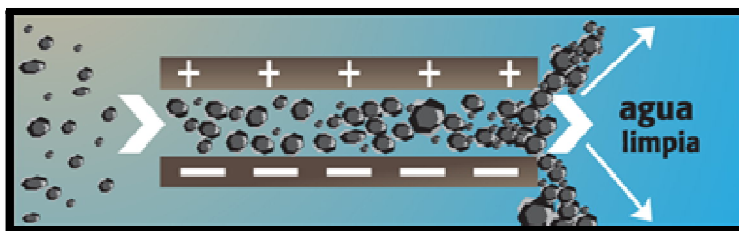


Figura 2. Formación de flóculos por electrocoagulación (futurewatercr, 2011)

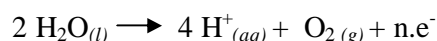
Las siguientes reacciones fisicoquímicas tienen lugar en una celda de Electrocoagulación:

- ❖ Reducción catódica de las impurezas presentes en el agua residual.
- ❖ Descarga y coagulación de las partículas coloidales.
- ❖ Migración electroforética de iones en solución.
- ❖ Electroflotación de las partículas coaguladas ocasionada por las burbujas de hidrógeno y oxígeno producidas por los electrodos.
- ❖ Reducción de los iones metálicos en el cátodo (Aristizábal y Bermúdez, 2007).

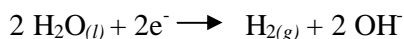
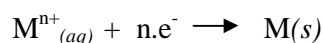
Cuando un potencial es aplicado por una fuente externa de energía, en el ánodo se lleva a cabo una oxidación mientras que en el cátodo se lleva a cabo una reducción.

A continuación se muestran dichas reacciones en las ecuaciones No. 2, 3, 4 y 5:

a) En el ánodo:



b) En el cátodo:



En el ánodo metálico (fabricado habitualmente de hierro o aluminio), se llevan a cabo dos reacciones de separación. Inicialmente el ánodo se disuelve y produce de manera continua hidróxidos poliméricos metálicos que son excelentes agentes coagulantes. La coagulación ocurre cuando los cationes combinados con las partículas negativas son llevados cerca del ánodo por movimiento electroforético (Aristizábal y Bermúdez, 2007). También se da la electrolisis del agua en una reacción paralela, produciendo pequeñas burbujas de oxígeno (O₂) en el ánodo y de hidrógeno (H₂) en el cátodo y la producción de cationes (agentes coagulantes) tales como el Hierro (Fe⁺⁺) y el Aluminio (Al⁺⁺⁺), por la oxidación de ánodos de sacrificio (Domínguez, et al, 2008) y dependiendo del caso, se unirán por enlaces iónicos a los coloides cargados opuestamente (Global Water Systems, 2005). Los iones metálicos pueden reaccionar con el hidróxido (OH⁻) producido en el cátodo durante la formación del hidrógeno (H₂), formando los hidróxidos insolubles que adsorben los contaminantes y contribuyen a la coagulación (Domínguez, et al, 2008).

Las burbujas generadas atraen las partículas floculadas y las hacen flotar hasta la superficie, y es por esto que el proceso de electrocoagulación esta asociado de manera intrínseca a la Electroflotación. Los contaminantes presentes en el agua residual son tratados por reacción química o precipitación, los cuales se generan por el desgaste del electrodo. Estos son removidos posteriormente por Electroflotación o por sedimentación y filtración. El éxito de un proceso de electrocoagulación esta determinado por el tamaño de burbuja y la mezcla adecuada de éstas con el agua residual. Las pequeñas burbujas proveen mayor área superficial para que las partículas se adhieran en el lodo acuoso, resultando así una separación eficiente.

En un proceso de electrocoagulación el electrodo es usualmente conectado a una fuente de corriente directa. La cantidad de metal disuelto o depositado depende de la cantidad de electricidad que pase a través de la solución electrolítica. Una relación simple entre la densidad de corriente y la cantidad de sustancia disuelta se puede derivar de la ley de Faraday (la cual se enunció en el capítulo anterior) (Aristizábal y Bermúdez, 2007).

3.3 POTENCIAL DE UNA CELDA DE ELECTROCOAGULACIÓN

El potencial medido es la suma de tres componentes, se exponen en la ecuación No. 6:

$$\eta_{AP} = \eta_K + \eta_{Mt} + \eta_{IR} \quad (\text{Ecuación 6})$$

Donde:

η_{AP} : Sobrepotencial aplicado (V).

η_K : Sobrepotencial cinético (V).

η_{Mt} : Sobrepotencial de concentración (V).

η_{IR} : Sobrepotencial causado por la resistencia de la solución (V).

El sobrepotencial causado por la resistencia de la solución está relacionado con la distancia entre los electrodos (d en cm), el área superficial del cátodo (A en m^2), la conductividad específica de la solución (k en $\mu S m^{-1}$) y la corriente (I en A), se determina por medio de la ecuación No.7:

$$\eta_{IR} = \frac{I \cdot d}{A \cdot k} \quad (\text{Ecuación 7})$$

Este sobrepotencial puede ser fácilmente minimizado decreciendo la distancia entre electrodos e incrementando el área de sección transversal de los electrodos y la conductividad específica de la solución.

El sobrepotencial de concentración también conocido como sobrepotencial de difusión o de transferencia de masa, es causado por la diferencia de concentración de las especies electroactivas entre la solución y la superficie del electrodo debido a la reacción del electrodo. El sobrepotencial de concentración es despreciable cuando la constante de velocidad de reacción es mucho menor que el coeficiente de transferencia de masa. El sobrepotencial de transporte de masa puede ser reducido incrementando el flujo de los iones metálicos transportados desde la superficie del ánodo hasta la solución aumentando la turbulencia de la solución.

El sobrepotencial cinético también llamado potencial de activación es causado por la barrera de energía de activación de las reacciones de transferencia de electrones. El sobrepotencial de activación es particularmente alto por la generación de gases en los electrodos. Ambos, el sobrepotencial cinético y de concentración, incrementan al aumentar la corriente. De cualquier manera el efecto de estos cambios debe ser investigado para tipos específicos de especies químicas y físicas en soluciones acuosas (Aristizábal y Bermúdez, 2007).

3.4 APLICACIONES DE LA ELECTROCOAGULACIÓN

La electrocoagulación tiene una larga historia como tecnología de tratamiento de aguas y la literatura indica que fue descubierta en los últimos cien años o quizás más. En tiempos recientes se ha dado un interés renovado por las plantas de tratamiento continuo de aguas para aplicaciones de tipo industrial, basadas en la tecnología de electrocoagulación (Aristizábal y Bermúdez, 2007), debido a su efectividad para

remover un amplio rango de contaminantes, su bajo costo comparado con otras tecnologías y su simplicidad de diseño y operación (Arango y Garcés, 2007).

Hasta el momento las aplicaciones y estudios reportados en artículos de revistas sobre la electrocoagulación se centran en un solo contaminante y todos estos experimentos prueban la viabilidad de la electrocoagulación. Éste es un método efectivo para desestabilizar partículas finas dispersas en aguas, para tratar aguas con compuestos orgánicos complejos que se oxidan en el ánodo y se descomponen en sustancias simples que no son tóxicas. Además ha sido aplicado de manera satisfactoria para tratar agua potable, aguas residuales de: procesadores de alimentos, industria cervecera, industria láctea, tratamiento de vinazas, urbanas, de restaurante, industria textil, también para tratar aguas que contengan arsénico, iones fluoruro, boro, surfactantes, metales pesados, aceites, tintes textiles, desechos poliméricos, partículas suspendidas, suspensiones acuosas de partículas ultrafinas, nitrato, residuos fenólicos, fósforo, flúor, entre otros.

Tabla 2. Soluciones a las dificultades operativas de un sistema de electrocoagulación

DIFICULTAD OPERATIVA	SOLUCIÓN
1) El mayor problema operativo proviene de la inutilización de los ánodos. Esto sucede, porque los hidróxidos insolubles pueden aglomerarse en la superficie del ánodo impidiendo el proceso de electrodisolución.	Para evitar éste problema se pueden utilizar electrodos móviles o sistemas de generación de turbulencia (agitadores mecánicos, difusores de gas, entre otros.) o cambiar su polaridad, periódicamente y de esta forma el hidrógeno desprendido favorece la separación de las capas adheridas a los electrodos.
2) Los principales problemas de esta tecnología aparecen si la concentración del ión a eliminar en el agua residual es baja, ya que aparecen limitaciones en el transporte de materia y disminuye la eficacia del proceso, ya que los procesos electroquímicos dependen de la conductividad del residuo líquido en que se realizan.	Cuando las aguas residuales no tienen suficiente concentración de sales, es necesario añadirlas ya que originan burbujas de gas de menores tamaños y también incrementan la conductividad del agua residual que se traduce en bajos consumos de energía y contribuye a un mejor rendimiento de los electrodos.

Fuente: Aristizábal y Bermúdez, 2007

Tabla 3. Efectos de algunos factores controlables en electrocoagulación

FACTOR	EFECTOS
Voltaje	<p>Es dependiente de la densidad de corriente, de la conductividad del agua a tratar, de la distancia entre electrodos y del estado de la superficie de los mismos.</p> <p>El voltaje entre electrodos es independiente del pH si el agua tratada no se aleja mucho de un valor de pH de 7.</p> <p>El voltaje puede minimizarse decreciendo la distancia entre electrodos e incrementando su área de sección transversal y la conductividad específica de la solución.</p>
Densidad de corriente	Mientras mayor sea la densidad de corriente aplicada mayor será la producción de burbujas en los electrodos.
Distancia entre electrodos	Debe ser lo menor posible, ya que tiene una considerable influencia en el consumo de energía.
Consumo de electrodo	Como consecuencia de la disolución de los electrodos, estos se desgastan y su tiempo de vida útil se relaciona directamente con la corriente aplicada al sistema y el tiempo de residencia hidráulico del líquido a tratar.
Material del electrodo	<p>Deben tener resistencia química y buenas propiedades electroquímicas, por lo cual el cátodo debe contar con elevados sobrepotenciales que favorezcan las reacciones de descomposición del agua y permitan obtener elevados rendimientos electroquímicos.</p> <p>Usualmente se usan electrodos de aluminio y hierro. Se debe tener en cuenta los precios según el material.</p>

Fuente: Aristizábal y Bermúdez, 2007

La optimización de la técnica de electrocoagulación es un proceso empírico, hasta el momento, que comprende procesos químicos y físicos complejos que envuelven fenómenos de interfase y de superficie. Debido a que sus fenómenos no son totalmente entendidos, el diseño de los reactores se ve restringido para así obtener el desempeño óptimo de los mismos, y su potencial de aplicación se ve entonces limitado, sin embargo, se reportan en la literatura algunos efectos de los factores controlables y variables de respuesta en el proceso de electrocoagulación que deben tenerse en cuenta

a la hora de realizar el diseño de equipos o para la operación de los mismos, estos aspectos se resumen en las Tablas 2 y 3 (Aristizábal y Bermúdez, 2007).

3.5 TIPOS DE REACTORES PARA ELECTROCOAGULACIÓN

El reactor electroquímico es un sistema que cuenta con un circuito eléctrico por donde circula corriente eléctrica en calidad de reactivo (Jaramillo, 2005). Este sistema, está compuesto por electrodos atacables o solubles inmersos en un medio o disolución electrolítica (Global Water Systems, 2005), donde los electrones llegarán a uno de los electrodos donde se produce su tránsito a la disolución, para ello una de las especies presentes en el sistema tendrá que actuar como captador de electrones, como consecuencia se da una reacción de reducción que caracteriza el electrodo como cátodo; la corriente eléctrica es transportada a través de la disolución mediante la migración de los iones presentes en ella y los electrones serán cedidos al otro electrodo por una especie susceptible de ello, produciendo la oxidación y caracterizando dicho electrodo como ánodo.

Es decir, las reacciones electroquímicas se realizan como consecuencia de esta transferencia electródica entre los electrodos y especies presentes dentro del sistema. Estas reacciones están localizadas en la superficie de los electrodos y esta naturaleza heterogénea del proceso va a determinar en gran medida el diseño y comportamiento de los reactores; ya que para un determinado efluente es necesario un material específico para el electrodo, así todos los procesos electroquímicos globales combinan una oxidación en el ánodo, una reducción en el cátodo y un transporte de especies desde el seno de la disolución hacia la superficie de los electrodos (Jaramillo, 2005).

La celda electroquímica o reactores para la electrocoagulación pueden ser tipo batch o continuo (Arango y Garcés, 2007). La selección de uno de estos tipos de reactor depende de las características del contaminante y de su concentración, así como de las cantidades de agua residual a tratar (Arango, et al, 2006).

La aplicación de la electrocoagulación en batch opera típicamente con un volumen constante de agua por ciclo de tratamiento y tiene una desventaja frente a los reactores en continuo desde el punto de vista de operación y diseño, ya que las condiciones dentro del tanque cambian con el tiempo (Aristizábal y Bermúdez, 2007). En batch, el volumen de la celda ocupada por los electrodos se define como zona de reacción en ésta se dan

los procesos de desestabilización de partículas, coagulación y sedimentación. Los lodos formados pueden depositarse en la parte superior de la celda cuando su densidad es baja o precipitar cuando su densidad es alta, para luego ser removidos (Arango y Garcés, 2007).

Una diferencia importante entre los reactores, se debe a sí en el reactor se lleva a cabo o no el proceso de flotación (Aristizábal y Bermúdez, 2007); por este punto existe una segunda clasificación de los reactores, la cual está dada en función de la flotación. Una vez que el contaminante ha sufrido el proceso de coagulación existen dos formas de separarlo del medio acuoso: flotación y sedimentación. Así pues, los reactores pueden diseñarse como reactores con sólo coagulación, o con coagulación y flotación. Son llamados reactores de sólo coagulación aquellos que no aprovechan la electrocoagulación para generar burbujas que separen los agregados (flóculos) del contaminante por flotación, mientras que los reactores en los que se aprovechan las burbujas generadas para realizar la flotación de los agregados del contaminante, reciben el nombre de reactores de coagulación y flotación.

La separación por sedimentación es la más común. La densidad de corriente empleada en el reactor determina la cantidad de burbujas generadas. Se ha podido observar de la experimentación que a bajas corrientes se producen bajas densidades de burbujas, obteniéndose un bajo flujo de momento hacia arriba que hace que predomine la sedimentación sobre la flotación. Situación contraria se presenta cuando se aumenta la corriente, pues la densidad de burbujas aumenta resultando en un aumento del flujo de momento hacia arriba, favoreciendo la flotación de las partículas contaminantes.

Los procesos que utilizan sólo coagulación pueden combinarse con otras tecnologías para lograr la separación del contaminante. Estas tecnologías pueden ser: flotación por aire disuelto, electroflotación, filtración y clarificación. Estas combinaciones de técnicas de separación con el proceso de electrocoagulación se pueden llevar a cabo integrando ambas tecnologías en el diseño del reactor o se pueden presentar en unidades separadas. Es importante señalar que la combinación de estas tecnologías y su diseño dependen en gran medida de las propiedades y características que tenga el agua residual a tratar y sus contaminantes. Es importante considerar el uso del efluente (Arango, et al, 2006 y Aristizábal y Bermúdez, 2007).

La literatura hace referencia que cuando en el reactor se usan dos placas, una como ánodo y otra como cátodo, no se presenta una buena disolución de iones metálicos; para mejorar esta disolución se debe aumentar el área superficial de los electrodos, lo cual se

logra aumentando el número de placas, disponiéndolas en serie en forma paralela monopolar o bipolar como se muestra en la figura 3.

Existen otros tipos de reactores para la electrocoagulación. Uno de ellos es el tipo filtro prensa, constituido por un par de marcos. Uno de ellos soporta el ánodo y el otro el cátodo en forma de placas, de manera que su acople forma una cámara como se muestra en la figura 4. El agua a ser tratada entra por la parte lateral a la cámara y es inducida a flujo turbulento, para incrementar la eficiencia del proceso. Este sistema hace que su operación y mantenimiento sean relativamente simples.

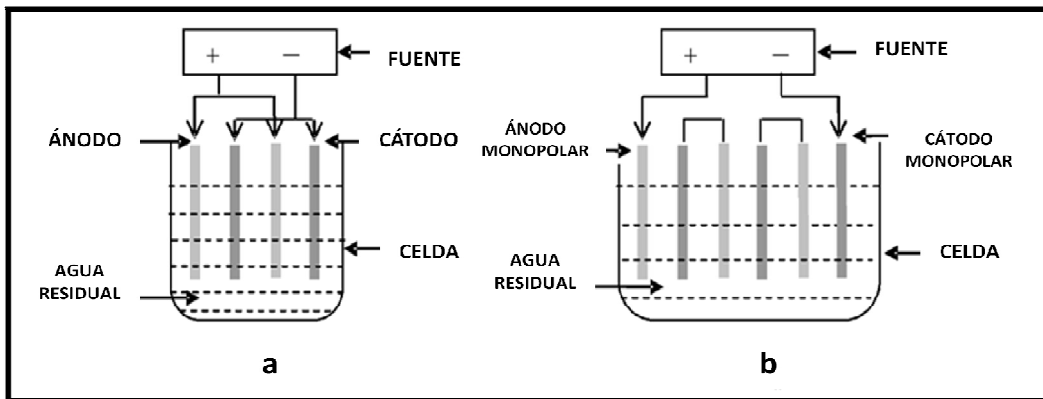


Figura 3. Reactores para electrocoagulación tipo Batch (Arango, 2005 y Coeuret, 1992).

(a) Reactor con electrodos monopolares conectados en paralelo.

(b) Reactor con electrodos monopolares conectados en serie.

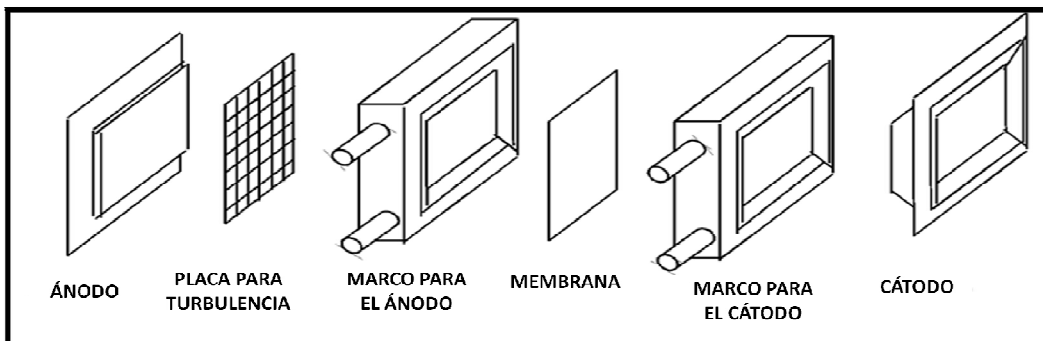


Figura 4. Reactor filtro prensa para electrocoagulación (Arango, 2005 y Coeuret, 1992).

Otro diseño donde se resalta la transferencia de masa del seno de la solución a la superficie del electrodo y se remueven las partículas de los metales depositados del cátodo, constituye el reactor de celdas de cátodo rotativas ó reactor de electrodo

cilíndrico rotativo. Este reactor emplea una hoja raspadora para evitar la acumulación de material en el reactor. Dicho diseño se puede apreciar en la figura 5.

La celda con bomba es otra variante de la celda de cátodo rotativa; teniendo un ánodo estático y un disco de cátodo rotativo con un estrecho espacio entre los electrodos, lo que permite la entrada del efluente, como se observa en la figura 6.

Finalmente, también es usado para la remoción de metales el reactor de lecho fluidizado, este permite aumentar el área específica superficial, mejorando la eficiencia del proceso (rendimiento-espacio-tiempo) (Arango, 2005 y Coeuret, 1992).

Los electrodos de lecho fluidizado se diseñaron de modo que el cátodo fue hecho de partículas conductoras en contacto con un electrodo alimentador poroso; el electrodo posee una área específica de $200\text{m}^2/\text{m}^3$, porque la fluidización de las partículas por el flujo de agua y el contacto eléctrico no es constante de tal modo que la distribución de la corriente no es siempre uniforme y la caída óhmica se presenta cuando la celda es alta. En la mejora del contacto entre el alimentador del electrodo y partículas catódicas se usa un gran número de varillas alimentadoras adicionales (Coeuret, 1992).

Los materiales usados en el ánodo deben ser dimensionalmente estables, por ejemplo como el acero que se utiliza en los reactores para la recuperación de metales. Los electrodos más modernos son fabricados de titanio con una pequeña capa de óxidos de metales nobles. Sin embargo, el material más comúnmente utilizado es el aluminio. El cátodo puede ser de metal, grafito, fibras de carbón, acero o titanio. En la figura 7, se muestra un esquema de los electrodos para un reactor de lecho fluidizado.

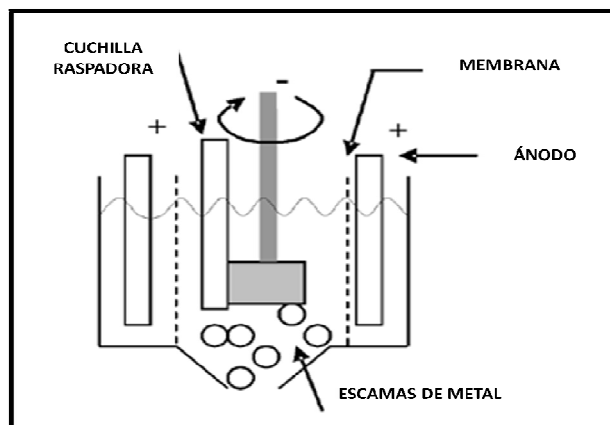


Figura 5. Reactor de electrodo cilíndrico rotativo para electrocoagulación (Arango, 2005 y Coeuret, 1992).

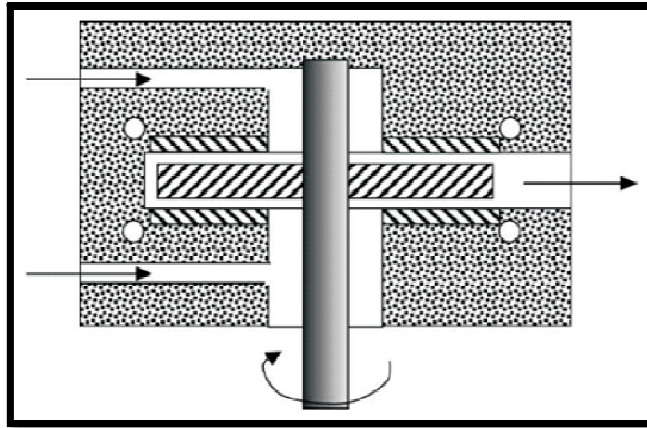


Figura 6. Reactor de celda con bomba para electrocoagulación (Coeuret, 1992).

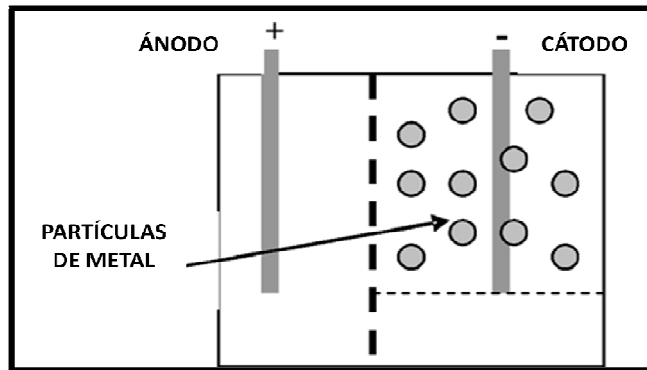


Figura 7. Reactor de lecho fluidizado para electrocoagulación (Arango, et al, 2006).

3.6 DISEÑO DE UNA CELDA DE ELECTROCOAGULACIÓN

Es importante diseñar una celda de electrocoagulación para alcanzar la máxima eficiencia posible, por lo tanto se deben considerar los siguientes factores:

- a) Se debe minimizar el sobrepotencial entre electrodos causado por la resistencia de la solución y la acumulación de burbujas en la superficie de los electrodos.
- b) Se debe maximizar la transferencia de masa entre electrodos.

El transporte de masa se puede incrementar aumentando la turbulencia de la solución en el reactor. Las burbujas gaseosas de oxígeno e hidrógeno que se forman alrededor de los electrodos son de forma esférica y a medida que se acumulan en la superficie de los electrodos se incrementa la resistencia eléctrica de la celda y como resultado de esto se requiere mayor cantidad de energía para lograr la eficiencia de remoción óptima; para minimizar esta acumulación de las burbujas se puede emplear vibración.

Para el diseño de un reactor de electrocoagulación se debe tener en cuenta que la celda de electrocoagulación de dos electrodos que se observa en la figura 8, no es conveniente para tratamiento de aguas residuales, porque para obtener una óptima disolución del metal se requiere el uso de electrodos con la mayor área superficial posible. El mejoramiento del desempeño se logra usando electrodos monopolares conectados tanto en paralelo como en serie. El arreglo en paralelo esencialmente consiste de un par de placas de metal ubicadas en medio de dos electrodos paralelos y una fuente de energía de corriente directa.

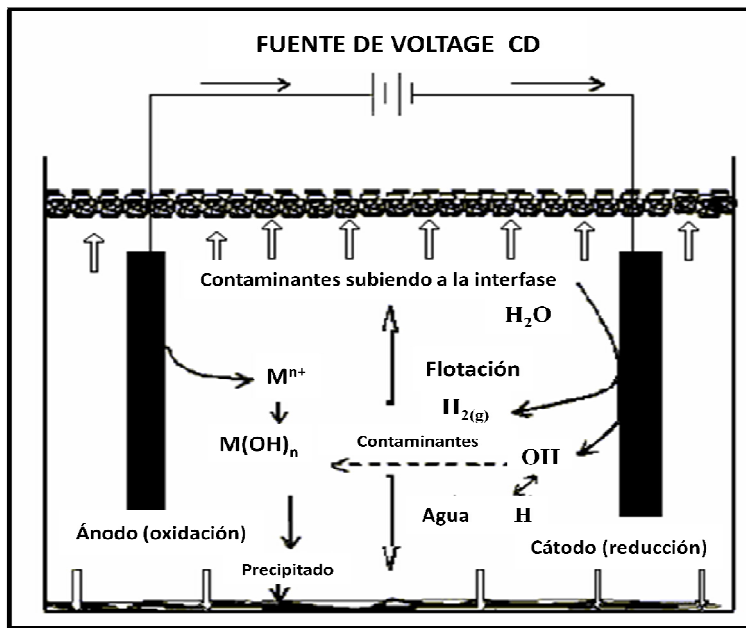


Figura 8. Diagrama esquemático de una celda de electrocoagulación de dos electrodos (Aristizábal y Bermúdez, 2007).

En un arreglo monopolar cada par de electrodos de sacrificio están internamente conectados entre sí, y no tiene interconexión con los electrodos externos. Este arreglo de electrodos monopolares con celdas en serie es eléctricamente similar a una celda con múltiples electrodos e interconexiones. El montaje experimental requiere además de una caja de resistencias para regular el flujo de corriente y un multímetro para leer los valores de corriente. Las placas de metal se conocen comúnmente como electrodos de sacrificio (el electrodo de sacrificio y el cátodo pueden ser de materiales diferentes o iguales).

Se debe tener en cuenta que una diferencia de potencial mayor se requiere para un mismo flujo de corriente cuando se realiza el arreglo en serie, porque las celdas

conectadas en serie tienen una mayor resistencia mientras que en un arreglo en paralelo la corriente eléctrica se divide entre los electrodos de manera proporcional a la resistencia de la celda individual. Para mejorar el desempeño de la electrocoagulación se recomienda intercambiar la polaridad de los electrodos de manera intermitente (Aristizábal y Bermúdez, 2007).

3.7 EFECTOS DE ALGUNAS DE LAS VARIABLES DE RESPUESTA SOBRE EL PROCESO DE ELECTROCOAGULACIÓN

Las condiciones de operación de la electrocoagulación dependen de la química del medio acuoso, especialmente de la conductividad, el pH, pero también influyen el tamaño de partículas, el tipo de electrodos, el tiempo de residencia en el reactor, el espaciamiento entre electrodos y la concentración de los contaminantes. Por otro lado, un valor muy elevado de densidad de corriente puede disminuir significativamente la eficiencia de la corriente debido a la producción de O_2 y, además, influye en la pasivación de los electrodos (Arango y Garcés, 2007 y Domínguez, et al, 2008).

- a) *pH*: medida de la acidez o alcalinidad de medios acuosos. Se expresa como el logaritmo negativo (base 10) de la concentración molar de iones H^+ (Aristizábal y Bermúdez, 2007).

El efecto del pH en la electrocoagulación se refleja en la eficiencia de la corriente y se relaciona con la disolución del hidróxido del metal; ya que el pH de la solución afecta la cantidad de aluminio que se desprende del ánodo (Arango, 2005).

Este comportamiento es característico cuando se trabaja con electrodos de aluminio. Esto sucede posiblemente por la naturaleza de los complejos de hidróxidos de aluminio formados, que a valores alcalinos corresponden a hidróxidos relativamente livianos, comparados con los formados a condiciones ácidas. Las especies de hidróxidos formadas por el desprendimiento del aluminio dependen fuertemente del pH de la solución, esto hace que los complejos formados puedan ser atrapados por las burbujas de gas y sean llevados a la superficie formando la espuma (electroflotación) (Dávila, et al, 2009). Se ha encontrado que el rendimiento del proceso depende de la naturaleza del contaminante y la mejor remoción se ha observado para valores de pH cercanos a 7. No obstante a pH neutral el consumo de energía es alto, debido a

que hay variación de la conductividad. Cuando la conductividad es alta, el efecto del pH no es significativo (Arango, 2005).

- b) *Conductividad*: es la medida de la capacidad del agua para conducir la electricidad. Es por tanto indicativa de la materia ionizable total presente en el agua. Ésta proviene de una base, un ácido o una sal, disociadas en iones. Un incremento en la conductividad generalmente causa incrementos de la densidad de corriente para el mismo voltaje de celda por esto se quiere que la conductividad del agua sea lo más alta posible (Aristizábal y Bermúdez, 2007).
- c) *Densidad de corriente*: el suministro de corriente al sistema de electrocoagulación determina la cantidad de iones de aluminio (Al^{+3}) o hierro (Fe^{+2}) liberados por los respectivos electrodos, por tanto un aumento en ésta, incrementa la eficiencia de la producción de los iones en el ánodo y el cátodo. Adicionalmente se produce un incremento en la producción de flóculos en la solución y una disminución en el tamaño de las burbujas de gas (Domínguez, et al, 2008.). Cuando se usa una corriente demasiado grande producirá una disminución significativa en la eficacia (Arango, 2005). La selección de la densidad de corriente podría realizarse teniendo en cuenta otros parámetros de operación como pH y temperatura.

La densidad de corriente se determina mediante la ecuación No. 8:

$$J= I/A_{\text{(electrodo)}} \quad (\text{Ecuación 8})$$

Donde:

J=Densidad de corriente

I=Intensidad de corriente (Ampers)

A= Área (dm^2)

- d) *Efecto de la concentración de NaCl*: la sal aumenta la conductividad del agua residual. Se ha encontrado que los iones de cloruro pueden reducir los efectos adversos de iones como HCO_3^- (carbonato) y SO_4 (sulfato), pues la presencia de estos iones puede conducir a la presencia de Ca^{+2} y Mg^{+2} produciendo una capa insoluble depositada sobre los electrodos (los hace pasivos), que aumentaría el potencial entre los electrodos decreciendo así la eficiencia de la corriente (Arango, 2005). La presencia de sal también ayuda a disminuir el consumo de energía al aumentar la conductividad (Domínguez, et al, 2008).

- e) *Temperatura:* las reacciones electroquímicas al igual que otro tipo de reacciones aumentan la velocidad de reacción, en forma proporcional con el aumento de temperatura. Sin embargo, se ha encontrado que grandes incrementos de temperatura no mejoran de forma significativa el desempeño de la electrocoagulación. Los efectos de la temperatura sobre la electrocoagulación no han sido muy investigados, pero se ha encontrado que la eficiencia en la corriente incrementa inicialmente hasta llegar a 60°C punto donde se hace máxima, para luego decrecer. El incremento de la eficiencia con la temperatura es atribuida al incremento en la actividad de destrucción de la película de óxido de aluminio de la superficie del electrodo (Arango, 2005).
- f) *Agitación:* la agitación es un factor determinante en el proceso de electrocoagulación ya que afecta la eficiencia en el transporte de masa, es decir, con un aumento en el nivel de agitación se logra la reducción de la pasivación de los electrodos llevando una correcta distribución de las burbujas de hidrógeno y oxígeno producidas, mejorando así el proceso de floculación y disminuyendo el consumo de energía eléctrica. Sin embargo, la velocidad debe ser baja para cumplir un comportamiento de régimen laminar, ya que altas velocidades de agitación pueden producir la desagregación de los flóculos de mayor tamaño.
- g) *Distancia entre electrodos:* En el proceso de electrocoagulación se hace necesario aplicar un sobrepotencial para vencer la resistencia del medio, especialmente cuando la conductividad de la solución a tratar es baja. Debido a que la caída de este potencial es proporcional a la distancia entre los electrodos, una reducción de la misma disminuye el consumo energético (Domínguez, et al, 2008).

Los mecanismos de la electrocoagulación no han sido aún claramente entendidos y hay pocas consideraciones de los factores que influyen en la efectiva remoción de especies iónicas, especialmente iones metálicos de agua. Tampoco se observa la utilización de los criterios bien conocidos de la coagulación química, los cuales deben de cumplirse en la electrocoagulación para el diseño de los reactores electroquímicos.

3.8 EJEMPLO DE UN SISTEMA DE ELECTROCOAGULACIÓN PARA TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

Cada día son más las empresas que compiten, no solo por la mejora de sus productos y servicios, sino también por el cuidado del medio ambiente.

Muchas empresas invierten en el tratado de sus residuos para la reducción de los costos generados por la contratación de empresas destinadas al tratamiento de dichos residuos. Es por ello que NyF de Colombia invierte en el desarrollo de proyectos relacionados con el medio ambiente. Los resultados de ésta inversión se ven reflejados en el revolucionario sistema para el tratamiento de aguas residuales basado en el principio de la Electrocoagulación.

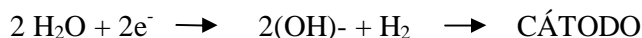
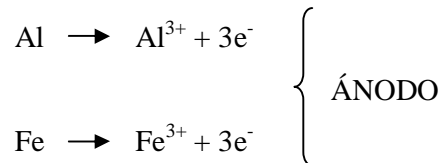
El sistema de Electrocoagulación desarrollado por NyF de Colombia permite tratar las aguas residuales en continuo sin tener que almacenarlas.

3.8.1 TECNOLOGÍA

Este proceso tiene por objetivo la desestabilización de los coloides contenidos en el agua. Es un proceso electroquímico en el que a partir de compuestos procedentes de la disolución de un ánodo, se agrupa la materia coloidal existente en el agua residual, posibilitando su separación del agua mediante técnicas convencionales. Como consecuencia de su disolución, los ánodos van desapareciendo conforme transcurre el tratamiento, llegando un momento en el que es necesaria su reposición (ánodo de sacrificio).

Un reactor electroquímico se compone de un depósito en el que se han sumergido dos electrodos conectados a una fuente de alimentación. Al establecerse cierto potencial entre los electrodos, comienzan los procesos de reducción en el cátodo y los de oxidación en el ánodo (generándose el ión Al^{3+} si el ánodo es de aluminio, o el Fe^{3+} si es de acero).

A continuación, aparecen toda una serie de procesos de ionización, desestabilización, oxido-reducción, electrólisis, formación de radicales libres, campos electromagnéticos, rotura y separación de emulsiones.



En las proximidades del ánodo, la generación de oxígeno por oxidación del agua da lugar a la formación de iones H^+ , que dada su carga son atraídos hacia el cátodo. En el cátodo, la reducción del agua para formar hidrógeno da lugar a la formación de iones

hidroxilo (OH^-) que, al contrario que los anteriores, son atraídos hacia el ánodo. El incremento del pH que se genera en el cátodo puede favorecer la precipitación de iones metálicos contenidos en el agua residual. El mayor problema operativo proviene de la inutilización del ánodo por formación de recubrimientos a partir de los productos de reacción. Los hidróxidos insolubles pueden aglomerarse en la superficie del ánodo impidiendo el proceso de electrocoagulación. Para evitar éste problema, estos equipos de electrocoagulación están diseñados de tal forma que el agua a tratar fluya a través del ánodo y el cátodo permitiendo la electrocoagulación y al mismo tiempo la limpieza automática del ánodo con lo que se reduce el mantenimiento considerablemente (nyfdecolombia, 2011).

3.8.2 DESCRIPCIÓN DEL PROCESO

La figura 9 muestra la estructura y el funcionamiento del equipo para electrocoagulación a escala industrial.

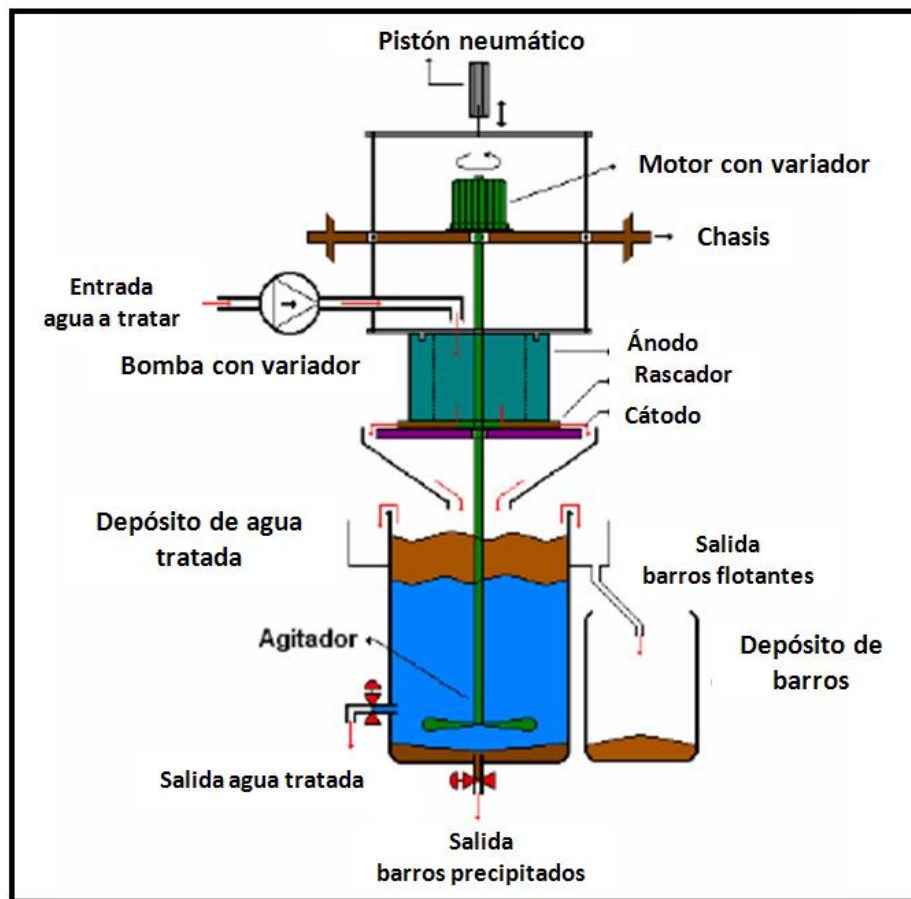


Figura 9. Funcionamiento del equipo para electrocoagulación a escala industrial (hidritec, 2010).

El equipo de electrocoagulación está diseñado de tal forma que el agua a tratar fluya a través del ánodo y cátodo permitiendo la electrocoagulación y al mismo tiempo la limpieza automática del ánodo con lo que se reduce el mantenimiento considerablemente.

Con el ánodo ajustado, se activa la bomba de entrada y las aguas a tratar empiezan a fluir, según el caudal ajustado, entre el ánodo y el cátodo produciéndose la electrocoagulación. Durante este proceso, se regula la tensión aplicada a los electrodos para poder mantener el amperaje prefijado por el usuario y así adecuarse al nivel de suciedad del agua a tratar.

El agua ya tratada se almacena en el depósito donde, mediante un agitador, se produce la separación entre los barros flotantes, los barros precipitados y el agua clarificada. Los barros flotantes son transportados por decantación a un segundo depósito para su posterior extracción o tratamiento.

Los barros precipitados son purgados periódicamente mediante una electroválvula instalada en el depósito. Mediante un sensor se controla el nivel de barros presentes en el reactor. Cuando éstos llegan a un nivel determinado se activa la bomba de salida de agua limpia vaciando el reactor y se reinicia el ciclo.

3.8.3 ELIMINACIÓN DE CONTAMINANTES

- a) *Materia Orgánica*: la reducción de la materia DQO, DBO₅ es producida por los diferentes efectos del proceso:
 - ❖ Floculación de materia orgánica.
 - ❖ Oxidación de materia orgánica.
 - ❖ Ruptura de grandes moléculas.
 - ❖ Oxidación indirecta por generación de oxidantes químicos fuertes.
- b) *Aceites y grasas*: la reducción electroquímica produce la ruptura y separación de los aceites y grasas presentes en el agua ya estén emulsionadas o no. Éstas son separadas por flotación debido a la generación de microburbujas.
- c) *Métales Pesados*: eliminación de metales pesados por proceso de óxido-reducción que producen hidróxidos metálicos insolubles que van a parar al fango.
- d) *Sólidos Suspendidos y Coloides*: el proceso electroquímico produce un estado estable de las partículas sólidas que son menos coloidales y menos emulsionadas (o solubles) que al estado de equilibrio. Cuando esto ocurre, los contaminantes

forman componentes hidrofóbicos en forma de flóculos mayores que se pueden remover fácilmente por flotación o decantación, si se da el caso.

- e) *Ecotoxicidad*: la eliminación de componentes orgánicos tóxicos y/o metales pesados produce una eliminación de la ecotoxicidad del agua, lo cual permite un vertido y/o reutilización. En algunos casos es de aplicación como paso previo a tratamiento biológico.
- f) *Eliminación de la Dureza del Agua*: la eliminación de cationes tipo, calcio o magnesio y de sales como, carbonatos, sulfatos o fosfatos, por precipitación electroquímica permite rebajar la dureza del agua y evitar la formación de incrustaciones y biofilms en cañerías e instalaciones. Esto es de gran utilidad como paso previo a procesos de ósmosis inversa (para alargar la vida de las membranas) y el mantenimiento de las instalaciones de agua de refrigeración.
- g) *Eliminación de Bacterias, Virus y Parásitos*: el efecto de la descarga eléctrica, temperatura y generación de oxidantes produce un efecto altamente germicida que posibilita que todos los efluentes tratados por electrocoagulación estén exentos de patógenos (nyfdecolombia, 2011).

3.9 APLICACIONES DEL SISTEMA DE ELECTROCOAGULACIÓN PARA TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DE LA INDUSTRIA LÁCTEA

Efluentes líquidos de diferentes procesos industriales se han tratado por Electrocoagulación, obteniendo resultados alentadores en la remoción de contaminantes. En especial se ha estudiado esta técnica en el tratamiento de las aguas residuales de la industria láctea.

La electrocoagulación es un tratamiento que permite la remoción de la carga contaminante de los efluentes líquidos aplicando corriente eléctrica al medio acuoso, lo que propicia la desestabilización de las cargas eléctricas de los sólidos disueltos y en suspensión, provocando así su precipitación para una posterior separación (Arango y Garcés, 2009).

Con el objetivo de tener un panorama más amplio de esta tecnología, a continuación se citan un par de artículos de investigación y experimentación, en los que se ha utilizado la Electrocoagulación como método alternativo para el tratamiento de aguas residuales de la industria láctea.

3.9.1 DISEÑO DE UNA CELDA DE ELECTROCOAGULACIÓN PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DE LA INDUSTRIA LÁCTEA

El sistema de electrocoagulación juega un papel muy importante en la efectividad de remoción de contaminantes. Algunos aspectos de diseño para tener en cuenta están relacionados con la celda, los electrodos, los materiales de éste, la geometría y la disposición de los electrodos, son fundamentales para que la aplicación de la electrocoagulación tenga resultados óptimos (Arango y Garcés, 2007).

Para el diseño y construcción de la celda de electrocoagulación se utilizó un agua residual de una industria láctea. Se tomaron tres muestras del tanque de homogenización de las aguas residuales de esta industria y se midieron: pH, conductividad, DQO, grasas y aceites. Dichas características jugaron un papel fundamental durante el desarrollo de la investigación, ya que de éstas dependieron los parámetros de diseño del sistema de electrocoagulación, dichos parámetros fueron:

- ❖ Distancia entre electrodos
- ❖ Selección del electrodo de sacrificio
- ❖ Configuración de la celda de electrocoagulación
- ❖ Parámetros eléctricos (voltaje y amperaje de la fuente)
- ❖ Dimensiones y número de electrodos

3.9.1.1 Determinación de la distancia entre electrodos

El artículo de investigación hace referencia que durante las pruebas exploratorias se observó que para separaciones entre electrodos inferiores a 10mm los tratamientos se hacen prolongados, adicionalmente se presentaron atascamientos por deposición de lodo sobre la superficie de los electrodos, impidiendo la circulación del medio acuoso y la generación de turbulencias que favorecen la coagulación dando como resultado bajas remociones de DQO.

Para distancias entre electrodos mayores a 10mm no se presentaron cambios importantes en el proceso, en comparación con los resultados obtenidos a 10mm. Lo anterior sugirió, que por aspectos técnicos la separación entre electrodos que permitió un proceso de electrocoagulación con buenas remociones de DQO, grasas y aceites es de 10mm (Arango y Garcés, 2007).

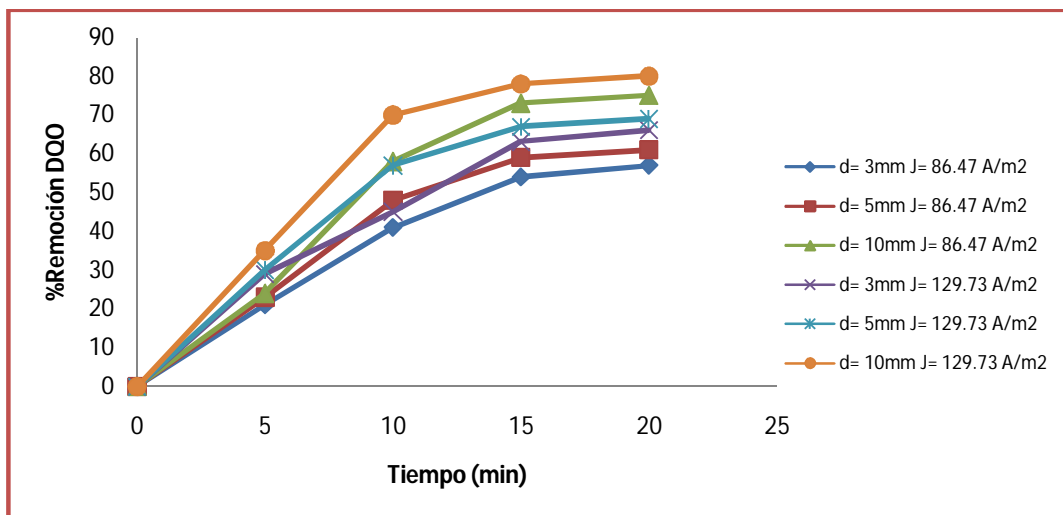
3.9.1.2 Determinación de los niveles para los factores pH, densidad de corriente y tiempo

En este apartado se hace mención, que durante las pruebas exploratorias se probó electrodo de sacrificio tanto de hierro como de aluminio, se varió el pH y la densidad de corriente, en estas pruebas se midieron las remociones de DQO y de grasas y aceites a 5, 10, 15 y 20 minutos. Los resultados se presentan en la Gráfica 1, en la cual se observa que la eficiencia en la remoción incrementa con el aumento de la distancia entre electrodos, el aumento de la densidad de corriente y tiempo (Arango y Garcés, 2007).

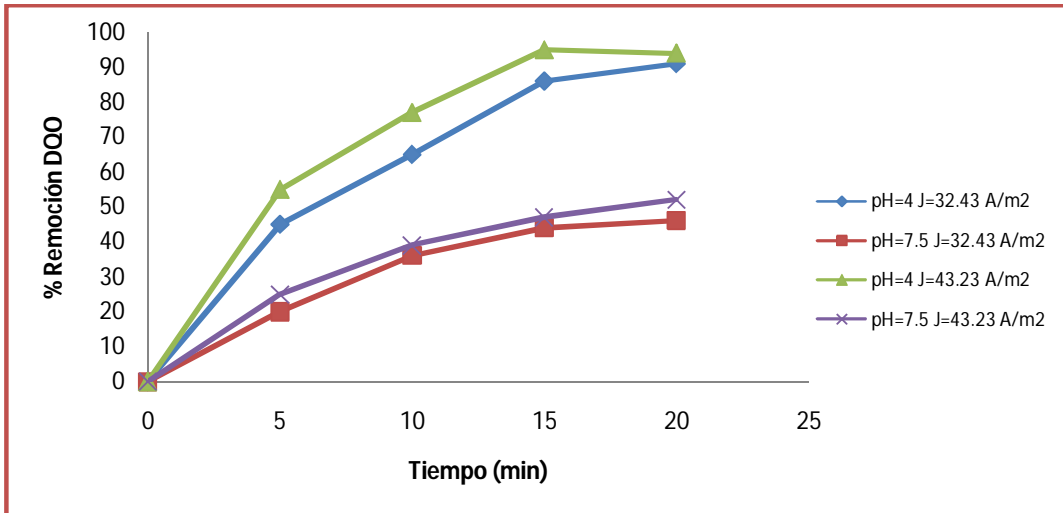
Los resultados presentados en la Gráfica 2 muestran que se pueden conseguir eficiencias altas en la remoción de DQO a densidades de corriente inferiores a las trabajadas en los tratamientos mostrados en la Gráfica 1, esto cuando se disminuye el pH.

Analizando los tiempos del proceso de Electrocoagulación, tanto de los resultados representados en la Gráfica 1 como en la 2, se puede ver que entre los 15 y 20 min las pendientes de las curvas tienen una tendencia a disminuir, lo cual sugiere que los tratamientos tienen su mayor efectividad en los primeros 15 minutos.

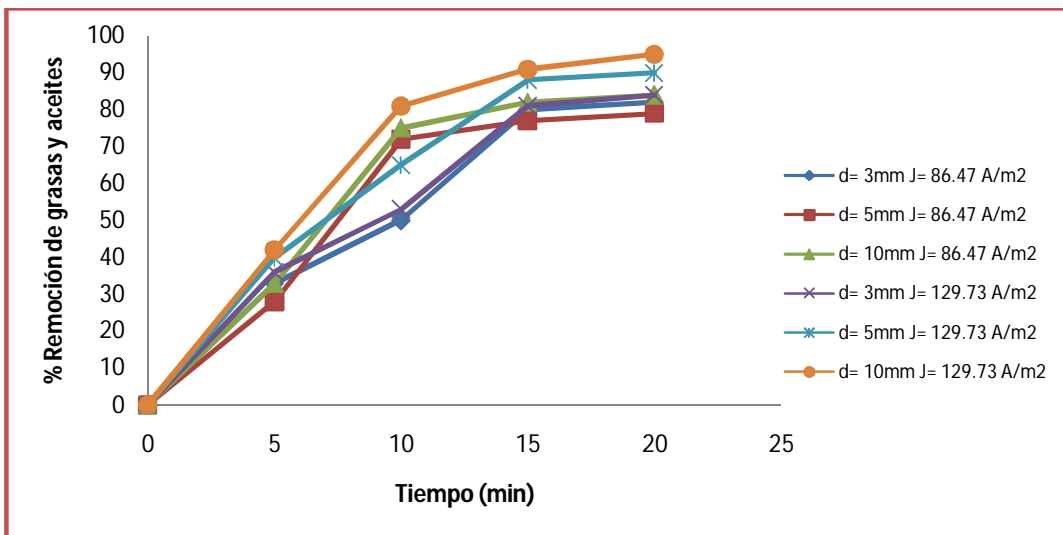
La Gráfica 3 muestra los porcentajes de remoción de grasas y aceites a densidades de corriente de 86.47 y 129.73 A/m² para distancia entre electrodos (d) de 3, 5 y 10mm y pH de 8.5.



Gráfica 1. Remoción de DQO para pH de 8.5 diferentes densidades de corriente y distancia entre electrodos y electrodo de sacrificio de hierro.



Gráfica 2. Remoción de DQO para separación entre electrodos de 10mm con electrodo de sacrificio de hierro.



Gráfica 3. Remoción de grasas y aceites para pH de 8.5 diferentes densidades de corriente y distancia entre electrodos y electrodo de sacrificio de hierro.

Aunque el comportamiento de las diferentes curvas es disímil en comparación al presentado por la remoción de DQO mostrado en la Gráfica 1, se observa la tendencia de un aumento del porcentaje de la remoción con el aumento de la densidad de corriente y de la distancia entre los electrodos.

Las remociones tanto de grasas y aceites como las de DQO obtenidas con electrodo de hierro son altas y ante el hecho que los costos del hierro son menores al del aluminio a

las condiciones de densidad de corriente y pH para las cuales se dieron las mejores remociones con electrodos de hierro y solo midiendo DQO a los 20 minutos.

El análisis de los resultados obtenidos con estas variaciones, muestra que se logran mejores remociones manteniendo electrodo de sacrificio de hierro (electrodo que se desgasta) a pH bajos y adicionalmente con 15 minutos de tratamiento son suficientes.

3.9.1.3 Diseño, construcción y montaje del sistema de electrocoagulación

Se señala que el sistema opera como reactor discontinuo a escala prototipo (ver figura 10), con capacidad para tratar dos litros de aguas residuales. Consta de una celda electrolítica de dos litros en la que están sumergidos los electrodos; estos electrodos son placas rectangulares metálicas de hierro y aluminio, dispuestas en paralelo y conectadas a una fuente de voltaje de corriente continua que proporciona la corriente eléctrica requerida para la electrocoagulación (Arango y Garcés, 2007).

La fuente de voltaje posee controles de corriente y voltaje regulables e independientes. La celda reposa sobre una placa de agitación magnética con la finalidad de proporcionar agitación al agua residual en proceso. Como instrumentos complementarios están el termómetro, para hacer un seguimiento a la temperatura durante el proceso, y el cronómetro.

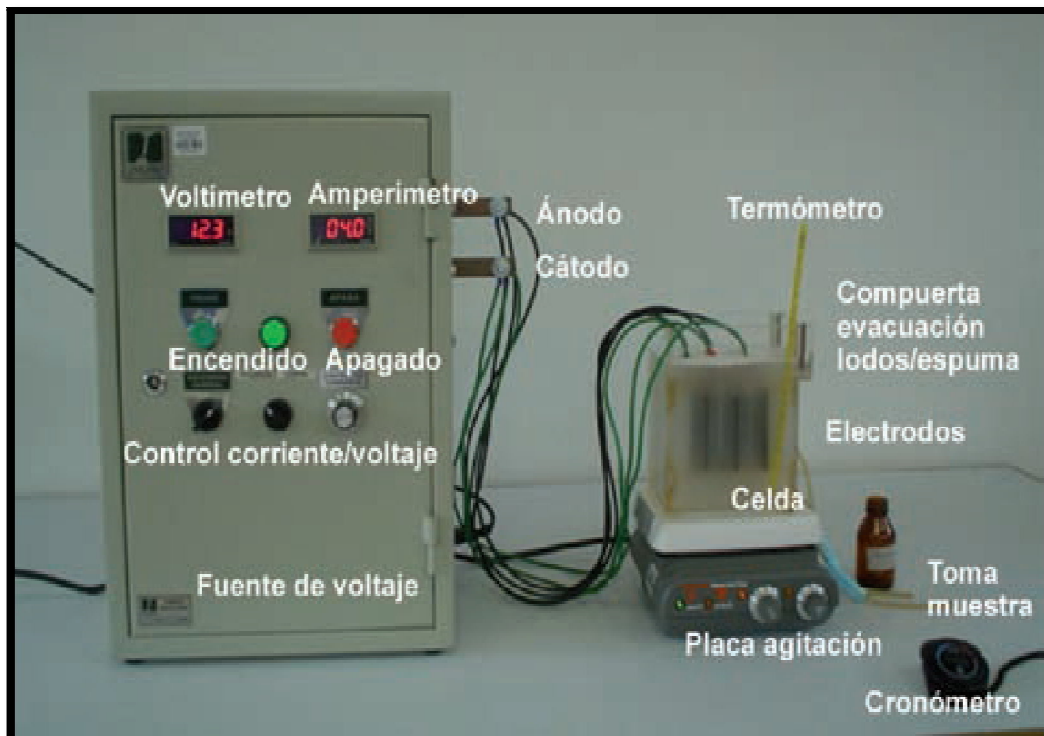


Figura 10. Montaje del sistema para electrocoagulación (Arango y Garcés, 2008).

La celda para electrocoagulación la diseñaron considerando una distribución volumétrica que contempla tres regiones: una región superior para el depósito de los lodos de flotación o lodos menos densos y las espumas, llamada zona de flotación, una región media de reacciones electroquímicas, llamada zona de reacción, en donde se encuentran los electrodos y una región inferior, llamada zona de sedimentación donde se depositan los lodos de precipitación o lodos mas densos. Esto se puede apreciar en la figura 11.

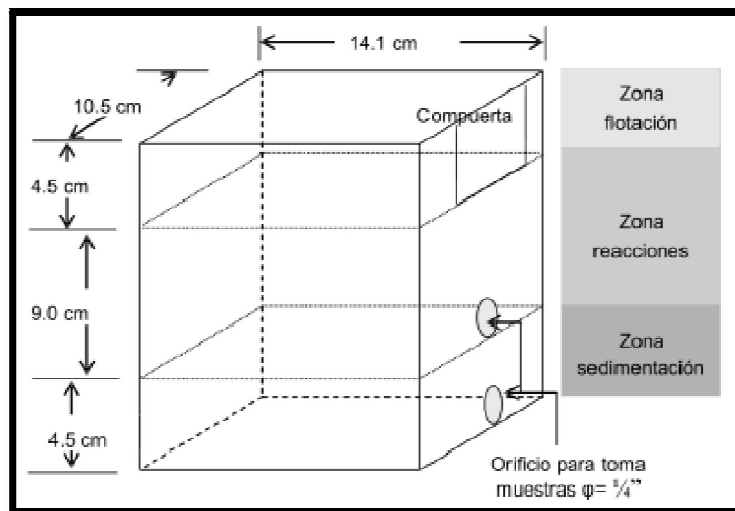


Figura 11. Dimensiones para la celda de electrocoagulación (Arango y Garcés, 2007).

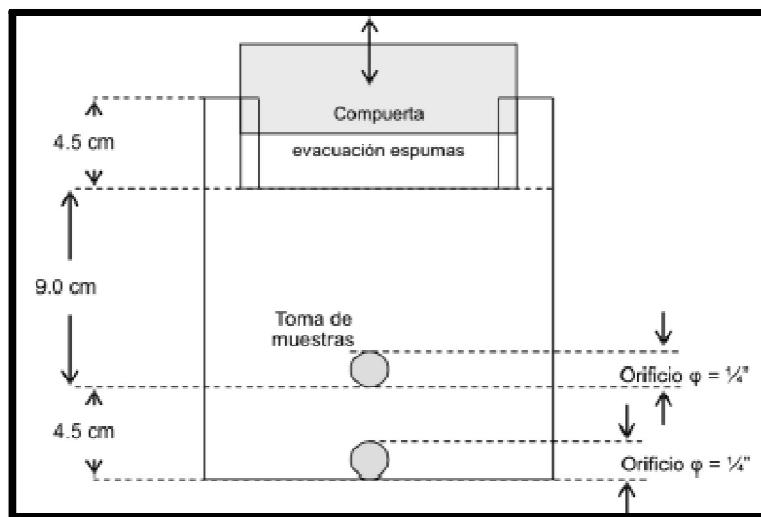


Figura 12. Detalle cara toma de muestras y evacuación de lodos (Arango y Garcés, 2007).

La zona de flotación y la de sedimentación equivalen cada una a $\frac{1}{4}$ de volumen total de la celda (2.7 L), y la zona de reacción equivale a $\frac{2}{4}$ partes. La celda fue provista de una compuerta para evacuar la espuma producida por las burbujas de hidrógeno generado en las reacciones electrolíticas, además de dos llaves para tomar las muestras a ser analizadas, una de esas llaves está ubicada en la zona de reacciones y la otra en la zona de sedimentación.

En la figura 12 y 13 se muestran los detalles de la compuerta para espumas y la ubicación para los orificios para la toma de las muestras y en la figura 14, se observa la celda terminada.

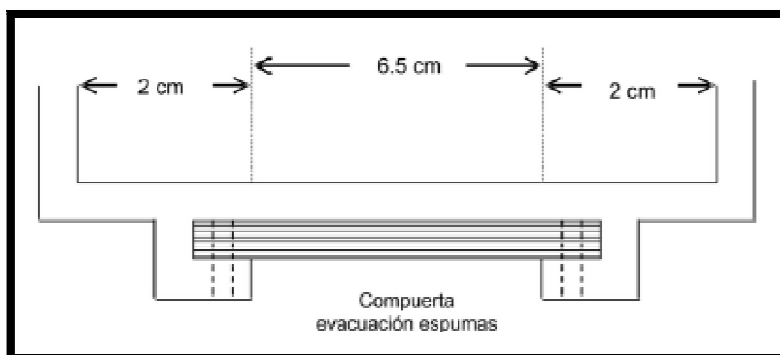


Figura 13. Vista superior del sistema de evacuación de lodos (Arango y Garcés, 2007).

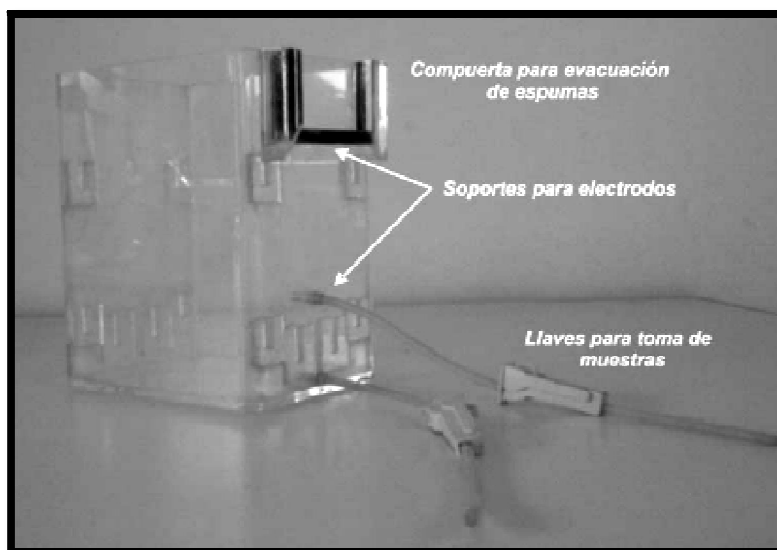


Figura 14. Celda electroquímica (Arango y Garcés, 2007).

3.9.1.4 Selección del material de los electrodos, número de electrodos y dimensiones

El artículo refiere, que se probaron electrodos de hierro y aluminio por las siguientes razones:

- ❖ Disponibilidad de los metales.
- ❖ Son materiales relativamente baratos.
- ❖ Amplia información bibliográfica en la que se reportan buenas remociones de contaminantes con estos materiales en la electrocoagulación adicionalmente son los metales más utilizados en el proceso.

Los electrodos se diseñaron como placas rectangulares dispuestas en serie. Comercialmente estos metales se encuentran disponibles como láminas de 3mm de espesor. Se estableció una distancia de 20mm entre el arreglo de placas y cada una de las caras laterales de la celda, para permitir de esta forma el flujo del agua residual durante la electrólisis. Una distancia de 12.5mm entre la cara frontal y los electrodos, igualmente 12.5mm entre estos y la cara posterior de la celda (Arango y Garcés, 2007). El número de electrodos se determinó suponiendo una separación máxima entre electrodos de 14mm más 3mm del espesor de cada placa.

De esta forma se tienen tres placas de un metal conectadas al ánodo y las otras tres placas del otro metal conectadas al cátodo, todo esto formando un arreglo intercalado y en paralelo de electrodos como se puede observar en la en la figura 15. Adicionalmente los electrodos deben tener una altura igual a la altura de la zona de reacción en la celda, esto es de 90mm.

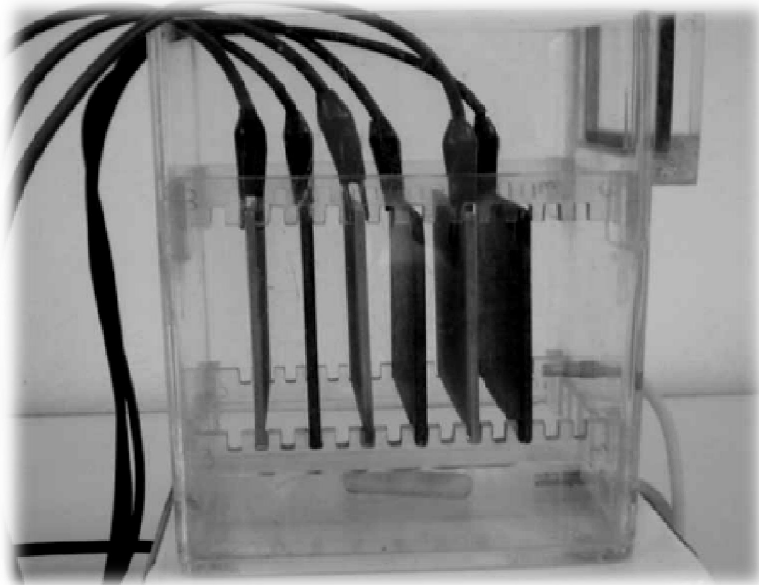


Figura 15. Disposición de los electrodos en la celda (Arango y Garcés, 2007).

3.9.1.5 Fuente de voltaje

En este apartado se puntualiza que para el diseño de la fuente se establecieron los rangos de corriente eléctrica y voltaje de trabajo con base en una densidad de corriente de 50 a 110 A/m² rango promedio, reportado en la bibliografía con buenos resultados en la remoción de contaminantes, adicionalmente teniendo en cuenta la conductividad de las aguas residuales a tratar y de acuerdo con las características fisicoquímicas del muestreo preliminar (Arango y Garcés, 2007).

El voltaje total requerido en la celda de electrocoagulación se calculó de acuerdo a la forma de conexión de los electrodos (de forma bipolar).

En el caso de la conexión monopolar el voltaje total será igual al voltaje entre los electrodos. En el caso de la conexión bipolar el voltaje se calcula, mediante la ecuación No. 9:

$$U=(N-1) U_o \quad (\text{Ecuación 9})$$

Donde:

U_o = Voltaje entre los electrodos

N = Número de electrodos

U = Voltaje total

Con estos valores como parámetros mínimos en la experimentación, construyeron una fuente con corriente máxima de 25 A y voltaje de 16 V. Obteniendo de esta manera, un equipo con mayor posibilidad de movilidad por rangos amplios de voltaje y amperaje.

Se expone que la fuente tiene dos controles, uno para variar el voltaje y otro para variar la corriente eléctrica, la medición de la corriente eléctrica se realiza con un amperímetro digital cuya escala es de 0.1 A y el voltaje se mide en un voltímetro digital con escala de 0.1 V, todo el equipo tiene conexión a 110 V monofásico.

Para finalizar se concluye que con base en la caracterización fisicoquímica de las aguas residuales de la industria láctea, se diseñó un sistema de electrocoagulación para estudiar el comportamiento de los diferentes parámetros involucrados en la remoción de contaminantes. La investigación permitió establecer la geometría tanto de la celda como de los electrodos, materiales y tipo de conexión, adicionalmente determinar los parámetros eléctricos de la fuente de voltaje (Arango y Garcés, 2007).

3.9.2 INFLUENCIA DE LA CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA EN LA ELECTROCOAGULACIÓN DE AGUAS RESIDUALES DE LA INDUSTRIA LÁCTEA

En el proceso de Electrocoagulación son removidos los contaminantes que se encuentran suspendidos, emulsionados o disueltos en el medio acuoso residual, induciendo corriente eléctrica en el agua a través de placas metálicas paralelas (hierro y aluminio). En este caso no se hace uso de un coagulante químico, cuya función es llevada a cabo por la corriente eléctrica aplicada al medio contaminado. La corriente eléctrica proporciona la fuerza electromotriz que provoca una serie de reacciones químicas, cuyo resultado final es la estabilidad de las moléculas contaminantes. Por lo general, este estado estable produce partículas sólidas menos coloidales y menos emulsionadas o solubles. Cuando esto ocurre, los contaminantes forman componentes hidrofóbicos que se precipitan o flotan, facilitando su remoción (Arango y Garcés, 2009).

Los iones metálicos se liberan y dispersan en el medio líquido y estos iones metálicos tienden a formar óxidos metálicos que atraen eléctricamente a los contaminantes que han sido desestabilizados.

Son muchos los factores que intervienen en el proceso de electrocoagulación, algunos de ellos con mayor influencia sobre el proceso. A continuación se presentan aquellos que se relacionan más directamente con la efectividad de éste:

- ❖ pH
- ❖ Densidad de corriente
- ❖ Conductividad eléctrica
- ❖ Temperatura

El objetivo de esta experimentación fue estudiar la influencia de la conductividad eléctrica de las aguas residuales de la industria láctea en la remoción de la DQO.

Se expone que para este estudio utilizaron un agua residual de una industria láctea de la región Colombiana. Se tomaron muestras del tanque de homogenización de las aguas residuales de esta industria, se ajustó el pH a 5, ya que de acuerdo con investigaciones previas se determinó que a este pH se obtiene una mayor remoción de materia orgánica en el proceso de electrocoagulación de las aguas residuales lácteas, y la conductividad se ajustó con cloruro de sodio (NaCl) a valores predeterminados.

El tratamiento de las aguas se llevó a cabo en un sistema para electrocoagulación tipo Bach para dos litros de agua residual. El sistema cuenta con tres placas de hierro como electrodo de sacrificio, intercaladas y dispuestas en paralelo con otras tres placas de aluminio. El porcentaje de remoción para la DQO (Demanda Química de Oxígeno) se determinó midiendo este parámetro antes y después de cada tratamiento.

Las variables que consideraron como factores para el diseño experimental fueron: densidad de corriente eléctrica, conductividad del medio acuoso y tiempo de tratamiento, manteniendo como electrodo de sacrificio al hierro (ánodo) y como cátodo al aluminio (Arango y Garcés, 2009).

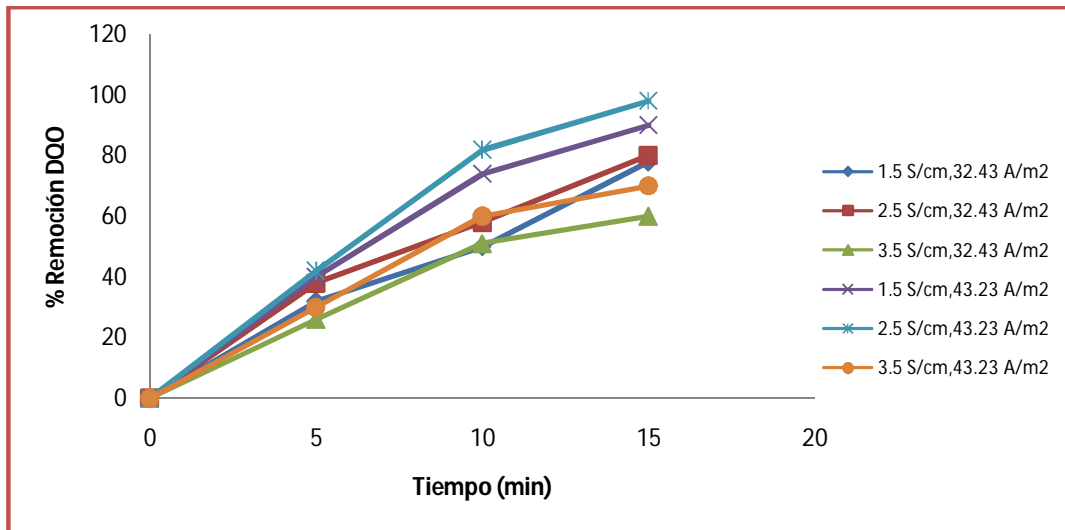
El diseño experimental que utilizaron en la investigación fue un diseño factorial de tres factores (densidad de corriente, conductividad del medio acuoso y tiempo), completamente al azar. Los niveles para cada uno de estos factores se consignan en la tabla 4. Para cada uno de los experimentos realizaron tres repeticiones. La variable de respuesta fue el porcentaje de remoción de DQO.

Tabla 4. Factores y niveles en el diseño experimental.

Factores	Niveles		
Densidad de corriente (A/m ²)	32.43	43.23	
Conductividad S/cm	1.5	2.5	3.5
Tiempo (min)	5	10	15

Fuente: Arango y Garcés, 2009

De la Gráfica 4 se puede apreciar que el porcentaje de remoción de DQO se favorece con el aumento de la densidad de corriente de 32.42 a 43.23 A/m² y un tiempo de tratamiento de 15 minutos. Respecto a la conductividad del medio acuoso, se observa también un aumento de la remoción al aumentar este parámetro de 1.5 a 2.5 S/cm, pero cuando se aumenta hasta 3.5 S/cm lo que se observa es una disminución en la remoción. Esto indica que un aumento de la conductividad por encima de 2.5 S/cm deja de ser efectivo para la eficiencia en la remoción de DQO. El porcentaje de remoción de DQO alcanza un valor máximo de 95.9% para una densidad de corriente de 43.23 A/m² en un tiempo de 15 minutos y una conductividad de 2.5 S/cm.



Gráfica 4. Porcentajes de remoción de DQO variando densidad de corriente, conductividad y tiempo (Arango y Garcés, 2009).

Para las dos densidades de corriente eléctrica trabajadas, y a 15 minutos de tratamiento, se observa que los porcentajes de remoción a 3.5 S/cm son menores a los obtenidos a 1.5 S/cm. Cuando la conductividad se aumenta de 1.5 a 2.5 S/cm se observan pequeños aumentos en la remoción de DQO. Por el contrario, cuando se aumenta la conductividad de 2.5 a 3.5 S/cm se presentan grandes disminuciones en la remoción de DQO.

Mediante el diseño factorial que utilizaron para los efectos principales: tiempo acumulado (minutos), densidad de corriente (A/m^2), conductividad (S/cm) y sus interacciones, se pudieron afirmar que estos efectos y sus interacciones son significativos, es decir que el cambio en el tiempo acumulado, densidad de corriente (A/m^2) y conductividad (S/cm), así como sus interacciones, son factores que influyen significativamente en la respuesta del experimento. Como las interacciones son significativas no se puede evaluar los efectos principales por separado.

En la gráfica 5 se presenta el análisis de las interacciones para cada variable de respuesta. En esta gráfica se observa como el porcentaje de remoción aumenta con el aumento del tiempo, densidad de corriente y la conductividad hasta un valor de 2.5 S/cm, pero disminuye por encima de este valor de conductividad del medio acuoso.

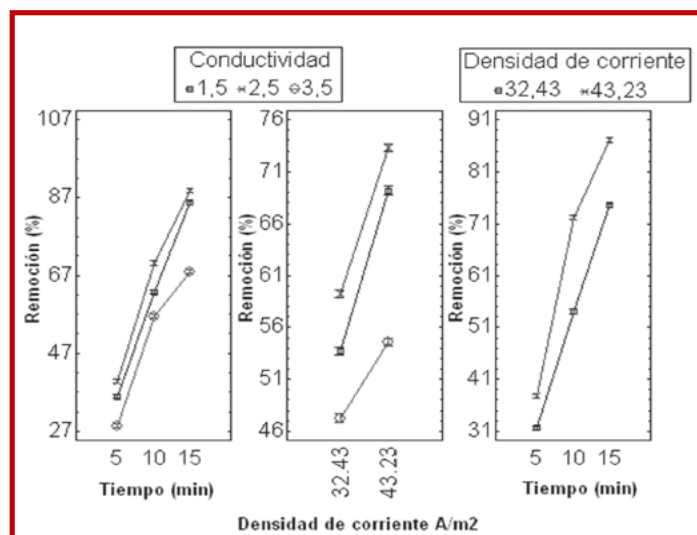
Con la metodología de la pendiente ascendente se obtuvieron los valores de los factores que optimizan la variable respuesta. La combinación de densidad, tiempo y conductividad que genera el máximo o mínimo de remoción se presenta en la tabla 5.

Tabla 5. Combinación de densidad, tiempo y conductividad

Variables	Niveles		Óptimo	
	Mínimo	Máximo	Máximo	Mínimo
Densidad (A/m ²)	32.43	43.23	43.23	38.79
Tiempo (min)	5.0	15.0	15.0	5.0
Conductividad (S/cm)	1.5	3.5	2.5	3.5

Fuente: Arango y Garcés, 2009

Para finalizar se concluye que los tres factores bajo estudio (conductividad, densidad de corriente y tiempo) tienen un efecto significativo sobre la remoción de DQO en las aguas residuales lácteas. La remoción de DQO incrementa, cuando hay aumento en la conductividad del medio acuoso cercano a 2.5 S/cm, pero por encima de este valor se obtienen menores remociones de DQO, incluso cuando la conductividad alcanza 3.5 S/cm, la remoción de DQO es menor que la obtenida a 1.5 S/cm.



Gráfica 5. Remoción vs densidad, conductividad y tiempo (Arango y Garcés, 2009).

El nivel óptimo del estudio se presenta para 15 minutos de tratamiento, conductividad de 2.5 S/cm y densidad de corriente de 43,23 A/m², dando como resultado una remoción de DQO de 95.9 %. Los mayores porcentajes de remoción de la carga contaminante de

las aguas residuales de la industria láctea se dan dentro del rango de la conductividad natural de dichas aguas.

La electrocoagulación es una tecnología que se presenta como una alternativa eficiente en el tratamiento de aguas residuales de la industria láctea (Arango y Garcés, 2009).

3.10 COSTOS

3.10.1 MÉTODO CONVENCIONAL

3.10.1.1 Coagulación Química

La coagulación es una de las operaciones fisicoquímicas más importantes, es utilizada en el tratamiento de aguas residuales. Es un proceso que provoca la desestabilización y la agregación de las partículas más pequeñas en partículas más grandes.

Los contaminantes del agua tales como los iones (metales pesados) y coloides (orgánicos e inorgánicos) son principalmente los que tienen lugar en la solución de cargas eléctricas. Schulze, en 1882, mostró que los sistemas coloidales pueden ser desestabilizados por la adición de iones con una carga opuesta a la de los coloides.

Los coloides desestabilizados se pueden agregar y posteriormente se separan por sedimentación y/o filtración.

La coagulación puede conseguirse por medios químicos o eléctricos. La coagulación química hoy en día se está convirtiendo en menos aceptable, debido a los mayores costos asociados con los tratamientos químicos, por ejemplo: grandes cantidades de lodos generados, y la clasificación de residuos peligrosos de hidróxidos de metal, por no hablar de los costos de los productos químicos necesarios para llevar a cabo el efecto de la coagulación (powellwater, 2010).

La coagulación química se ha utilizado durante décadas para desestabilizar suspensiones y causar la precipitación de las especies de metales solubles, así como de otras especies inorgánicas de efluentes acuosos, lo que permite su eliminación a través de la sedimentación o filtración. Los coagulantes químicos utilizados han sido alumbre, cal, y/o sus polímeros.

Este proceso, sin embargo, tiende a generar grandes cantidades de lodos con alto contenido de agua envolvente que puede ser lento para filtrar y difícil de deshidratar. La manipulación y la eliminación de los lodos resultantes de la precipitación química es una de las mayores dificultades asociadas con el tratamiento químico; también tiende a

aumentar el total de sólidos disueltos (contenido de los efluentes), por lo que es inaceptable para su reutilización en aplicaciones industriales.

La mayoría de los lodos que se producen en gran volumen en las operaciones de precipitación química, a menudo alcanzan un 0.5% del volumen de aguas residuales tratadas cuando se utiliza cal. Se estima que la máxima eliminación de sólidos suspendidos totales (SST), sin químicos es de hasta 60%. Con la adición de productos químicos (sulfato ferroso y dosis de cal), la eliminación de sólidos suspendidos totales (SST) puede subir hasta un 85% (powellwater, 2010).

3.10.2 MÉTODO ELECTROQUÍMICO

Es un proceso de desestabilización en suspensión, emulsión o contaminantes disueltos en un medio acuoso mediante la introducción de una corriente eléctrica al medio. La corriente eléctrica proporciona la fuerza electromotriz para conducir las reacciones químicas. Cuando las reacciones son impulsadas o forzadas, los elementos o compuestos se acercarán al estado más estable. En general, este estado produce un sólido que sea menos coloidal o menos emulsionado (o soluble) que el compuesto en valores de equilibrio. Mientras esto ocurre, los contaminantes forman entidades hidrofóbicas que precipitan y se puede eliminar fácilmente (powellwater, 2010).

3.10.2.1 Electrocoagulación

El proceso de electrocoagulación se basa en principios científicos. Las respuestas de los contaminantes del agua a fuertes campos eléctricos y eléctricamente, induce reacciones de oxidación y reducción. Esta tecnología elimina eficazmente una amplia gama de contaminantes con un sistema único a diferencia de los tratamientos convencionales que requieren diferentes equipos para eliminar bacterias, sedimentos, plaguicidas, metales pesados, y el aceite del agua. El tratamiento por electrocoagulación permite que un solo sistema elimine múltiples contaminantes a un costo único, optimizando espacio y tiempo. Este proceso es capaz de eliminar más del 99% de algunos cationes de metales pesados y también electrocutar microorganismos en el agua, de precipitar los coloides y eliminar cantidades significativas de otros iones, coloides y emulsiones.

El paso de corriente eléctrica a través del agua, ha demostrado ser muy eficaz, en la eliminación de los contaminantes del agua. Los sistemas de electrocoagulación han existido por muchos años (Dietrich, patentado 1906), usando una variedad de geometrías de ánodo y el cátodo, incluyendo platos, pelotas, esferas de lecho fluidizado, malla de alambre, barras y tubos. El proceso de electrocoagulación tiene por objetivo, aumentar las tasas de extracción y menores costos de capital y operación. Los costos de utilización de energía eléctrica, sustitución de los electrodos, el mantenimiento de la bomba, y el trabajo puede ser menos de US\$ 1 por cada 1,000 galones de agua para algunas aplicaciones, es decir, las aguas residuales pueden ser tratadas por tan bajo costo como US\$ 0.24 por cada 1,000 galones.

Los gastos de funcionamiento del sistema de electrocoagulación pueden variar, dependiendo del tipo de agua a tratar.

En la tabla 6, se muestran resultados de pruebas de laboratorio y de campo que fueron alcanzados a través de electrocoagulación (powellwater, 2010).

Tabla 6. Contaminantes eliminados por electrocoagulación.

CONTAMINANTES ELIMINADOS	PORCENTAJE DE REMOCIÓN
DBO (Demanda Bioquímica de Oxígeno)	90%
SST (arcilla, carbón, sedimentos, sílice, entre otros)	99%
Grasas y aceites	93-99%
Agua a partir de lodos	50-80%
Metales pesados	95-99%
Fosfatos	93%
Coliformes totales	99.99%

Fuente: (powellwater, 2010).

3.10.3 ELECTROCOAGULACIÓN CONTRA COAGULACIÓN QUÍMICA

Aunque el mecanismo de la coagulación química es similar al proceso de electrocoagulación en el que la especie catiónica es responsable de la neutralización de las cargas superficiales, las características de los flóculos electrocoagulados difieren radicalmente de los generados por la coagulación química. Una acumulación de

electrocoagulados tiende a contener menos agua envolvente resistente, esta es más cortante, y es más fácilmente filtrable (powellwater, 2010).

El proceso de electrocoagulación permite la remoción de una alta cantidad de contaminantes en una sola operación, situación que convierte a esta tecnología en una opción económica y ambiental para el tratamiento de las aguas residuales de muchas industrias. El capital y los costos de operación son mucho menores comparativamente con un tratamiento por coagulación química, incluso se puede llegar a recuperar los costos de capital en menos de un año (Arango y Garcés, 2006). Estos costos dependen del caudal a tratar, de la naturaleza del agua residual, de los contaminantes a ser removidos y de la región o localidad en la que se desea realizar el tratamiento.

Se ha estimado que los costos de operación para tratar por electrocoagulación 5 GPM (galones por minuto), de agua residual con contenidos de TSS (tiempo sin salinidad), grasas y aceites, y algunos metales como níquel y zinc, es de US\$ 1,500; mientras que los costos para tratar la misma agua residual por medio de coagulación química es del orden de US\$ 45,000; para un ahorro anual del orden de US\$ 43 500 cuando se aplica electrocoagulación en lugar de coagulación química. Estos costos no incluyen transporte y disposición de lodos ni mano de obra (powellwater, 2010).

Cuando se compara la coagulación con alumbre y la electrocoagulación, este último tratamiento produce 83% menos volumen de lodos que el primero, lo cual representa diferencias significativas en los costos del transporte y disposición final de los lodos. Los costos de operación dependen en buena medida del material de los electrodos (Arango y Garcés, 2006).

3.11 VENTAJAS Y DESVENTAJAS DEL PROCESO DE ELECTROCOAGULACIÓN

3.11.1 VENTAJAS

Son muchas las ventajas de la electrocoagulación. Entre las más relevantes se encuentran:

- ❖ La electrocoagulación es una técnica eficiente cuya relación costo efectividad es buena. Además como no se requiere de productos químicos en este proceso,

entonces no se produce contaminación secundaria. Con esta técnica se pueden remover partículas coloidales pequeñas de manera eficiente en comparación con las técnicas químicas convencionales, ya que las pequeñas partículas cargadas tienen mayor probabilidad de ser coaguladas por el campo eléctrico que las mantiene en movimiento.

- ❖ Las burbujas producidas durante la electrocoagulación tienen mayor estabilidad que las generadas en los tratamientos de efluentes con flotación de aire comprimido y de flujo de aire disuelto, por lo que conservan su gran superficie de contacto y por tanto, aumenta la eficiencia de la remoción. Éste tratamiento electroquímico provoca una mejor y rápida ruptura de las emulsiones, comparado con los equipos convencionales para separación de aceites.
- ❖ La cantidad de lodos generados son menores que para otros métodos tradicionales, ya que se efectúa de manera simultánea flotación y coagulación.
- ❖ Permite la reducción de una amplia variedad de contaminantes, como: metales pesados, grasas y aceites, materia orgánica, fosfatos y cianuros.
- ❖ Sus costos de operación son relativamente bajos si se realiza un apropiado diseño del reactor, selección de los materiales para electrodos, y una optimización de los parámetros de funcionamiento. Éste proceso requiere poca corriente eléctrica y bajos costos de mantenimiento.
- ❖ El agua separada por electrocoagulación puede ser reprocesada como subproducto, lo cual permite que el efluente tratado pueda ser reutilizado.
- ❖ Los equipos para electrocoagulación son compactos y fáciles de instalar, factores que son muy apreciables cuando no se dispone de espacio suficiente.
- ❖ Este proceso es sencillo de automatizar debido a que el control de dosificación se realiza mediante el ajuste de corriente (Aristizábal y Bermúdez, 2007).
- ❖ Puede generar aguas potables incoloras e inodoras.
- ❖ Los flóculos formados por electrocoagulación son similares a los producidos químicamente, pero más grandes, contienen menos agua ligada, y son más estables, los cuales pueden ser separados más rápidamente por filtración.
- ❖ Produce efluentes con menor cantidad de sólidos disueltos totales (SDT) comparado con los tratamientos químicos, si esta agua se reusa, los bajos niveles de SDT contribuyen a bajos costos de tratamiento de aguas (Arango, 2005).

3.11.2 DESVENTAJAS

Las principales desventajas del proceso de electrocoagulación son:

- ❖ Entre las desventajas de la electrocoagulación se encuentran requerimientos como el reemplazo periódico del electrodo de sacrificio, y que el agua tenga una conductividad mínima que varía según el diseño del reactor lo que limita su uso en aguas con baja cantidad de sólidos disueltos. En el caso de la remoción de componentes orgánicos se pueden formar compuestos orgánicos tóxicos al emplear el método de electrocoagulación.
- ❖ En el cátodo se encuentra la formación de una película de óxido impermeable, que interfiere con el buen desempeño de la celda, este efecto se puede disminuir cambiando la polaridad de la celda.
- ❖ Los costos de operación de la celda de electrocoagulación pueden ser altos, donde los costos de la electricidad sean altos.
- ❖ Este sistema para el tratamiento de efluentes líquidos tiene una gran desventaja con respecto a otros tratamientos convencionales, ya que no tiene ninguna incidencia en la remoción de la DBO ocasionada por los compuestos orgánicos solubles y solamente remueve un porcentaje de la DBO asociada con los sólidos suspendidos. Por lo tanto, si el objetivo del tratamiento es remover los compuestos orgánicos que ejercen una demanda bioquímica del oxígeno disuelto en las corrientes receptoras, el proceso de electrocoagulación resulta ser inadecuado.
- ❖ Cuando la concentración de los metales en el efluente a tratar es baja, el tratamiento de electrocoagulación resulta ser inadecuado, sin embargo a concentraciones altas se logran importantes remociones.
- ❖ La literatura no revela ningún avance sistemático para el diseño y operación de reactores para la electrocoagulación y no hay ningún diseño predominante usado hasta el momento, además las publicaciones hechas hasta el momento, se refieren a operaciones en batch. También hay que considerar que hay poca asesoría disponible para realizar un diseño preliminar. Igualmente se debe tener en cuenta que el desempeño de este tipo de reactores depende de los electrodos y el arreglo empleado, y varía de acuerdo al tipo de material y geometría de los electrodos (Aristizábal y Bermúdez, 2007).

CONCLUSIONES

La electrocoagulación en la actualidad es una tecnología que se presenta como alternativa para el tratamiento de aguas residuales, ofreciendo un potencial muy grande en la remoción de muy diversos contaminantes contenidos en las aguas residuales de diferentes fuentes, específicamente en el caso de la industria láctea como se mostró en ésta investigación.

Aunque ésta técnica es conocida hace ya algunas décadas y aplicada en muchos casos es aún tema de investigación y experimentación, pues se ha comenzado a recobrar el interés en ella debido a sus potencialidades en la aplicación, facilidad de manejo y operación, versatilidad y adaptabilidad a diferentes procesos y a sus ventajas ambientales y económicas.

Para el tratamiento electroquímico se requiere de la aplicación de reactores, los cuales están tomando un auge importante en el tratamiento de aguas residuales. Estos equipos utilizan energía eléctrica, son sistemas automatizables, tienen diversos usos y la capacidad de tratar gran variedad de residuos, no son contaminantes lo cual evita la producción de reactivos tóxicos que habitualmente son empleados en la síntesis y en los procesos químicos convencionales. Los electrodos más utilizados en ésta operación son los de hierro y aluminio para el caso del tratamiento de las aguas residuales generadas en la industria láctea. Cabe mencionar que el diseño de reactores para la electrocoagulación, la selección de los materiales de los electrodos y las condiciones de operación son aspectos que se deben perfeccionar mediante la investigación, para optimizar los procesos y hacerlos económicamente competitivos.

Los costos de montaje y operación son fundamentales en la aplicación de ésta tecnología. El capital y los costos de operación por electrocoagulación oscilan entre el 50 y 60% más bajos que los sistemas de tratamiento convencional.

La remoción de materia orgánica e inorgánica por electrocoagulación, resulta más efectiva que por métodos convencionales. Ello, sin necesidad de dosificar y mezclar reactivos químicos, lo cual es siempre una complicación y además, a un costo mínimo.

RECOMENDACIONES

El enfoque que se presenta de la tecnología de electrocoagulación es efectivo y pretende sentar un precedente y ahondar en todos los aspectos que la hacen completa, pertinente y observada como uno de los mejores modelos, con un gran alcance de aplicación y un significativo impacto, siendo el objetivo de éste proyecto.

La investigación que se realizó del proceso de electrocoagulación tendrá los antecedentes teóricos que serán útiles para personas que se interesen en el planteamiento de futuros proyectos experimentales, con la finalidad de seguir explorando, estructurado y optimizando dicha tecnología.

Es importante mencionar que parte de ésta información ya se está utilizando para proyectos experimentales en el tratamiento de aguas residuales de la industrial láctea a nivel piloto en las instalaciones de la Facultad de Estudios Superiores Cuautitlán C-1, específicamente en la nave correspondiente a la carrera de ingeniería química.

BIBLIOGRAFÍA

1. Arango R. A., 2005. La electrocoagulación: una alternativa para el tratamiento de aguas residuales. Revista Lasallista de Investigación 1(2), 49-56.
2. Arango R. A., Restrepo M. A. y Garcés G. L., 2006. La electrocoagulación: retos y oportunidades en el tratamiento de aguas. Corporación Universitaria Lasallista. 1 (2) 58-77.
3. Arango R. A. y Garcés G. L., 2007. Diseño de una celda de electrocoagulación para el tratamiento de aguas residuales de la industria láctea. Revista Eafit. 43 (147) 56-67.
4. Arango R. A. y Garcés G. L., 2008. Tratamiento de aguas residuales de la industria láctea por electrocoagulación. Corporación Universitaria Lasallista (Colombia). (458) 180-186.
5. Arango R. A. y Garcés G. L., 2009. Influencia de la conductividad eléctrica en la electrocoagulación de aguas residuales de la industria láctea. Corporación Universitaria Lasallista 4 (2) 54-64.
6. Aristizábal C. A. y Bermúdez A. M., 2007. Estudio de la factibilidad de un sistema de electrocoagulación para tratamiento de aguas procedentes de lavanderías industriales con fines de reusó. Tesis de Licenciatura. Universidad Pontificia Bolivariana escuela de ingeniería facultad de Ingeniería Química Medellín. 171 p.
7. Babbitt H. E., 1962. Alcantarillado y tratamiento de aguas negras. México. Continental. 881 p.
8. Barrenechea M. A., 2004. Manual I. Aspectos Fisicoquímicos de la calidad del agua. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente. Lima, Perú. Disponible en:
<http://www.bvsde.opsoms.org/bvsatr/fulltext/tratamiento/manualI/tomoI/uno.pdf>
[consultado en Abril 02 del 2011].
9. Briones C. M. G., 2008. Papel que desempeña el químico farmacéutico biólogo en el laboratorio de una planta de tratamiento de agua residual. Trabajo profesional para obtener el título de químico farmacéutico biólogo. Facultad de Estudios Superiores Cuautilán. Estado de México.
10. Coeuret F., 1992. Introducción a la Ingeniería Electroquímica. Barcelona México. Reverte. 313p.

11. Dávila R. J., Machuca M. F. y Marriaga C. N., 2009. Remoción de sólidos totales de vinazas por electrocoagulación-electroflotación. Universidad Nacional de Colombia. Dyna. 76 (158) 41-47.
12. Domínguez M. A., Rivera H. M., Piña S. M., y Pérez C. S., 2008. Incidencia del gradiente de velocidad en la eficiencia de la electrocoagulación para remover arsénico en un reactor a flujo pistón. Interciencia. 33 (7) 496-502.
13. Esacamiroso M. L. F., 2003. El consumo del agua y saneamiento en comunidades aisladas. Diplomado internacional: Acercamiento a criterios arquitectónicos ambientales para comunidades aisladas en áreas naturales protegidas de Chiapas, Tuxtla Gutiérrez. Universidad Autónoma de Chiapas. 26 p.
14. Ferrer P. J., 2008. Tratamientos biológicos de aguas residuales. México. Alfaomega. Universidad Politécnica de Valencia. 184 p.
15. Forero J. E., Ortiz O. P. y Ríos F., 2005. Aplicación de procesos de oxidación avanzada como tratamiento de fenol en aguas residuales industriales de refinería. Bucaramanga Colombia. Ciencia, Tecnología y Futuro. Instituto Colombiano del petróleo. 3 (1) 97-109.
16. Global Water Systems S. A., 2005. Sistema de tratamiento para las aguas residuales mediante la tecnología de electrocoagulación. 1(1) 10-11.
17. González G. J., 2009. Reactores electroquímicos, una opción sustentable. Revista Comunidad, Órgano informativo de la Facultad de Estudios Superiores Cuautitlán. 22 (6) 14.
18. Guerrero O. C., 2000. Reactores electroquímicos y su recuperación de metales pesados. Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México Facultad de Química. 133 p.
19. Güray G., 2008. Electrochemical treatment of deproteinated whey wastewater and optimization of treatment conditions with response surface methodology. Journal of Hazardous Materials. 157 (1) 69-78.
20. Gutiérrez M. C., 1999. A review of electrochemical treatments for colour elimination. J. Society of Dyers and Colourists. 115 (11) 12-15.
21. Hardenbergh W. A. y Edward B. R., 1966. Ingeniería Sanitaria. México. Continental. 584 p.
22. Jaramillo C. A., 2005. Construcción de un reactor electroquímico para electrocoagulación como método alternativo en la descontaminación de aguas residuales. Revista Universidad de Caldas. 1(1) 145-158.

23. Martínez Y. y Hernández R., 2005. Electroquímica, energía y ambiente. Universidad de Los Andes escuela Facultad de Ciencias Departamento de Química. 85 p.
24. Maskew F. G., Geyer J. Ch. y Okun D. A., 1987. Ingeniería sanitaria y de aguas residuales. Volumen 3. México. Ciencia y técnicas, S. A.
25. Maskew F. G., Geyer J. Ch. y Okun D. A., 2002. Purificación de aguas y tratamiento y remoción de aguas residuales. Ingeniería Sanitaria y de aguas residuales. Limusa. 576 p.
26. NOM-001- SEMARNAT-1996. Norma Oficial Mexicana, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales.
27. N&F de Colombia: sistemas de electrocoagulación del agua. Disponible en: http://www.nyfdecolombia.com/inicio_files/pdf/electrocoagulacion.pdf [consultado en Febrero 13 del 2011].
28. Powell Water Systems. Powell Electrocoagulation: Sustentable Technology for the future. [on line] Colorado: Powell Water Systems, 2001. P.2-27. Disponible en: <http://www.powellwater.com/Data/Technical%20Manual.pdf> [consultado en Enero 16 del 2010].
29. Ramalho R. S., 1993. Tratamiento de aguas residuales. Barcelona. España. Reverte. 705 p.
30. Rigola L. M., 1999. Tratamiento de aguas industriales: aguas de proceso y residuales. México. Alfaomega. 157 p.
31. Rodríguez F. A., 2006. Tratamientos avanzados de aguas residuales industriales. Comunidad de Madrid España. 136 p.
32. Romero R. J., 2005. Lagunas de estabilización de aguas residuales. Bogotá. Escuela colombiana de ingeniería. 300 p.
33. Sandoval C. O., 2004. Estudio y diseño de la red de recolección de aguas negras del parcelamiento Arizona, del puerto de San José, departamento de Escuintla. Trabajo de Graduación. Universidad de San Carlos de Guatemala escuela de ingeniería civil facultad de ingeniería civil. 109 p.
34. Valencia D. E. y Ramírez C. L., 2009. La industria de la leche y la contaminación del agua. Revista Elementos Ciencia y Cultura 16 (73) 27-31.
35. <http://www.futurewatercr.com/Contacto.html> [consultado en Enero 09 del 2011].

36. http://www.fisicanet.com.ar/quimica/electrolisis/ap01_electrolisis.php
[consultado en Febrero 12 del 2011].
37. http://www.hidritec.com/hidritec/tratamiento-de-aguas-residuales-y-disminucion-de-dqoelectrocoagulación_hidritec [consultado en Enero 31 del 2010].
38. http://www.unmsm.edu.pe/quimica/website/pdf/boletines/BOLETIN_50.pdf
[consultado en Marzo 27 del 2011].