



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES
A R A G Ó N

“DISEÑO, CONSTRUCCIÓN Y OPERACIÓN DE
UN PROCESO DE ELECTROCOAGULACIÓN PARA LA
REMOCIÓN DE COBRE DISUELTO EN EL AGUA”

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE
INGENIERO CIVIL

P R E S E N T A:
AZAEL NICOLÁS RIVERA

ASESOR:

M. EN C. SERGIO ALFONSO MARTÍNEZ
GONZÁLEZ



FES Aragón

MÉXICO 2014



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



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.

Agradecimientos

A MIS PADRES

Juana Rivera García y David Nicolás Bautista, por todo el apoyo y motivación que sin escatimar esfuerzos me han brindando, por el inmensurable sacrificio de gran parte de su vida para formarme y educarme, y por todo el tiempo que les robe pensando en mi... Gracias.

A MIS AMIGOS

Vivian Sánchez Mora y Víctor Manuel Téllez por estar siempre conmigo apoyándome en las buenas y en las malas. A Rafael Pérez que hoy ya no te encuentras con nosotros, y en especial a Martha Vázquez Rojas por todo su amor, apoyo y comprensión y siempre alentarme a seguir adelante y no rendirme, Gracias.

A MI ASESOR

M. en C. Sergio Alfonso Martínez González por todo el apoyo, orientación, seguimiento y supervisión en la realización de mi tesis, Gracias.

A todos ustedes dedico esta tesis.

Se agradece a la Dirección General de Asuntos del Personal Académico (DGAPA) por el apoyo otorgado para la realización del proyecto PAPIIME PE100310 “Diseño, construcción y operación de sistemas de tratamiento de aguas residuales domesticas a escala banco de laboratorio”.

Contenido

INTRODUCCIÓN	1
CAPÍTULO 1 ANTECEDENTES	3
1.1 Los Metales En El Medio Ambiente.....	5
1.1.1 Toxicología de los “metales pesados”.	6
1.2 Coloide.....	12
1.2.1 Propiedades de los coloides	14
1.2.2 Estabilidad e inestabilidad de los coloides.	17
1.2.3 Doble capa eléctrica.	21
1.2.4 Interacción entre fuerzas de atracción y repulsión en las partículas coloidales.	23
1.3 Coagulación Química.....	25
1.4 Electroquímica.....	27
1.4.1 Electrolisis.	28
1.5 Comparación Entre La Electrocoagulación Y La Coagulación Química.	30
CAPÍTULO 2 ELECTROCOAGULACIÓN	32
2.1 Historia De La Electrocoagulación.....	34
2.2 Reactor De Electrocoagulación.	35
2.2.1 Aspectos técnicos.....	35
2.2.2 Electrodos monopolares con conexiones en serie.	37
2.2.3 Electrodos monopolares con conexiones en paralelo.	38
2.2.4 Electrodos bipolares con conexiones en paralelo.	39
2.3 Proceso De Electrocoagulación.	40
2.3.1 Formación de coagulantes por oxidación electrolítica del “electrodo de sacrificio”.	42
2.3.2 Desestabilización de los contaminantes, partículas suspendidas y emulsiones.	42
2.4 Reacciones En Los Electrodos.	45
2.4.1 Electrodos de Aluminio.....	45
2.4.2 Electrodos de Hierro.....	46

2.5	Factores Que Intervienen En El Proceso De Electrocoagulación.	48
2.5.1	Densidad de Corriente.....	48
2.5.2	Presencia de NaCl.	49
2.5.3	pH.....	49
2.5.4	Temperatura.	50
2.6	Ventajas Y Desventajas De Los Reactores De Electrocoagulación.	51
2.7	Consideraciones Típicas En El Diseño De Un Reactor De Electrocoagulación.	53
CAPÍTULO 3 METODOLOGÍA.....		54
3.1	Diseño Y Construcción Del Reactor De Electrocoagulación.	56
3.1.1	Electrodos.	56
3.1.2	Reactor de Electrocoagulación por Lotes (Batch).	57
3.1.3	Reactor de Flujo Continuo.	62
3.2	Pruebas De Laboratorio.	69
3.2.1	Materiales y Equipo.....	69
3.2.2	Procedimiento	70
CAPÍTULO 4 RESULTADOS		73
4.1	Construcción De Reactores De Electrocoagulación.	74
4.1.1	Fabricación de electrodos.	74
4.1.2	Construcción del Reactor de Electrocoagulación por lotes (Batch).	75
4.1.3	Construcción del Reactor de Electrocoagulación de Flujo Continuo.	76
4.2	Resultados En Las Pruebas De Laboratorio.	77
4.2.1	Reactor de Electrocoagulación por Lotes (Batch).	77
4.2.2	Reactor de Electrocoagulación de Flujo Continuo.	87
CAPÍTULO 5 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES		96
5.1	Conclusiones.....	97
5.2	Recomendaciones.	98
REFERENCIAS		99

ANEXOS..... 107
 Anexo 1..... 108

Introducción

En el medio natural, todos los productos químicos están sujetos a procesos físicos, químicos, y biológicos que propician una eventual eliminación o una reducción considerable en los posibles efectos nocivos. Sin embargo, algunos productos químicos no se descomponen o lo hacen lentamente en el medio ambiente. Además, los procesos de degradación pueden dar lugar a la producción de subproductos no degradables. Estas sustancias se conocen como sustancias químicas persistentes. Por definición, las sustancias químicas persistentes, son sustancias con tiempos de residencia prolongados en el ambiente debido a que no son biodegradables. La persistencia aumenta el riesgo de exposición, porque permite que un producto químico permanezca en el medio ambiente en niveles elevados durante mucho tiempo y facilita la posibilidad de que un producto químico sea transportado a través de largas distancias. Aunque la contaminación por productos químicos persistentes ha existido durante siglos, sólo ha sido reconocida recientemente como una amenaza para la salud humana y el bienestar (Ducrotoy y Mazik, 2011). A diferencia de la mayoría de los contaminantes persistentes, los metales, no se producen sintéticamente y pueden afectar al ambiente, tanto de fuentes naturales como antropogénicas.

Actualmente, se requieren métodos innovadores, económicos y efectivos de purificación de agua para consumo humano, así como para la depuración de las aguas residuales provenientes, principalmente, de las actividades industriales antes de que sean descargadas a los cuerpos de agua. En este sentido, las técnicas electroquímicas, ofrecen la posibilidad de ser fácilmente distribuidos e instalados, además de requerir la menor cantidad de sustancias químicas para su operación. Tienen el potencial para reemplazar los procesos convencionales que requieren de grandes cantidades de compuestos químicos y/o de contenedores que están presentes en una típica planta de tratamiento de aguas residuales. Como consecuencia, un simple cambio de procesos, puede representar una disminución en los costos de operación (Mollah *et al*, 2004).

Las técnicas electroquímicas se han desarrollado principalmente para la remoción de metales pesados disueltos en el agua, ya que son potencialmente tóxicos y causan grandes daños al ambiente (Janssen y Koene, 2002).

Capítulo 1

Antecedentes

El agua es muy importante para la vida, pues los mecanismos metabólicos y de síntesis están estrechamente relacionados con las características específicas de ella. El transporte de nutrientes hacia el interior de las células y la interacción con el ambiente, sin el agua sería imposible. Por otro lado, las fuentes de agua están limitadas y solamente el 2.66% de toda la existente en el planeta es considerada agua dulce, pero únicamente el 0.6% es utilizada como agua potable. (Ghafari *et al*, 2008).

La acción del hombre sobre el planeta ha traído como consecuencia, de forma inevitable y acelerada, una redistribución de la materia y la energía y un incremento en la contaminación ambiental, siendo registrada desde 1992 por el Chemical Abstract Service (CAS) la existencia de siete millones de sustancias químicas. La contaminación ambiental y los residuos tóxicos son resultado del desarrollo industrial y la urbanización, siendo esta una de las mayores fuentes de contaminación del agua, suelo y aire (De Armas y Castro, 2007).

Los siguientes términos han sido definidos por La Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente de la siguiente manera:

- **Contaminación.** La presencia en el ambiente de uno o más contaminantes o de cualquier combinación de ellos que cause desequilibrio ecológico.
- **Contaminante.** Toda materia o energía en cualesquiera de sus estados físicos y formas, que al incorporarse o actuar en la atmósfera, agua, suelo, flora, fauna o cualquier elemento natural, altere o modifique su composición y condición natural.

1.1 LOS METALES EN EL MEDIO AMBIENTE.

Uno de los problemas ambientales más graves en la actualidad es la contaminación por metales pesados, limitados a depósitos geológicos y por ende, inofensivo para los seres humanos, han sido liberados en el medio a un ritmo que se ha acelerado en gran medida durante el siglo XX (Bernard, 2011).

En la actualidad, el planeta se compone de numerosos metales naturales y artificiales. Estos metales han desempeñado un papel fundamental en el desarrollo industrial y los avances tecnológicos. La mayoría de los metales no se destruyen, de hecho, se están acumulando a un ritmo acelerado, debido a las exigencias cada vez mayores de la sociedad moderna. Un equilibrio debe mantenerse entre los metales en el medio ambiente y la salud humana (Sarkar, 2002).

La amplia distribución de los metales en el ambiente es motivo de gran preocupación debido a sus propiedades tóxicas. Sin embargo, algunos metales también son esenciales para la salud de los seres vivos. Los metales pesados son elementos que tienen pesos atómicos entre 63.5 y 200.6 (Srivastava y Majumder, 2008) y una gravedad específica mayor que 5.0 (Srivastava y Majumder, 2008; Barakat, 2011; Ducrotoy y Mazik, 2011). Estos incluyen el Calcio (Ca), Magnesio (Mg), Zinc (Zn), Cobre (Cu), Hierro (Fe), Plomo (Pb), Cromo (Cr), Cobalto (Co), Níquel (Ni), Arsénico (As), Vanadio (V), Cadmio (Cd), Mercurio (Hg), Plata (Ag), Oro (Au), Estaño (Sn), Potasio (K), Estroncio (Sr) y Sodio (Na) (Ducrotoy y Mazik, 2011).

Así mismo, ciertos metales son clasificados como elementos traza esenciales, necesarios para la supervivencia y función de los organismos vivos. Este es el caso del Hierro (Fe), Cobre (Cu), Zinc (Zn), Níquel (Ni), Cobalto (Co), Vanadio (V), Selenio (Se), Molibdeno (Mo), Manganeseo (Mn) y el Cromo (Cr). Sin embargo, la exposición a concentraciones elevadas es perjudicial para el organismo induciendo efectos tanto tóxicos como letales (Ducrotoy y Mazik, 2011; Srivastava y Majumder, 2008).

Hay dos tipos de fuentes de contaminación, las fuentes difusas y las fuentes puntuales. Las fuentes difusas pueden incluir insumos de origen geológico (erupciones volcánicas, incendios forestales, la erosión y la meteorización) o de origen antropogénico como aportes atmosféricos resultantes de la combustión, el transporte o los procesos industriales (Ducrotoy y Mazik, 2011). Como resultado, la contaminación ambiental por metales pesados se ha convertido en un problema mundial, afectando incluso a las poblaciones que viven en zonas remotas con influencia antropogénica mínima (Bernard, 2011).

Las fuentes puntuales descargan contaminantes en localizaciones específicas, la mayoría de las veces, en el agua superficial a través de tuberías o alcantarillas, tal es el caso de las industrias como la minería, de procesamiento de metales, curtidurías, productos farmacéuticos, plaguicidas, productos químicos orgánicos, plásticos y caucho, productos de madera, etc. (Fenglian y Wang, 2011; Srivastava y Majumder, 2008), los efluentes son vertidos directa o indirectamente cada vez más en el medio ambiente, especialmente en los países en desarrollo (Fenglian y Wang, 2011; Aji *et al.*, 2012).

La mayoría de los metales pesados son perjudiciales cuando se descargan sin tratamiento, debido a que no son biodegradables y tienden a acumularse en los organismos vivos, y muchos iones de metales pesados son conocidos por ser tóxicos o cancerígenos (Aji *et al.*, 2012; Fenglian y Wang, 2011; Shafaei *et al.*, 2011).

1.1.1 Toxicología de los “metales pesados”.

El término “metal pesado”, a pesar de ser ampliamente utilizado entre los profesionales y científicos, no tiene una base científica rigurosa o una definición química. Aunque muchos de los elementos que se enlistan en el término “metal pesado” tienen una gravedad específica mayor que cinco, existen diversas excepciones a esta regla (INECC, 2009).

Estrictamente, y desde el punto de vista químico, los metales pesados están constituidos por elementos de transición y post-transición incluyendo algunos metaloides como el arsénico y

selenio. Por otro lado, estos elementos se presentan en diferente estado de oxidación en agua, aire y suelo y presentan diversos grados de reactividad, carga iónica y solubilidad en agua. Una forma opcional de nombrar a este grupo es como “elementos tóxicos”, los cuales, de acuerdo a la lista de contaminantes prioritarios de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA por sus siglas en ingles) (INECC, 2009).

La siguiente Tabla muestra una lista de sustancias prioritarias de algunos de los metales pesados y tóxicos y sus niveles máximos de contaminantes (MCL por sus siglas en ingles) (Srivastava y Majumder, 2008).

Tabla 1.1. Clasificación de los metales pesados según lista CERCLA de productos químicos prioritarios 2005 y sus límites reglamentarios (Srivastava y Majumder, 2008).

Metales Pesados	Posición	Límite máximo de concentración (mg/L)
Arsénico (As)	01	0.01
Plomo (Pb)	02	0.015
Mercurio (Hg)	03	0.002
Cadmio (Cd)	08	0.005
Cromo (Cr (VI))	18	0.01
Zinc (Zn)	74	5.0
Manganeso (Mn)	115	0.05
Cobre (Cu)	133	1.3
Selenio (Se)	147	0.05
Plata (Ag)	213	0.05
Antimonio (Sb)	222	0.006
Hierro (Fe)	-	0.03

Los límites antes mencionados son obligatorios para todos los sistemas de abastecimiento de agua. Pero naturalmente el agua (tanto superficial como subterránea) a veces contiene algunos de estos metales pesados en 100 ó hasta 1000 veces más la concentración en el valor establecido en el LMC. Por lo tanto, todas las instalaciones de tratamiento de agua tienen la obligación de tratar el agua contaminada por metales pesados para cumplir con los requisitos reglamentarios (Srivastava y Majumder, 2008).

A continuación se describen algunas características de los metales pesados presentes en el ambiente:

Arsénico (As). La exposición a niveles altos de Arsénico puede ser fatal. La exposición a niveles más bajos puede producir náusea y vómitos, disminución del número de glóbulos rojos y blancos, ritmo cardíaco anormal, fragilidad capilar y una sensación de hormigueo en las manos y los pies. La ingestión o inhalación prolongada de niveles bajos de arsénico inorgánico puede producir oscurecimiento de la piel y la aparición de pequeños callos o verrugas en la palma de las manos, la planta de los pies y el torso. El contacto de la piel con arsénico inorgánico puede producir enrojecimiento e hinchazón. (ATSDR, 2007).

Plomo (Pb). Los efectos del Plomo son los mismos si se ingiere o inhala. El plomo puede afectar a casi todos los órganos y sistemas en el cuerpo. El más sensible es el sistema nervioso, tanto en niños como en adultos. Puede producir debilidad en los dedos, las muñecas o los tobillos y un pequeño aumento de la presión sanguínea, especialmente en personas de mediana edad y de edad avanzada, y puede causar anemia. La exposición a niveles altos de plomo puede dañar seriamente el cerebro y los riñones de niños y adultos y causar la muerte. En mujeres embarazadas, la exposición a niveles altos puede producir pérdida del embarazo. En hombres, puede alterar la producción de espermatozoides (ATSDR, 2007).

Mercurio (Hg). El Mercurio es una neurotoxina que puede causar daños en el sistema nervioso central. Las altas concentraciones de mercurio causan deterioro en la función pulmonar y renal, dolor de pecho y dificultad para respirar (Fenglian y Wang, 2011; ATSDR, 1999).

Cadmio (Cd). El Cadmio ha sido clasificado por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos como un probable carcinógeno humano. La exposición al cadmio produce disfunción renal y a altos niveles de exposición puede provocar la muerte (Fenglian y Wang, 2011; ATSDR, 2012).

Cromo (Cr III y Cr VI). El Cromo III es un elemento nutritivo esencial que ayuda al cuerpo a usar azúcares, proteínas y grasas. Respirar niveles altos de cromo VI puede producir irritación del revestimiento interno de la nariz, úlceras nasales, secreción nasal y problemas respiratorios tales como asma, tos, falta de aliento o respiración jadeada. Las concentraciones de cromo en el aire

que producen estos efectos pueden ser diferentes de acuerdo al tipo de compuestos de cromo; los efectos del cromo (VI) ocurren a concentraciones mucho más bajas que los del cromo (III). El contacto de la piel con ciertos compuestos de cromo (VI) puede producir úlceras en la piel (ATSDR, 2012).

El Zinc (Zn). El Zinc es un oligoelemento esencial para la salud humana. Por lo que la ingesta de muy poco zinc puede causar problemas. Es importante para las funciones fisiológicas de los tejidos vivos y regula muchos procesos bioquímicos. Sin embargo, el exceso de zinc puede causar problemas importantes de salud, como calambres estomacales, irritaciones de la piel, vómitos, náuseas y anemia (Fenglian y Wang, 2011; ATSDR, 2005).

Manganeso (Mn). El Manganeso es un elemento nutritivo esencial y es importante ingerir una pequeña cantidad diariamente para mantener buena salud. La exposición a niveles excesivos puede dañar el cerebro, mostrando alteraciones en el comportamiento, junto con movimientos lentos y sin coordinación (ATSDR, 2012).

Selenio (Se). El Selenio (Se) es un elemento traza necesario para mantener buena salud, pero la exposición a niveles mucho más altos que los necesarios puede producir efectos neurológicos, cabello quebradizo y deformidades en las uñas. Inhalar vapores de selenio en el trabajo puede producir mareo, fatiga, irritación de las mucosas y efectos respiratorios (ATSDR, 2003).

Plata (Ag). La exposición a altos niveles de Plata por un período largo puede producir una condición llamada argiria, que es un descoloramiento azul grisáceo de la piel y otros tejidos. Las exposiciones a niveles menores pueden producir depósitos de plata en la piel y en otras partes del cuerpo; sin embargo, este tipo de exposición no parece ser perjudicial. La argiria es una condición permanente, aunque parece ser más bien un problema cosmético que no daña a la salud. La exposición a niveles altos en el aire ha producido problemas respiratorios, irritación de la garganta y el pulmón y dolores de estómago (ATSDR, 1999).

Antimonio (Sb). La exposición a altos niveles de Antimonio puede producir una variedad de efectos perjudiciales para la salud. Respirar altos niveles de antimonio por largo tiempo puede irritar los ojos y los pulmones, y puede causar trastornos del corazón y de los pulmones, dolor de

estómago, diarrea, vómitos y úlceras estomacales. El antimonio puede tener efectos beneficiosos cuando se usa por razones médicas como para tratar gente infectada con parásitos (ATSDR, 1995).

Cobalto (Co). El cobalto tiene efectos tanto beneficiosos como perjudiciales para la salud de los seres humanos. El cobalto es beneficioso porque forma parte de la vitamina B12. La exposición a niveles altos de cobalto puede producir efectos en los pulmones y el corazón. También puede producir dermatitis (ATSDR, 2004).

Cobre (Cu). El cobre es un metal que se encuentra naturalmente en el ambiente, como son las rocas, el suelo, el agua y el aire, así como también en todas las plantas y animales. Es liberado a través de la industria minera, actividades agrícolas y de manufactura, y por la liberación de aguas residuales a ríos y lagos. El cobre también es liberado desde fuentes naturales como por ejemplo volcanes, polvo que transporta el viento, vegetación en descomposición e incendios forestales. Por lo tanto, el cobre está ampliamente distribuido en el medio ambiente (ATSDR, 2004).

Cuando el cobre se libera al suelo, puede adherirse fuertemente a la materia orgánica y a otros componentes (por ejemplo, arcilla, arena, etc.), en las capas superficiales del suelo y puede que no se movilice muy lejos cuando es liberado. Cuando el cobre y los compuestos de cobre se liberan al agua, el cobre que se disuelve puede ser transportado en el agua de superficie, ya sea en la forma de compuestos de cobre o cobre libre o con más probabilidad, como cobre unido a partículas suspendidas en el agua. Aun cuando el cobre se adhiere fuertemente a partículas en suspensión o a sedimentos, hay evidencia que sugiere que algunos de los compuestos de cobre solubles entran al agua subterránea. El cobre que entra al agua se deposita eventualmente en los sedimentos de los ríos, lagos y estuarios. El cobre es transportado en partículas que emiten las fundiciones y plantas que procesan minerales, y vuelve a la tierra debido a la gravedad o en la lluvia o la nieve. El cobre también es transportado por el viento al aire en forma de polvos metálicos. La liberación de cobre en áreas cerradas proviene principalmente de procesos de combustión (por ejemplo, calentadores de queroseno) (ATSDR, 2004).

El cobre es esencial para mantener buena salud. Sin embargo, la exposición a dosis altas puede ser perjudicial. La exposición prolongada a polvos de cobre puede irritar la nariz, la boca, los ojos y causar dolores de cabeza, mareo, náusea y diarrea. Si se bebe agua que contiene niveles de cobre más altos de lo normal, puede que se sufra náuseas, vómitos, calambres estomacales o diarrea. La

ingestión intencional de niveles altos de cobre puede producir daño del hígado y los riñones y puede causar la muerte (ATSDR, 2004).

Las aguas residuales industriales, por lo general, contienen cobre en un intervalo de concentración de aproximadamente 5 a 250 mg/L (Bojic *et al.*, 2009). La organización mundial de la salud (OMS) recomienda una concentración máxima aceptable de Cu (II) en el agua potable de 1.5 mg/L (Aman *et al.*, 2008).

Frente a un incremento y cada vez más estrictas regulaciones, los metales pesados en la actualidad son los contaminantes prioritarios ambientales, así que deben ser retirados de las aguas residuales para proteger a las personas y el medio ambiente (Fenglian y Wang, 2011). La Electroquímica puede contribuir en gran medida a alcanzar este objetivo, especialmente en la remoción de metales pesados de las aguas residuales industriales, tema que ha sido exhaustivamente investigado (Janssen y Koene, 2002).

1.2 COLOIDE.

Generalmente, las aguas superficiales requieren de algún tratamiento antes de ser distribuidas al consumidor. Estas pueden contener sustancias, algunas de las cuales son peligrosas para la salud y otras simplemente crean problemas estéticos. Los sólidos suspendidos, y en particular los sólidos pequeños, son sustancias que no pueden ser removidos por un simple proceso de sedimentación. Estas sustancias son denominadas coloides (Kirchmer, 1977).

Los coloides son partículas en suspensión tales como arcilla, minerales, sedimento, materia orgánica e inorgánica finamente dividida, plancton y otros organismos microscópicos, causantes de turbiedad y color en el agua (Pérez *et al.*, 1984).

Las partículas coloidales se caracterizan por tener una gran superficie específica, es decir, una gran relación entre el área superficial y la masa. La Tabla 1.2 muestra el efecto de la disminución del tamaño de las partículas sobre el área superficial total y el tiempo de sedimentación requerido (Pérez *et al.*, 1984).

Tabla 1.2. Tiempos de sedimentación de diferentes partículas (Pérez *et al.*, 1984).

Diámetro de la partícula (mm)	Escala de tamaños	Área superficial total*	Tiempo requerido para sedimentar**
10	Grava	3.15 cm ²	0.3 seg.
1	Arena gruesa	31.5 cm ²	3 seg.
0.1	Arena fina	315 cm ²	38 seg.
0.01	Sedimento	3150 cm ²	33 min.
0.001	Bacteria	3.15 m ²	55 hrs.
0.0001	Partícula Coloidal	31.5 m ²	230 días
0.00001	Partícula Coloidal	0.283 ha	6.3 años
0.000001	Partícula Coloidal	2.830 ha	63 años

* Área de partículas del tamaño indicado, producida a partir de una partícula de 100 mm de diámetro y gravedad específica de 2.65.

** Cálculos basados en esferas con gravedad específica de 2.65 que sedimenta 30 cm.

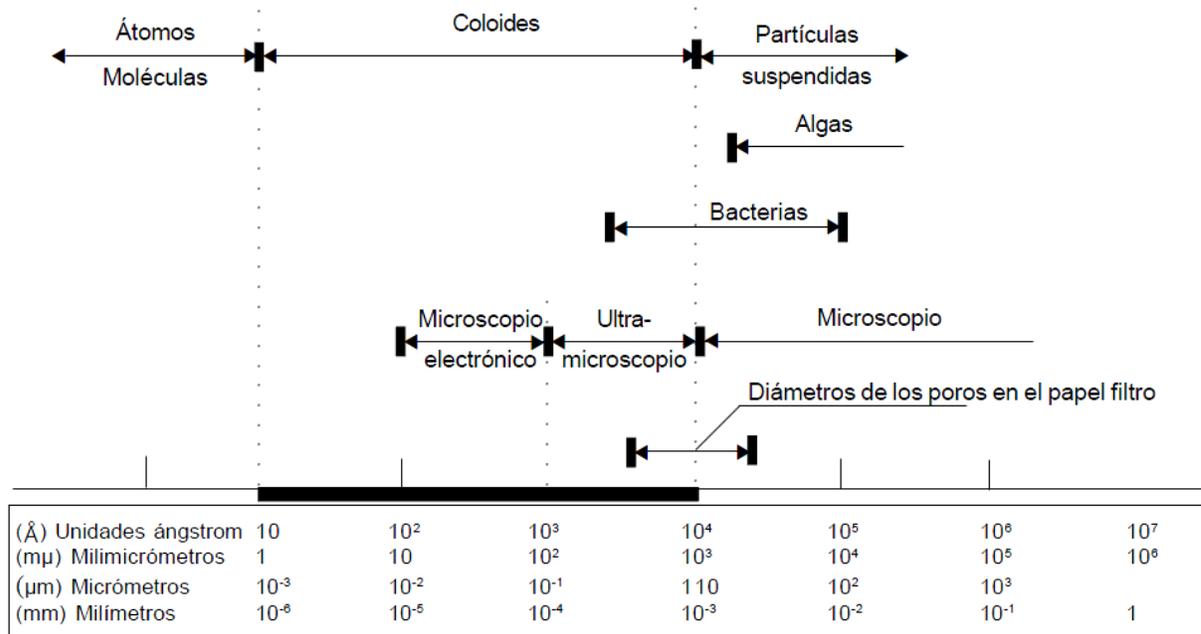


Figura 1.1. Distribución de tamaño de las partículas contenías en el agua (Kirchmer, 1977; Pérez et al., 1984)

No hay límites definidos de tamaño para las partículas coloidales, por lo general se considera que tienen una dimensión entre 1 y 1000 nanómetros aproximadamente. Los coloides entonces tienen un tamaño intermedio entre las partículas en disolución verdadera y las partículas en suspensión como se muestra en la Figura 1.1 (Kirchmer, 1977; Pérez et al., 1984).

Existen varios términos para distinguir los tipos de sistemas coloidales. Entre los más importantes para el tratamiento del agua son los sistemas coloidales hidrófobos o suspensores cuando repelen el agua, e hidrófilos o emulsores cuando presentan afinidad con ella (Kirchmer, 1977; (Pérez et al., 1984).

El calificativo hidrófobo (fobia al agua) es impropio ya que si una sustancia repele completamente un medio potencial de dispersión no podría siquiera ser mojada y tampoco habría dispersión. Lo cierto es que las sustancias hidrófobas muestran una atracción considerablemente menor por el agua que las hidrófilas (Kirchmer, 1977; Pérez et al., 1984).

En los sistemas coloidales hidrófobos, las propiedades de la superficie de las partículas son muy importantes, principalmente en las aguas naturales, que pueden contener varios tipos de arcillas.

Las arcillas y algunos óxidos metálicos son coloides hidrófobos muy importantes en el tratamiento del agua. Se caracterizan por ser termodinámicamente inestables con respecto a la formación de grandes cristales no coloidales. Los coloides hidrófilos comprenden disoluciones verdaderas, ya sea de moléculas grandes o de agregados de moléculas pequeñas (llamados *micelas*), cuyas dimensiones están dentro de los límites coloidales. Abarcan varios polímeros, tanto sintéticos como naturales y numerosas sustancias de importancia biológica, como proteínas, ácidos nucleicos, almidones y otras macromoléculas (Kirchmer, 1977; Pérez *et al.*, 1984).

1.2.1 Propiedades de los coloides

Los coloides ofrecen una variedad muy interesante de propiedades, de las principales que definen el comportamiento de los coloides en el agua son las siguientes:

I. Propiedades cinéticas.

Definen el comportamiento de las partículas coloidales referidas a su movimiento en el agua (Kirchmer, 1977; Pérez *et al.*, 1984).

a) Movimiento browniano.

Las partículas coloidales, presentan un movimiento constante e irregular dentro de la fase líquida. Su nombre proviene de su descubridor, el botánico escocés Robert Brown (1773 - 1858), quien observó por primera vez bajo el microscopio este movimiento constante en las partículas provenientes del polen. La teoría cinética explica este fenómeno como resultado del bombardeo desigual y casual de las partículas en suspensión por las moléculas del líquido. Al elevarse la temperatura del líquido, las moléculas adquieren mayor energía cinética y aumenta el movimiento browniano (Cánepa *et al.*, 2004).

El promedio de velocidad de las partículas puede expresarse con la fórmula siguiente:

$$\bar{v} = R/NT/m$$

donde:

R = constante molar de los gases = PV / T

N = número de Avogadro (6.02×10^{23})

T = temperatura absoluta (°K)

m = masa de la partícula

El valor $R/N = K$ es comúnmente llamado *constante de Boltzman*.

El movimiento browniano solo puede explicar la estabilidad de las dispersiones coloidales más pequeñas. Para tamaños de partículas mayores, los factores más importantes son las corrientes de convección termal y las velocidades bajas de sedimentación (Cánepa *et al.*, 2004).

b) Difusión.

Debido al movimiento browniano, es decir, al movimiento constante de las moléculas o partículas en el agua, las partículas coloidales tienden a dispersarse por todas partes en el sistema hídrico. A este fenómeno se le llama difusión (Cánepa *et al.*, 2004).

Como es de esperarse, la velocidad de difusión es menor que la velocidad media de las partículas en el movimiento browniano (Cánepa *et al.*, 2004).

c) Presión osmótica.

La ósmosis es el flujo espontáneo que se produce cuando un disolvente (agua) atraviesa una membrana que la separa de un sistema coloidal (agua con coloides). Esta membrana es permeable al disolvente pero no a los coloides; por tanto, la dilución puede ocurrir únicamente con el movimiento del disolvente hacia el sistema coloidal a través de la membrana (Cánepa *et al.*, 2004).

Este fenómeno ocurre en forma espontánea. Al transporte del disolvente hacia la disolución se le denomina *flujo osmótico*. A la presión hidrostática necesaria para detener el flujo osmótico, que alcanza así un estado de equilibrio, se le denomina *presión osmótica* (Cánepa *et al.*, 2004).

En la práctica, es posible calcular el número de partículas y el peso promedio de ellas en sistemas coloidales mediante la determinación experimental de la presión osmótica (Cánepa *et al.*, 2004).

II. **Propiedad óptica:** *Efecto Tyndall-Faraday.*

El efecto Tyndall-Faraday es un fenómeno por el cual las partículas coloidales provocan la dispersión de la luz cuando esta pasa a través de una suspensión coloidal. La dispersión es directamente proporcional al tamaño de las partículas. Dicho efecto es utilizado para la determinación de la turbiedad por medio de un nefelómetro. Cabe destacar, sin embargo, que por la naturaleza de la medición, la turbiedad no se relaciona con el número de partículas que la provocan, ni siquiera con la masa total (Cánepa *et al.*, 2004).

III. **Propiedad de superficie:** *adsorción.*

Las partículas coloidales se caracterizan por tener una gran superficie específica, definida como la relación entre el área superficial y la masa. En la Tabla 1.2 se puede apreciar el efecto de la disminución del tamaño de las partículas sobre el área total superficial y el tiempo de sedimentación requerido. La gran superficie específica da a los coloides una gran capacidad de adsorción, por lo tanto, resulta impráctico sedimentar las partículas coloidales sin tratamiento químico previo (Cánepa *et al.*, 2004).

IV. **Propiedad electrocinética:** *electroforesis.*

La electroforesis es un fenómeno que permite comprender la estabilidad de las dispersiones coloidales, demostrando que las partículas coloidales tienen carga eléctrica. Este fenómeno fue descubierto por Ferdinand Frederic Reuss en 1807, observando que al pasar una corriente directa a través de una solución coloidal las partículas son atraídas a los electrodos positivos o a los negativos, lo que demuestra que poseen carga eléctrica y que se mueven de acuerdo al signo que

tengan hacia el electrodo de signo opuesto. Por lo general, los coloides presentan carga negativa; es decir, en la electroforesis son atraídos por el electrodo positivo (Cánepa *et al.*, 2004).

1.2.2 Estabilidad e inestabilidad de los coloides.

Las suspensiones coloidales están sujetas a ser estabilizadas y desestabilizadas (Cánepa *et al.*, 2004).

- Entre las fuerzas de estabilización o repulsión se encuentran las siguientes:
 - ❖ *La carga de las partículas.*
 - ❖ *La hidratación*, que generalmente es importante para los coloides hidrófilos.

- Los factores de atracción o desestabilización son los siguientes:
 - ❖ *La gravedad*; debido al tamaño de las partículas coloidales resulta insignificante su desestabilización.
 - ❖ *El movimiento browniano*. Permite que las partículas entren en contacto, lo que constituye un requerimiento para la desestabilización.
 - ❖ *La fuerza de Van der Waals.*

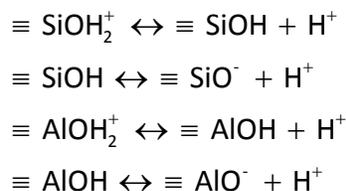
I. Fuerza de estabilización: Carga eléctrica de los coloides.

Las propiedades electrocinéticas de los coloides demuestran que éstos tienen carga eléctrica, por lo general negativa, la misma que puede originarse de varias maneras (Cánepa *et al.*, 2004):

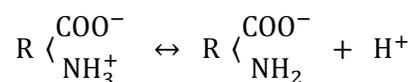
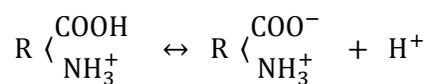
- a) *Grupos presentes en la superficie sólida* pueden recibir o donar protones al reaccionar con el agua.

Ejemplo:

1. Óxido insoluble en la superficie como el Si(OH), el cual puede tornarse positivo o negativo.



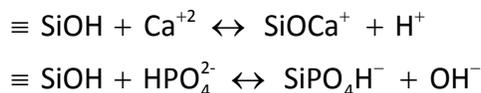
2. Sustancias orgánicas con grupos carboxílicos y aminas, las que reaccionan de la siguiente forma:



En todas estas reacciones, la carga superficial de la partícula sólida depende de la concentración de protones (H^+) y, por tanto, del pH del agua. Con el aumento del pH disminuye la concentración de protones, el equilibrio de las reacciones se desplaza hacia la derecha y la superficie sólida se torna más negativa (Cánepa *et al.*, 2004).

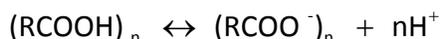
Para valores de pH superiores a 2, la sílice se torna negativa en el agua, mientras que los grupos carboxílico y amina generalmente se presentan negativos para valores de pH mayores de 4 (Cánepa *et al.*, 2004).

- b) *Grupos superficiales* pueden reaccionar en el agua con otros solutos además de protones. Así, considerando la sílice como un óxido representativo, se tiene:

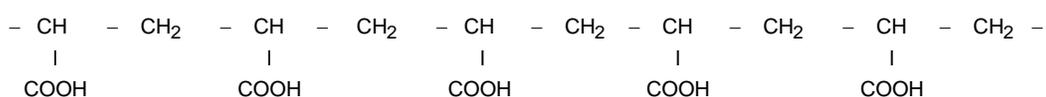


La formación de estos complejos envuelve reacciones químicas específicas entre grupos de la superficie de la partícula (grupo silanol, por ejemplo) y solutos absorbidos (ion fosfato, por ejemplo); son dependientes del pH (Cánepa *et al.*, 2004).

En general, la carga originada en las partículas con grupos ionogénicos es la más fácil de entender, debido a que su formación es exactamente igual a la de las especies iónicas derivadas de moléculas, tales como el ácido acético:



Un ejemplo de este tipo de coloides, responsables del color de tipo orgánico, son las proteínas y los ácidos poliacrílicos.



- c) Por otro lado, las cargas pueden ser el resultado de imperfecciones de la estructura molecular, como en el caso de las arcillas que se encuentran en suspensión en aguas turbias. Como ejemplo de este tipo de imperfecciones se puede mencionar la estructura reticular en tetraedro del SiO_4 . El ion de Si^{+4} puede ser reemplazado por uno de Al^{+3} y la estructura reticular resultará con carga negativa. Esto se puede ilustrar de la siguiente manera:

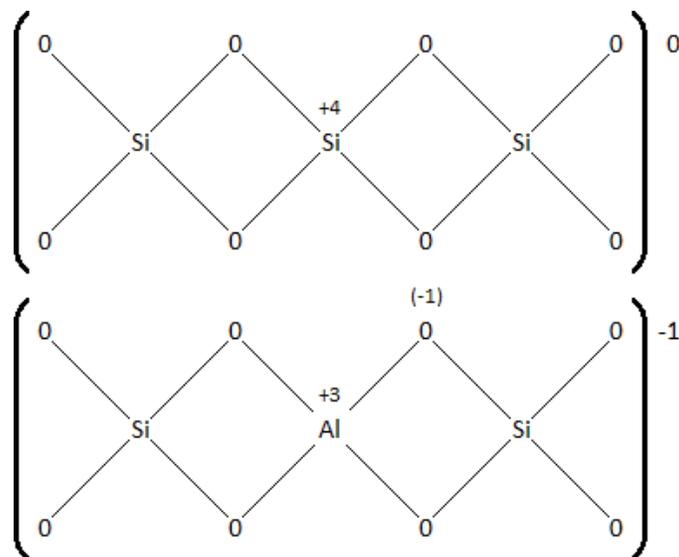


Figura 1.2. Estructura reticular del tetraedro de silicio (Kirchmer, 1977; Pérez *et al.*, 1984).

Las partículas coloidales también pueden ser cargadas como resultado de la adsorción de iones de la disolución. Por ejemplo, las partículas coloidales de yoduro de plata (AgI) pueden cargarse positiva o negativamente, dependiendo del exceso de iones de plata (Ag^+) o de iones de yoduro (I^-) (Cánepa *et al.*, 2004).

En la práctica, no es muy importante conocer por qué el coloide tiene carga, pero sí lo es saber que posee carga y que ésta contribuye a la estabilización de la suspensión coloidal (Cánepa *et al.*, 2004).

II. **Fuerza de desestabilización:** *Fuerzas de Van Der Waals.*

La principal fuerza atractiva entre las partículas coloidales es la fuerza de Van Der Waals, una fuerza débil de origen eléctrico, postulada por primera vez por el químico holandés Johannes Diderik van der Waals. Estas fuerzas siempre atractivas, que decrecen rápidamente con la distancia, se deben a la interacción de dipolos permanentes o inducidos en las partículas (Cánepa *et al.*, 2004).

1.2.3 Doble capa eléctrica.

Como se ha mencionado, las partículas coloidales tienen carga eléctrica. Sin embargo, la dispersión coloidal (la fase sólida y acuosa juntas) no presentan una carga eléctrica neta, debido a que la carga negativa del coloide es balanceada con los iones de carga contraria presentes en el agua. Por lo tanto, existe una doble capa eléctrica en cada interface entre un sólido y el agua. Esta doble capa, también denominada *capa compacta* o *capa adherida* está constituida por la partícula con carga y un exceso igual de iones con carga contraria (contraiones) que se acumulan en el agua cerca de la superficie de la partícula (Kirchmer, 1977; Pérez *et al.*, 1984).

Para explicar este concepto, se han presentado, sucesivamente, tres teorías:

1. La primera supone que acudirán a la superficie del coloide, tantos iones positivos (contraiones) del medio dispersante para neutralizar su carga, formando así una primera capa alrededor de él, en la que caerá todo el potencial Ψ_0 . Esta fue la teoría inicial propuesta por Helmholtz en 1879 y analizada por Nernst diez años más tarde (Arboleda, 1972).
2. Gouy en 1910 y Chapman en 1913 demostraron que la teoría de Helmholtz-Nernst, no era adecuada, pues la agitación térmica del líquido tiende a separar los contraiones de la superficie del coloide y a formar una *capa difusa* alrededor de ella, en la que el potencial cae lentamente prolongándose hasta una distancia δ dentro del líquido que la rodea (Arboleda, 1972).
3. En 1924 Stern mostró que era necesario aceptar la posibilidad de la coexistencia de las teorías de Helmholtz y las de Gouy, considerando la formación de una *capa adherida* y una *capa difusa* alrededor del coloide. El potencial Ψ_0 cae rápidamente en la *capa adherida* y lentamente en la *capa difusa* (Arboleda, 1972).

A esta última suelen referirse como *doble capa difusa de Stern-Gouy*. En este modelo hay tres potenciales de interés:

- ❖ El potencial Ψ_0 en la superficie coloidal. Es un potencial eléctrico creado por la presencia del coloide en el agua, que disminuye con la distancia, a partir de la superficie del mismo, donde es máximo. Se le denomina *potencial de Nernst*.
- ❖ El potencial $\Psi\phi$ (Phi), en el interior de la superficie de la doble capa, donde comienza la capa difusa.
- ❖ El potencial $\Psi\zeta$ (Zeta) en el plano de cizalla.

El plano de cizalla es el que separa del resto de la dispersión la sección de la capa que se mueve con la partícula formando parte integral de ella; y está situado en algún punto, entre la superficie interior y la superficie exterior de la doble capa. Como no se puede separar el coloide de los contraiones que lo rodean, el único potencial que se puede determinar es el potencial zeta, o sea el potencial en la superficie del plano de cizalla (Arboleda, 1972).

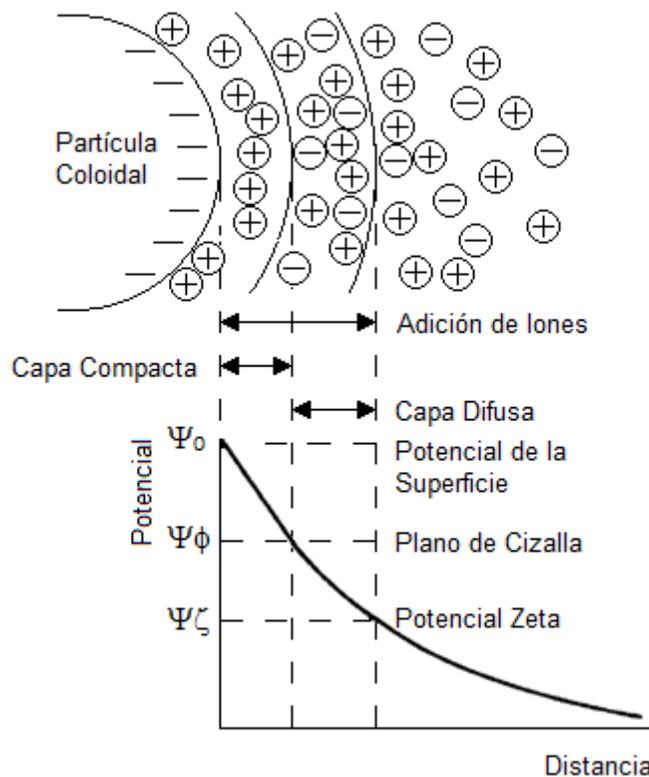


Figura 1.3. Modelo de la doble capa difusa de Stern-Gouy (Kirchmer, 1977; Pérez et al., 1984).

El potencial zeta puede ser calculado de varias maneras basándose en fenómenos electrocinéticos, de electroforesis y potencial de corriente de las partículas coloidales. Comúnmente se emplea la electroforesis. Se determina la velocidad electroforética de migración observando con un microscopio las partículas coloidales en un campo eléctrico. El valor experimental de la velocidad de migración de las partículas coloidales en un campo eléctrico puede ser convertido a potencial zeta con las ecuaciones de Helmholtz-Smoluchowski, Henry o Debye-Huckel, de acuerdo con el tamaño de la partícula y la concentración de electrolitos (Kirchmer, 1977; Pérez *et al.*, 1984).

Debido a incertidumbre sobre los valores asignados a las constantes en las ecuaciones, el cálculo del potencial zeta puede diferir del valor real. Por esta razón, algunos prefieren referirse a *movilidades electroforéticas* en lugar de *potencial zeta*. La movilidad electroforética es directamente proporcional al potencial zeta, y se expresa en unidades experimentales (Kirchmer, 1977; Pérez *et al.*, 1984).

$$\frac{\text{micrómetros} / \text{segundo}}{\text{voltio} / \text{cm}}$$

1.2.4 Interacción entre fuerzas de atracción y repulsión en las partículas coloidales.

Cuando dos partículas coloidales se aproximan una a la otra, dos fuerzas opuestas entran en acción. La carga coloidal ocasiona que las partículas se rechacen, mientras que las fuerzas de Van Der Waals acercan a las partículas entre sí (Kirchmer, 1977; Pérez *et al.*, 1984).

La interacción entre las fuerzas de repulsión de origen eléctrico y de atracción de Van Der Waals, y entre partículas coloidales que se mueven continuamente, debido al movimiento browniano, contribuye a la estabilidad del sistema (Cánepa *et al.*, 2004).

La energía potencial de interacción (atracción de Van Der Waals y repulsión de carga eléctrica) de estas partículas se ilustra en la Figura 1.4. La curva de atracción de Van Der Waals es fija mientras que la repulsión eléctrica puede ser disminuida por medio de un aumento en la solución de iones de carga opuesta. Cuando se disminuye el potencial repulsivo disminuye también la curva resultante de interacción. Por lo tanto, las partículas pueden acercarse suficientemente para ser desestabilizadas por la energía atractiva de Van Der Waals (Cánepa *et al.*, 2004).

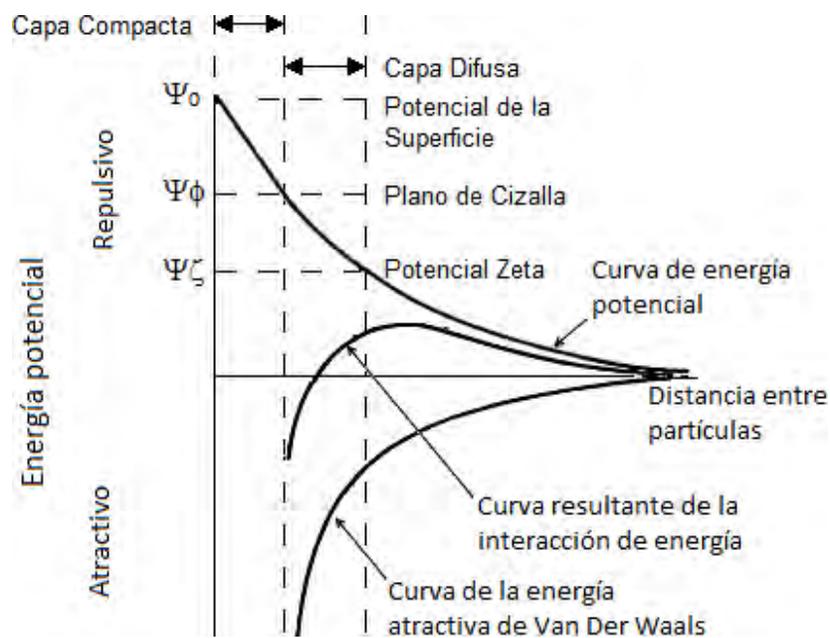


Figura 1.4. Energía potencial de interacción entre dos coloides (Kirchmer, 1977; Pérez *et al.*, 1984).

1.3 COAGULACIÓN QUÍMICA.

Los procesos de coagulación se pueden utilizar para tratar varios tipos de aguas, siendo las más comunes: el suministro de agua, aguas residuales urbanas, y las aguas residuales procedentes de diferentes tipos de industrias, como la industria textil, química, farmacéutica, metalmecánica y fábricas petroquímicas (Cañizares *et al.*, 2005).

Como se ha descrito anteriormente, las aguas residuales contienen partículas contaminantes con una amplia variedad de formas, tamaños, densidades, etc., que influyen en su comportamiento en el agua y, por tanto, su capacidad de ser eliminados. El tamaño de las partículas, sobre todo el de las partículas coloidales, afecta a la rapidez con que se hundan o flotan, además, estas partículas presentan una carga superficial negativa, lo que impide su agregación y las lleva a permanecer en un medio que favorece su estabilidad (Aguilar *et al.*, 2003).

Los iones de carga opuesta presentes en el seno de la disolución, normalmente iones hidroxilo (OH^-) o iones de hidrógeno (H^+), son atraídos a las partículas contaminantes, dando lugar a la formación de una doble capa eléctrica dividida por la capa difusa y la capa de Stern, provocando un sistema coloidal estable, debido a que las fuerzas de repulsión entre las partículas predominan sobre las fuerzas de atracción másica que existen entre las mismas (Holt *et al.*, 2002).

La coagulación química puede ser definida, como la desestabilización de las partículas en suspensión coloidal, de modo que se reduzcan las fuerzas de repulsión electrostática que existen entre dos partículas y predominen las fuerzas atractivas de Van der Waals, permitiendo así la agregación de las partículas mediante la compresión de la capa difusa, adsorción y neutralización de la carga, el mecanismo de barrido, y formación del puente de hidrógeno (Holt *et al.*, 2002).

Comúnmente, los procesos convencionales de coagulación implican tres etapas. En la primera etapa, se añaden reactivos químicos a las aguas residuales, y estos reactivos producen la desestabilización de los contaminantes (o la formación de partículas con reducida solubilidad). La finalidad de la segunda etapa es el logro de la formación de sólidos con un tamaño más grande, y que se obtiene por una mezcla suave que permite la colisión entre las partículas y su agregación.

La última etapa consiste en la separación de los sólidos, ya sea por decantación o flotación mediante aireación (Cañizares *et al.*, 2009).

La adición de reactivos químicos a las aguas residuales usualmente suelen ser (una sal de catión polivalente) de hierro y aluminio (Mollah *et al.*, 2001; Holt *et al.*, 2002).

1.4 ELECTROQUÍMICA.

Con un rápido crecimiento de la población mundial y un creciente número de informes sobre los efectos perjudiciales en el medio ambiente, su protección se ha convertido en un problema importante y un factor crucial para el futuro del progreso tecnológico, lo cual tendrá que cumplir con los requisitos para el desarrollo sustentable (Simonsson, 1997).

Las técnicas de tratamiento electroquímico han atraído una gran atención debido a los beneficios que incluyen: compatibilidad ambiental, versatilidad, alta eficiencia energética, seguridad, selectividad, susceptibilidad de automatización y rentabilidad (Yi *et al.*, 2009; Jüttner *et al.*, 2000; Martínez y Brillas, 2009; Aji *et al.*, 2012). Además de éstos, se pueden añadir las siguientes ventajas: los sistemas basados en electroquímica permiten tener un control y reacciones rápidas, viabilidad en sistemas más pequeños y en lugar de utilizar productos químicos y microorganismos, emplear sólo electrones para facilitar el tratamiento de agua y de aguas residuales (Aji *et al.*, 2012).

La electroquímica ofrece estrategias para la protección del medio ambiente, que incluyen tanto el tratamiento de residuos y efluentes procedentes de instalaciones industriales o municipales, así como el desarrollo de nuevos procesos más limpios y productos menos nocivos con el medio ambiente (Martínez y Brillas, 2009; Simonsson, 1997).

En la última década, el tratamiento electroquímico se ha utilizado con frecuencia para el tratamiento de diversas aguas residuales industriales, debido al hecho de que su reactivo principal, el electrón, es un reactivo limpio (Yi *et al.*, 2009; Jüttner *et al.*, 2000; Martínez y Brillas, 2009).

La Electrocoagulación y la Electrooxidación son los principales procedimientos electroquímicos más utilizados para la remoción de contaminantes en las aguas residuales (Yi *et al.*, 2009; Martínez y Brillas, 2009).

La Electrocoagulación consiste en la generación in situ de coagulantes por la electrodisolución de un ánodo de sacrificio (por lo general de aluminio o de hierro), con la formación simultánea de

iones hidroxilo y gas hidrógeno en el cátodo. Por lo tanto, la electrodisolución del ánodo de sacrificio conduce a la formación de productos de hidrólisis como son, hidróxidos y/o polihidróxidos de aluminio o hierro (Cañizares *et al.*, 2005; Yi *et al.*, 2009).

Por otro lado, la Electro-oxidación es el procedimiento electroquímico más popular para la eliminación de los contaminantes orgánicos de las aguas residuales (Martínez y Brillas, 2009), el contaminante se destruye en la disolución como resultado de los oxidantes fuertes generados por las reacciones electroquímicas (Yi *et al.*, 2009).

Estos procesos electroquímicos proporcionan valiosos resultados en la remoción de compuestos tóxicos causados por procesos industriales. Además, la alta selectividad de muchos procesos electroquímicos ayuda a prevenir la producción de subproductos no deseados, que en muchos casos tienen que ser tratados como residuos (Jüttner *et al.*, 2000). Las tecnologías electroquímicas han llegado a un estado tal, que no sólo son comparables con otras tecnologías en términos de costo, sino también son más eficientes y más compactos (Chen, 2004), por lo tanto, tienen el potencial para reemplazar a los procesos sofisticados que requieren de grandes volúmenes y/o número de productos químicos (Aji *et al.*, 2012).

La mayoría de los estudios se han centrado en la eficiencia de eliminación de un contaminante específico, la manipulación de parámetros tales como la conductividad, el pH, la densidad de corriente, materiales de los electrodos, para este último, desde un punto de vista electroquímico, la elección del material del electrodo es de gran importancia, ya que puede influir en el mecanismo, la eficiencia, y en consecuencia las reacciones electroquímicas que ocurren (Yi *et al.*, 2009).

1.4.1 Electrolisis.

La electrólisis es un proceso donde la energía eléctrica cambia a energía química dando como resultado una separación de sustancias por medio de la electricidad. El proceso sucede en un electrólito, una solución acuosa o sales disueltas que dan la posibilidad a los iones de ser

transferidas entre dos electrodos. El electrolito es la conexión entre los dos electrodos que también están conectados con una corriente directa. Esta unidad se llama celda electrolítica y se muestra en la Figura 1.5 (Lenntech, 1998):

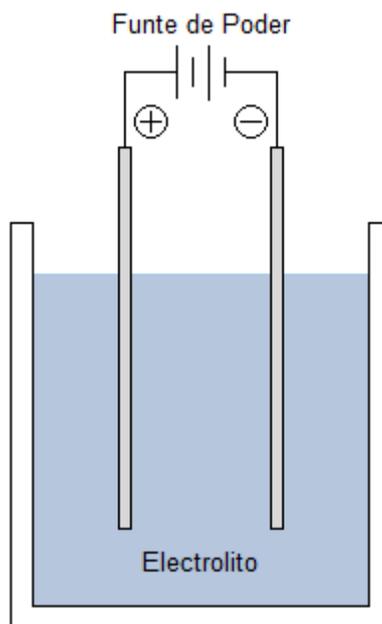


Figura 1.5. Celda electrolítica (Lenntech, 1998).

Cuando se aplica una corriente eléctrica, los iones positivos migran al cátodo mientras que los iones negativos lo hacen hacia el ánodo. Los iones positivos se llaman cationes y son todos los metales. Debido a su valencia, perdieron electrones, por lo que en algún momento pueden volver a recuperarlos. Los aniones son iones con carga negativa. Si los cationes entran en contacto con el cátodo, captan de nuevo los electrones que perdieron y pasan al estado elemental. Los aniones reaccionan de una manera opuesta. Si entran en contacto con el ánodo, ceden sus electrones y pasan al estado elemental. En el electrodo, los cationes serán reducidos y los aniones serán oxidados (Lenntech, 1998).

1.5 COMPARACIÓN ENTRE LA ELECTROCOAGULACIÓN Y LA COAGULACIÓN QUÍMICA.

La coagulación química y la electrocoagulación comparten el mismo fenómeno en el que las partículas cargadas en suspensión coloidal se neutralizan por la colisión mutua con iones hidróxido metálicos y se aglomeran (Comninellis y Chen, 2010). Sin embargo, la principal diferencia entre la electrocoagulación y la coagulación química es que la electrocoagulación es más eficaz en la desestabilización de las partículas coloidales (Chen *et al.*, 2002). En la coagulación química, se hidrolizan de sales metálicas, basadas en aluminio o hierro, por ejemplo, los sulfatos y cloruros de aluminio y de hierro son muy utilizados como coagulantes en el tratamiento del agua. Por otro lado, la electrocoagulación es un proceso que consiste en la generación in situ del coagulante por la electrodisolución de ánodos solubles, generalmente de hierro o aluminio (Comninellis y Chen, 2010).

Hay algunas ventajas para la electrocoagulación en comparación con la coagulación química, que son los siguientes (Comninellis y Chen, 2010):

- En el proceso de coagulación química, la hidrólisis de las sales metálicas da lugar a una disminución del pH. La coagulación química es muy sensible al cambio de pH y la coagulación efectiva se consigue a valores de pH entre 6 y 7. Mientras que en la electrocoagulación, el efecto de la neutralización del pH hace efectiva una gama mucho más amplia de pH (4 - 9).
- Los flóculos formados en la *electrocoagulación* son similares a los flóculos formados en la coagulación química, pero los flóculos de la electrocoagulación tienden a ser mucho más grandes, contienen menos agua *combinada*, son resistentes a los ácidos y más estables.
- El proceso de coagulación química, siempre es seguido por sedimentación y filtración. Mientras que en el proceso de electrocoagulación, puede ser seguido por sedimentación o flotación. Debido a que en el proceso de electrocoagulación se forman burbujas de gas, producidas por la electrólisis del agua, pueden llevar al contaminante a la parte superior de la solución en la que puede ser fácilmente concentrado y retirado.

- El uso de productos químicos que se evita en el proceso de electrocoagulación, también evita una contaminación secundaria y la necesidad de neutralizarlos.
- El proceso de *electrocoagulación* tiene la ventaja de tratar el agua a una baja temperatura y baja turbidez. En este caso, la coagulación química tiene dificultad para lograr un resultado satisfactorio.
- La producción de lodos en la electrocoagulación es mínima.

Aunque la electrocoagulación ha estado disponible durante más de un siglo, hoy en día el diseño de una unidad de electrocoagulación industrial todavía se basa en el conocimiento empírico, debido a la falta de modelos disponibles (Chen *et al.*, 2002).

Capítulo 2

Electrocoagulación

La Electrocoagulación es una tecnología electroquímica para el tratamiento de agua y aguas residuales (Moreno *et al.*, 2009).

La electrocoagulación es un proceso electroquímico que elimina simultáneamente los metales pesados, sólidos en suspensión, orgánicos en emulsiones y muchos otros contaminantes de agua usando electricidad en lugar de los costosos reactivos químicos (KASELCO, 2011) involucra muchos fenómenos físicos y químicos con el fin de suministrar iones en la corriente de aguas residuales (Mollah *et al.*, 2004).

El proceso de Electrocoagulación se basa en la continua producción in situ de un coagulante en el agua contaminada (Heidmann y Calmano, 2008), disolviendo eléctricamente, ya sea iones de aluminio o de hierro a partir de electrodos de los mismos elementos (Chen, 2004), llevando a cabo una neutralización de la carga eléctrica para la eliminación de contaminantes. Una vez cargadas, las partículas se unen como pequeños imanes para formar una masa (Emamjomeh y Sivakumar, 2009).

La generación de iones metálicos se lleva a cabo en el ánodo, mientras que en el cátodo pequeñas burbujas de gas hidrógeno son producidas. El gas hidrógeno también ayudaría a flotar las partículas floculadas a la superficie (Chen, 2004).

Los iones metálicos pueden reaccionar con el OH^- producido en el cátodo durante la formación del H_2 , formando hidróxidos insolubles que adsorben los contaminantes y contribuyen a la coagulación (Parga *et al.*, 2005).

Así, una gama de especies coagulantes e hidróxidos son formados para desestabilizar y coagular partículas suspendidas o adsorber y precipitar contaminantes disueltos (Heidmann y Calmano, 2008). Utilizando placas de aluminio o de hierro como electrodos se pueden producir iones Al^{3+} o Fe^{2+} que resultan ser excelentes coagulantes mediante la aplicación de un voltaje de corriente directa (Chen *et al.*, 2002).

Los mecanismos de remoción en electrocoagulación incluyen oxidación, reducción, coagulación, absorción, adsorción, precipitación y flotación (Parga *et al.*, 2005).

2.1 HISTORIA DE LA ELECTROCOAGULACIÓN.

El primer ensayo reportado que se efectuó para tratar el agua utilizando electricidad fue propuesto en el Reino Unido entre 1888 y 1889 por Webster (Chen, 2004; Arango, 2005).

La Electrocoagulación con electrodos de aluminio y hierro ha sido una tecnología emergente desde 1909 con la primera patente concedida a J. T. Harries en los Estados Unidos (Chen, 2004; Moreno *et al.*, 2009). En 1911 operaban plantas de tratamiento de lodos electrolíticos en diversas partes de los Estados Unidos (Holt *et al.*, 2005). Para 1946 la Electrocoagulación del agua potable fue aplicada por primera vez a gran escala. Este método utilizó ánodos de aluminio para producir flóculos de hidróxido de aluminio por reacción en el electrodo seguido por la hidrólisis. Los flóculos electrogenerados sedimentaron rápidamente, eliminando el color del agua potable. En 1956, el agua del río en Gran Bretaña es tratada con electrodos de hierro con un tipo similar de sistema. Las investigaciones realizadas en 1946 y en 1956 mostraron resultados prometedores, como la eliminación del color y una alta calidad del agua en pruebas de turbidez, pero los métodos no fueron ampliamente aceptados debido a algunas de las expectativas a la gran inversión de capital y el costoso suministro de energía en comparación con la utilización de productos químicos (Chen, 2004; Matteson *et al.*, 1995). En la década de 1980, había una gran cantidad de trabajos realizados por científicos rusos empleando la Electrocoagulación en una variedad de maneras para el tratamiento de aguas residuales, y en la eliminación de aceites en aguas mezcladas con ellos (Matteson *et al.*, 1995).

Con el creciente nivel de suministro de agua potable y las estrictas regulaciones ambientales con respecto a la descarga de aguas residuales, las tecnologías electroquímicas han recuperado su importancia a nivel mundial durante las últimas dos décadas (Chen, 2004).

Hoy en día, las tecnologías electroquímicas han alcanzado un estado tal que no sólo son comparables con otras tecnologías en términos de costo, sino también son más eficientes y más compactos (Chen, 2004).

2.2 REACTOR DE ELECTROCOAGULACIÓN.

En su forma más simple, un reactor de Electrocoagulación puede estar compuesto por una celda electrolítica con un ánodo y un cátodo (Mollah *et al.*, 2001).

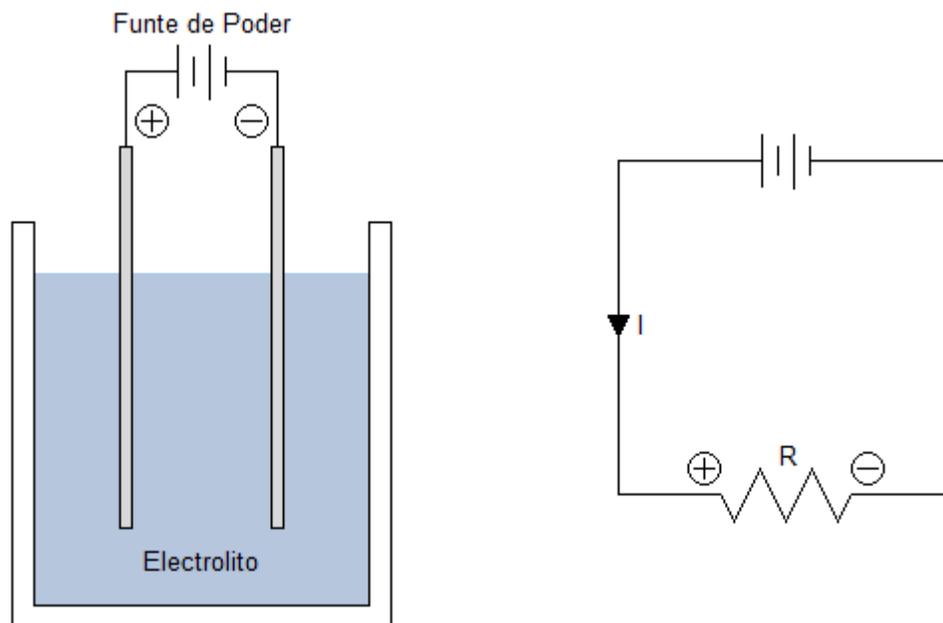


Figura 2.1. Esquema de una celda sencilla con dos electrodos monopolares y su correspondiente diagrama eléctrico (Pretorius *et al.*, 1991).

2.2.1 Aspectos técnicos.

El sistema para la electrocoagulación requiere de una fuente de corriente directa, un regulador de densidad de corriente y de un multímetro para leer los valores de corriente. Las placas de metal conductoras se conocen comúnmente como electrodos de sacrificio (Mollah *et al.*, 2001), los materiales más comúnmente usados son el aluminio ó el hierro (Chen, 2004).

Para mejorar el rendimiento de la celda de Electrocoagulación es necesario intercambiar la polaridad del electrodo de forma intermitente. Sin embargo, una celda de Electrocoagulación con

dos electrodos no es el adecuado para el tratamiento de aguas residuales, ya que para una optima tasa de disolución del metal, se requiere el uso de electrodos de gran área superficial (Mollah *et al.*, 2004). En este sentido, los factores importantes que se debe considerar entre los diseños alternativos es el tipo de flujo, es decir, si el reactor se configuró como un proceso por lotes (Batch) o un sistema continuo, la configuración de los electrodos y los tipos de conexión (bipolar y monopolar) (Piña *et al.*, 2011). Estos factores representan una gran ventaja, dado que los requerimientos de coagulantes de dichos diseños de reactores son esencialmente fijas (Holt *et al.*, 2005).

El reactor por lotes (Batch) opera típicamente con un volumen constante de agua por ciclo de tratamiento (Holt *et al.*, 2005), mientras que el sistema continuo maneja un flujo de tipo serpentina, esta configuración permite el uso de múltiples cambios en la polaridad a lo largo de la ruta de acceso dado que el flujo pasa por todos los espacios entre los electrodos (Mollah *et al.*, 2004).

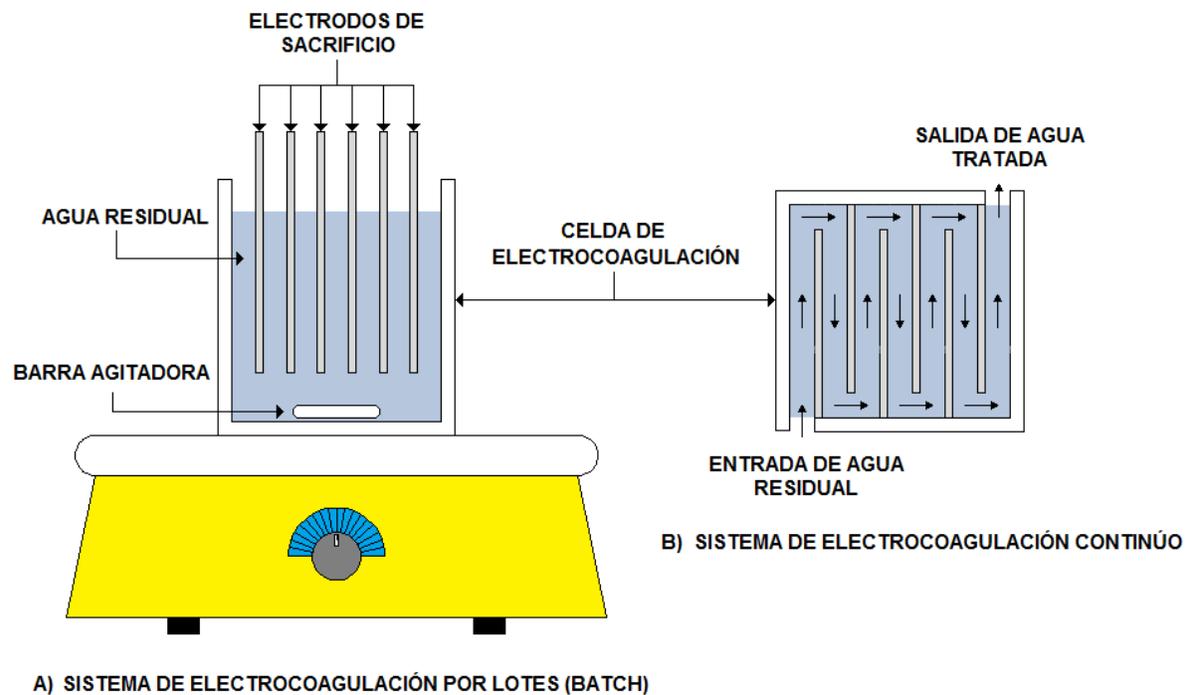


Figura 2.2. Representación esquemática de dos tipos de reactores, Batch y Continuo (Mollah *et al.*, 2004).

2.2.2 Electrodos monopolares con conexiones en serie.

Cada par de electrodos de sacrificio está conectado internamente uno al otro, sin tener conexiones con los electrodos exteriores (electrodos monopolares), solo estos electrodos monopolares están conectados a la fuente de poder. En este arreglo se requiere una alta diferencia de potencial, para un determinado flujo de corriente, porque las celdas conectadas en serie generan una alta resistencia; sin embargo, la misma corriente eléctrica fluiría a través de todos los electrodos. (Pretorius *et al.*, 1991; Mollah *et al.*, 2001).

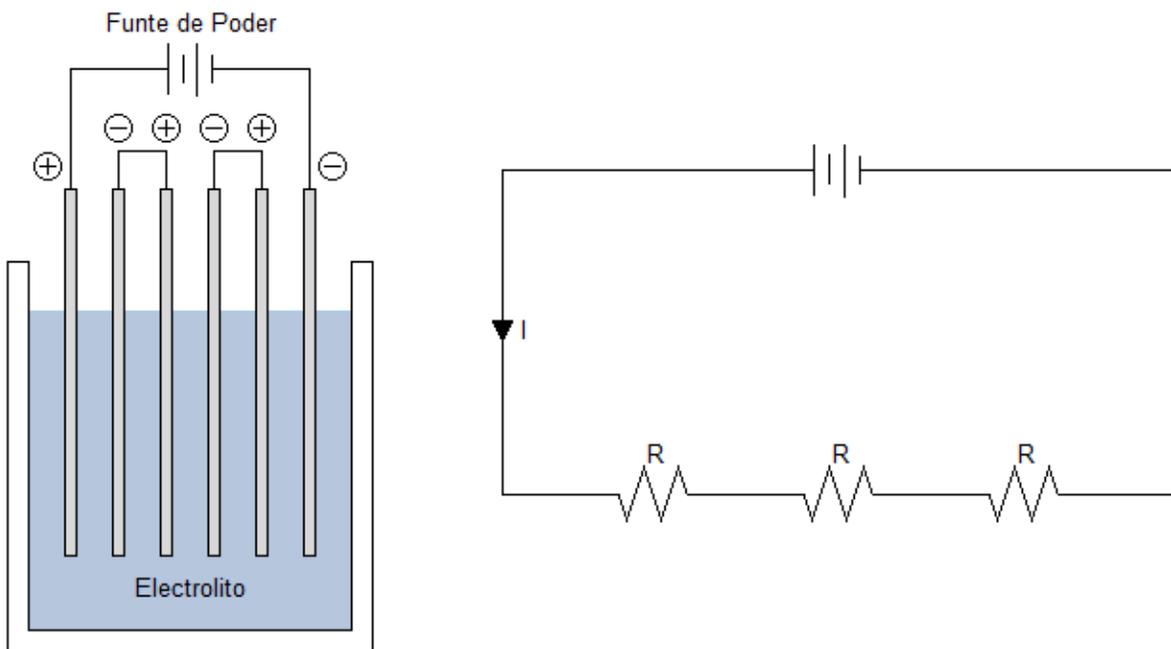


Figura 2.3. Esquema de una celda electrolítica con electrodos monopolares y conexión en serie y su correspondiente diagrama eléctrico (Pretorius *et al.*, 1991).

2.2.3 Electrodo monopolares con conexiones en paralelo.

El arreglo en paralelo esencialmente consiste en pares de electrodos anódicos colocados entre pares de electrodos catódicos. En este arreglo la corriente eléctrica es dividida entre todos los electrodos en relación a la resistencia de las celdas individuales, mientras que la diferencia de potencial sería la requerida por la celda individual (Pretorius *et al.*, 1991; Mollah *et al.*, 2001)

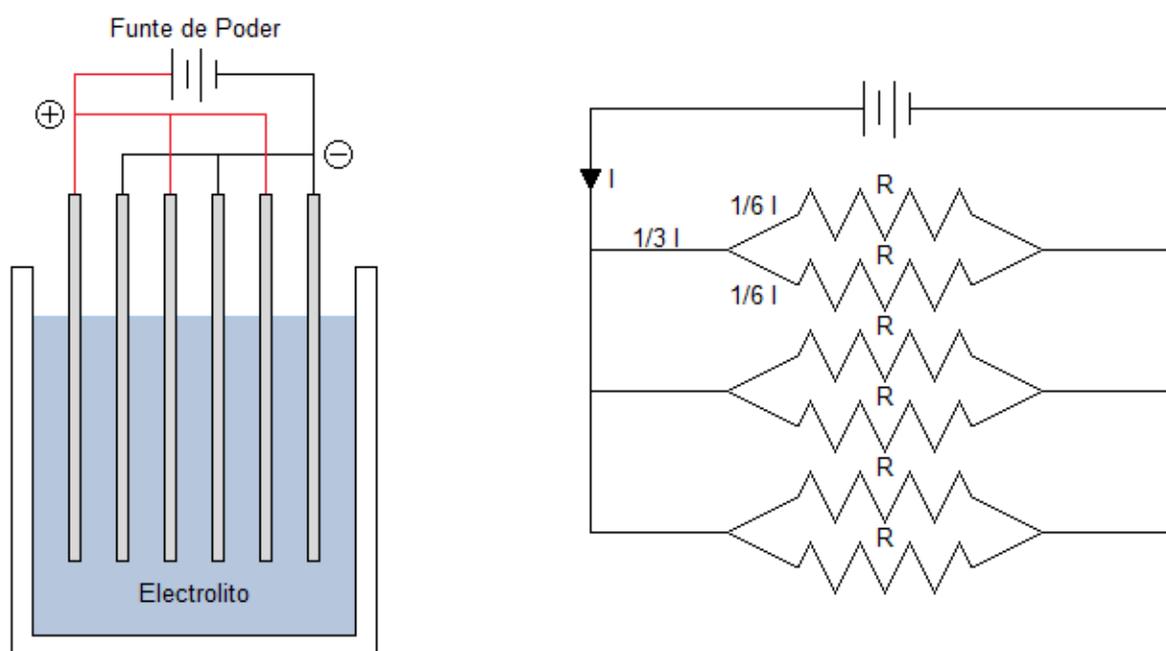


Figura 2.4. Esquema de una celda electrolítica con electrodos monopolares y conexión en paralelo y su correspondiente diagrama eléctrico (Pretorius *et al.*, 1991).

2.2.4 Electrodo**s** bipolares con conexiones en paralelo.

En este caso, los electrodos de sacrificio se colocan entre los dos electrodos monoplares sin ninguna conexión eléctrica. Sólo los dos electrodos monoplares están conectados a la fuente de energía eléctrica sin interconexiones entre los electrodos de sacrificio. Cuando una corriente eléctrica pasa a través de los dos electrodos monoplares, los lados neutrales de los electrodos de sacrificio se transformarán a lados con carga opuesta en comparación con el electrodo monopolar paralelo al lado de él. Los electrodos de sacrificio en este caso también se conocen como electrodos bipolares (Pretorius *et al.*, 1991; Mollah *et al.*, 2001).

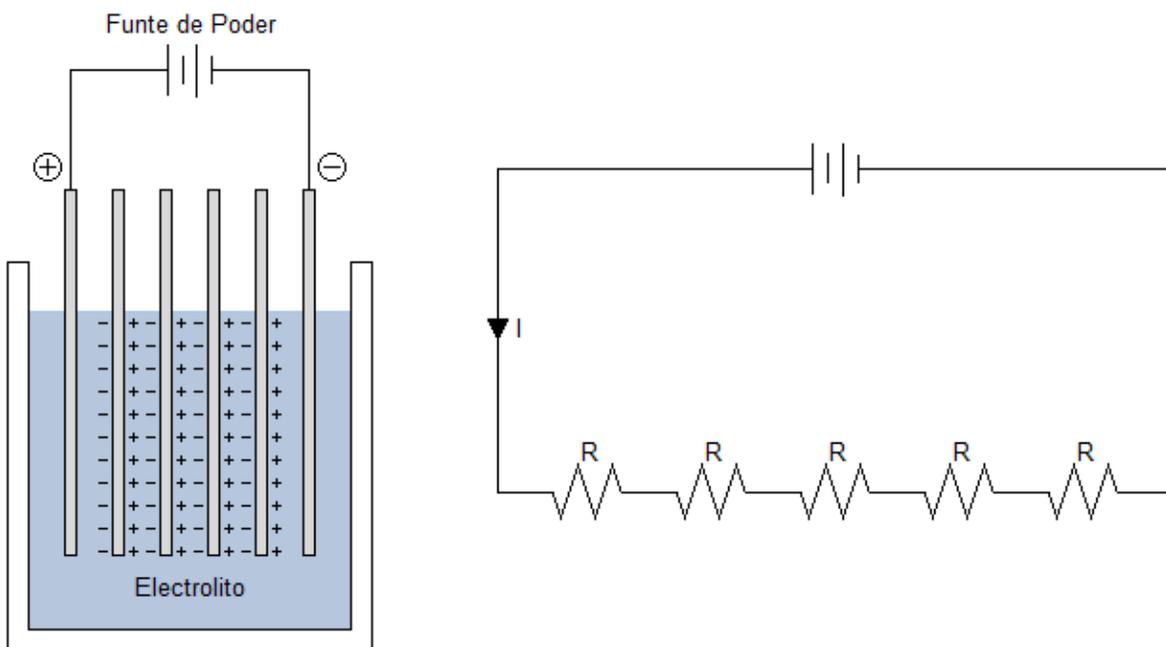


Figura 2.5. Esquema de una celda electrolítica con electrodos bipolares y conexión en paralelo y su correspondiente diagrama eléctrico (Pretorius *et al.*, 1991).

2.3 PROCESO DE ELECTROCOAGULACIÓN.

El proceso de Electrocoagulación consiste en inducir corriente eléctrica en el agua residual a través de electrodos (Arango, 2005), dispuestos de manera *monopolar* o *bipolar*, en conexiones en paralelo o en serie (Chen, 2004).

Cuando los electrodos se conectan a una fuente de poder externa, el material del ánodo es electroquímicamente corroído por oxidación mientras el cátodo se encuentra sujeto a reducción (Piña *et al.*, 2011), provocando:

- ❖ Producción de especies de hidróxidos metálicos poliméricos altamente cargados mediante disolución anódica de electrodos de aluminio o de hierro. Estas especies iónicas neutralizan las cargas electrostáticas sobre los sólidos en suspensión para facilitar la aglomeración o coagulación. El tratamiento induce la precipitación (Mollah *et al.*, 2004).
- ❖ Producción de pequeñas burbujas de oxígeno en el ánodo y de hidrógeno en el cátodo. Estas burbujas atraen a las partículas floculadas y, a través de la flotabilidad natural, transportan a los contaminantes floculados a la superficie (Mollah *et al.*, 2004).

La coagulación ocurre cuando los iones metálicos se combinan con partículas negativas y llevadas hacia el ánodo por movimiento electroforético. Los contaminantes en el agua residual son tratados por reacciones químicas, precipitación y adhesión física y química de los materiales coloidales que han sido generados por la erosión de los electrodos. Estos son removidos por flotación o sedimentación y filtración (Mollah *et al.*, 2004).

El proceso de Electrocoagulación se resume en tres etapas sucesivas (Mollah *et al.*, 2004):

1. Formación de coagulantes por oxidación electrolítica del “electrodo de sacrificio”.
2. Desestabilización de los contaminantes, partículas suspendidas y emulsiones.
3. Agregado de las fases desestabilizadas para formar flóculos.

Además, las siguientes reacciones fisicoquímicas se pueden llevar a cabo en la celda de electrocoagulación (Mollah *et al.*, 2004):

- ❖ Reducción catódica de impurezas presentes en el agua.
- ❖ Descarga y coagulación de partículas coloidales.
- ❖ Migración electroforética de los iones en disolución.
- ❖ Electroflotación de las partículas coaguladas por burbujas de O_2 y de H_2 producidas en los electrodos.
- ❖ Reducción de iones metálicos en el cátodo.
- ❖ Otros procesos químicos y electroquímicos.

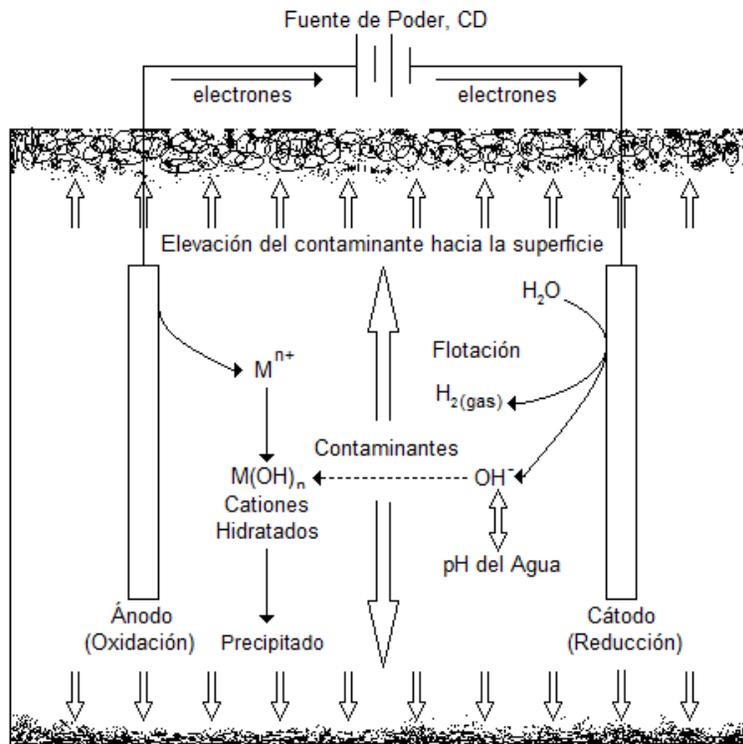
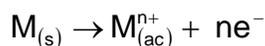


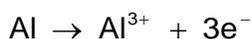
Figura 2.6. Diagrama esquemático de una celda de electrocoagulación con dos electrodos (Mollah *et al.*, 2004; Cominellis y Chen, 2010).

2.3.1 Formación de coagulantes por oxidación electrolítica del “electrodo de sacrificio”.

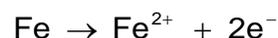
La corriente eléctrica proporciona la fuerza electromotriz para provocar reacciones químicas dentro del reactor de electrocoagulación. Estas reacciones electroquímicas con un metal “M” como ánodo, se pueden resumir de la siguiente manera (Chen, 2004; Mollah *et al.*, 2004):



Para ánodo de aluminio:

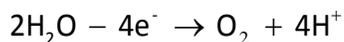


Para ánodo de hierro:

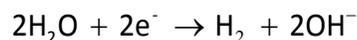


La electrólisis del agua produce oxígeno e hidrógeno de la siguiente forma (Chen, 2004; Comninellis y Chen, 2010):

Para el ánodo:



Para el cátodo:



2.3.2 Desestabilización de los contaminantes, partículas suspendidas y emulsiones.

Los mecanismos de desestabilización se pueden resumir en las siguientes etapas:

- 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 (Mollah *et al.*, 2004; Comninellis y Chen, 2010).

Concentraciones elevadas de iones positivos y negativos (fuerza iónica grande) en el agua acarrearán un incremento en el número de iones en la capa difusa que, para mantenerse eléctricamente neutra, necesariamente tiende a reducir su volumen (Cánepa *et al.*, 2004).

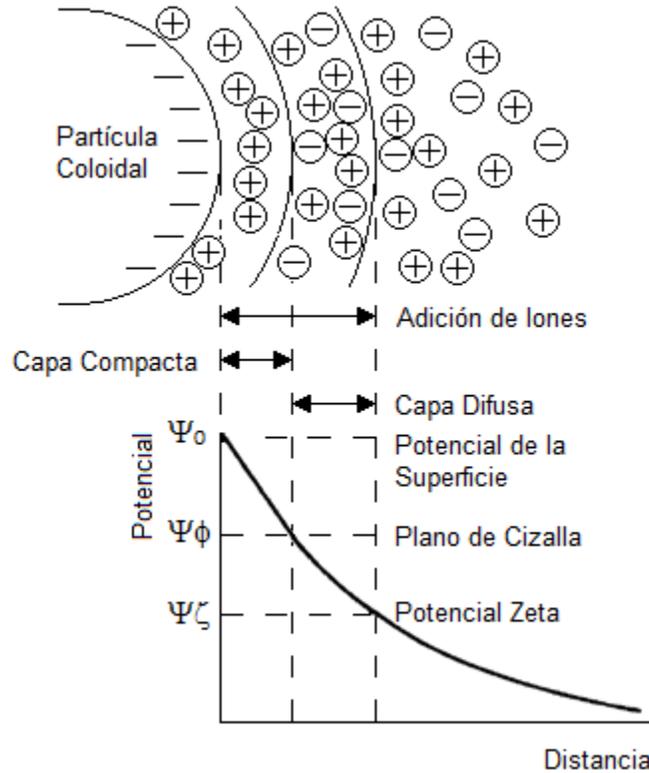


Figura 2.7. Modelo de la doble capa difusa de Stern-Gouy (Kirchmer, 1977; Pérez *et al.*, 1984).

- Neutralización de la carga de los iones presentes en el agua residual por iones con carga contraria, producidos a partir de la disolución electroquímica del electrodo de sacrificio (Mollah *et al.*, 2004, Comninellis y Chen, 2010).

Estos iones con carga contraria reducen la repulsión electrostática entre partículas en la medida en que la atracción de Van der Waals predomina, lo que causa la coagulación. El resultado del proceso es obtener una carga neta de cero (Mollah *et al.*, 2004).

En la Figura 2.8 se muestra el efecto de diferentes concentraciones iónicas, A) cuando la fuerza iónica es pequeña, la energía resultante es de repulsión, B) con el aumento de la fuerza iónica, se reduce la distancia efectiva a través de la cual se manifiesta la carga, de modo que las

partículas pueden ser aproximadas sin que exista repulsión entre ellas. C) El efecto es aún más pronunciado cuando se utilizan cationes polivalentes (Cánepa *et al.*, 2004).

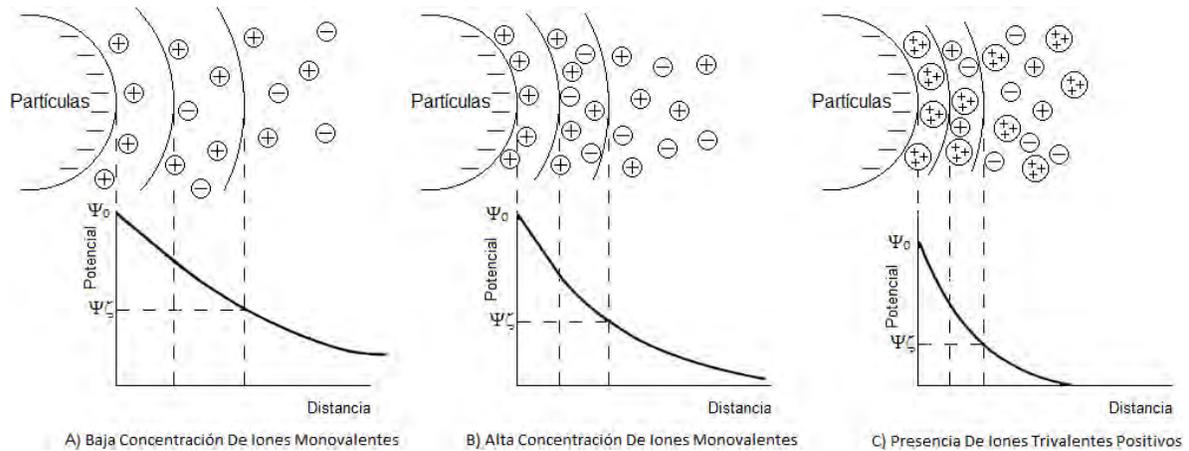


Figura 2.8. Diagrama esquemático de diferentes concentraciones iónicas (Kirchmer, 1977; Pérez et al., 1984).

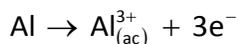
- La formación de flóculos, como resultado de la coagulación, crea un manto de lodos que atrapa las partículas coloidales que quedan en el medio acuoso (Mollah *et al.*, 2004, Comminellis y Chen, 2010).

2.4 REACCIONES EN LOS ELECTRODOS.

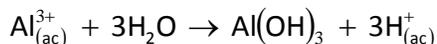
2.4.1 Electroodos de Aluminio.

Los electrodos de aluminio son usados para producir cationes de aluminio, tales como Al^{3+} y $\text{Al}(\text{OH})_2^+$ a valores bajos de pH, lo que a valores de pH adecuados son transformados inicialmente en $\text{Al}(\text{OH})_3$ y finalmente polimerizado a $\text{Al}_n(\text{OH})_{3n}$ de acuerdo a las siguientes reacciones (Mollah *et al.*, 2001; Barrera *et al.*, 2012):

- ❖ Reacción sobre la superficie del ánodo:



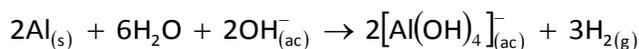
- ❖ Reacción sobre la superficie del cátodo:

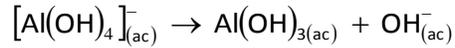


- ❖ Reacción en el seno de la disolución:



Sin embargo, dependiendo del pH del medio acuoso, otras especies iónicas, tales como $\text{Al}(\text{OH})_2^{2+}$, $\text{Al}_2(\text{OH})_2^{4+}$ y $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ también pueden estar presentes en el sistema (Mollah *et al.*, 2001), esto debido a la producción de hidrógeno en el cátodo, ya que induce un incremento significativo del pH en la vecindad del cátodo, por lo que los productos de hidrólisis catiónicos de aluminio (producidos por el ataque químico del electrodo) pueden reaccionar con iones OH^- , como se muestra en las siguientes reacciones (Barrera *et al.*, 2012; Sirés y Brillas, 2012):





De esta forma, los iones de carga negativa se podrían adsorber sobre el precipitado de hidróxido de aluminio cargado positivamente, disminuyendo la repulsión eléctrica entre las partículas del hidróxido coloidal que favorecen la formación de agregados grandes (neutralización de la carga) (Barrera *et al.*, 2012).

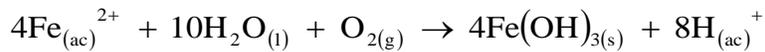
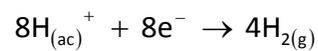
2.4.2 Electroodos de Hierro

El Hierro al oxidarse en un sistema electrolítico produce hidróxido de hierro $\text{Fe}(\text{OH})_n$, donde $n = 2$ ó 3 . Se han propuesto dos mecanismos para la producción de $\text{Fe}(\text{OH})_n$ (Mollah *et al.*, 2001):

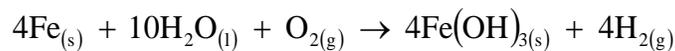
❖ Mecanismo 1

Ánodo:

Cátodo:

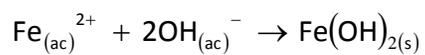
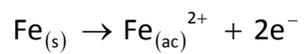


En general:

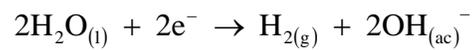


❖ Mecanismo 2

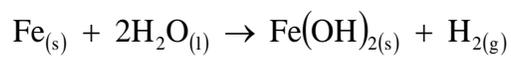
Ánodo:



Cátodo:



En general:



2.5 FACTORES QUE INTERVIENEN EN EL PROCESO DE ELECTROCOAGULACIÓN.

2.5.1 Densidad de Corriente.

La densidad de corriente es un factor muy importante en la electrocoagulación, ya que es el único parámetro que puede ser controlado directamente, dado que en este sistema el espaciamiento del electrodo es fijo y el suministro de corriente es continuo. La densidad de corriente determina directamente, tanto la dosis de coagulante, como la tasa de generación de burbuja, además de influir fuertemente en la solución de la mezcla y de la transferencia de masa en los electrodos (Holt *et al.*, 2005).

La cantidad de metal disuelto o depositado depende de la cantidad de electricidad que pase a través de la disolución electrolítica. Una relación simple entre la densidad de corriente y la cantidad de sustancia disuelta se puede derivar de la ley de Faraday (Mollah *et al.*, 2004):

$$w = \frac{itM}{nF}$$

Donde “w” es la cantidad de material de electrodo disuelto en gramos de Metal sobre cm², “i” la densidad de corriente en Amperes sobre cm², “t” el tiempo (s), “M” el peso molecular del electrodo concerniente, “n” el número de electrones en la reacción de óxido reducción, “F” la constante de Faraday (96 500 C mol⁻¹) (Mollah *et al.*, 2004).

Se espera que debe haber una cierta similitud entre la cantidad calculada de sustancias disueltas como resultado del paso de una determinada cantidad de energía eléctrica y la cantidad experimental determinada. Por lo general, se obtiene un buen resultado comparativo, aunque se puede introducir un error significativo en el cálculo si no se tiene atención a la geometría del conjunto de electrodos, así como a las condiciones óptimas de funcionamiento de la celda de electrocoagulación (Mollah *et al.*, 2004).

La densidad de corriente es el parámetro operacional clave, afectando no sólo el tiempo de respuesta del sistema, sino también influyendo fuertemente en el modo de separación del contaminante dominante. Por otro lado, la más alta densidad de corriente admisible puede no ser el modo más eficiente de funcionamiento del reactor (Comninellis y Chen, 2010), ya que puede disminuir significativamente la eficiencia de la corriente debido a la producción de O_2 y, además de que influye en la pasivación de los electrodos (Martín *et al.*, 2008).

2.5.2 Presencia 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^- y SO_4^{2-} , pues su presencia puede conducir a la precipitación de Ca^{2+} y Mg^{2+} produciendo una capa insoluble depositada sobre los electrodos que aumentaría el potencial entre los electrodos, decreciendo así la eficiencia de la corriente. Se recomienda que para un proceso de electrocoagulación normal se mantengan cantidades de Cl^- al 20% (Chen, 2004; Comninellis y Chen, 2010).

2.5.3 pH.

El pH en la electrocoagulación tiene un efecto considerable en la eficiencia de la electrocoagulación, generalmente el pH del medio cambia durante el proceso, este cambio depende principalmente del material del electrodo y el pH inicial (Kobyá *et al.*, 2003).

El rendimiento del proceso depende de la naturaleza del contaminante y la mejor remoción, de acuerdo con algunas investigaciones, se presentará a valores de pH cercanos a 7. Sin embargo, 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. El pH después de la electrocoagulación podría incrementarse para aguas residuales ácidas, pero decrecer para aguas alcalinas. El incremento de pH a condiciones ácidas ha sido atribuido a la reacción del hidrógeno en el cátodo (Chen, 2004; Comninellis y Chen, 2010).

2.5.4 Temperatura.

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 (Chen, 2004).

2.6 VENTAJAS Y DESVENTAJAS DE LOS REACTORES DE ELECTROCOAGULACIÓN.

A continuación se muestran las ventajas más importantes que tiene la electrocoagulación (Mollah *et al.*, 2004):

- La Electrocoagulación tiene el potencial de ser una opción diferente desde el punto de vista económico y ambiental para el tratamiento de aguas residuales y otras cuestiones relacionadas con la gestión del agua.
- La Electrocoagulación es una técnica eficaz, ya que la adsorción de hidróxido sobre superficies minerales es unas 100 veces mayor 'in situ' que en lugar de hidróxidos precipitados cuando se ocupan compuestos químicos como coagulantes.
- La Electrocoagulación requiere de equipos simples, diseñados prácticamente para cualquier tamaño, es rentable, y de fácil operación.
- Los costos de arranque y operación son relativamente bajos, al igual que el costo por mantenimiento debido a que no existen partes móviles.
- Disminución en cualquier tipo de contaminación secundaria dado que no se requiere la adición de compuestos químicos.
- Se necesita una corriente eléctrica baja que se puede generar por los procesos denominados verdes, tales como, energía solar, molinos de viento y pilas de combustible.
- La producción de lodos es mínima, debido a que una parte se elimina por flotación, mediante las burbujas de gas producidas durante la electrólisis.
- Se eliminan las partículas más pequeñas (coloidales) de manera eficiente en comparación con las eliminadas con la adición de productos químicos convencionales y técnicas biológicas,

porque las partículas más pequeñas cargadas tienen una mayor probabilidad de ser coaguladas por el campo eléctrico que las que están en movimiento.

Aunque la Electrocoagulación tiene numerosas ventajas, también presenta algunas desventajas, las cuales se mencionan a continuación (Mollah *et al.*, 2004):

- Los electrodos de sacrificio necesitan ser reemplazados periódicamente.
- Se requiere una conductividad mínima, que dependiendo del diseño del reactor, limita su uso con aguas que contengan una baja concentración de sólidos disueltos.
- En caso de remoción de compuestos orgánicos, algunos compuestos organoclorados pueden ser formados “in situ”, solo si están presentes los cloruros.
- Las aguas residuales con un alto contenido de ácidos flúvicos y húmicos pueden ser responsables de la formación de trihalometanos.
- Una película de óxido impermeable puede formarse en el cátodo, lo que lleva a la pérdida de eficiencia del proceso.
- El costo de operación del proceso puede ser alto en aquellas áreas donde el costo de electricidad también es elevado.

2.7 CONSIDERACIONES TÍPICAS EN EL DISEÑO DE UN REACTOR DE ELECTROCOAGULACIÓN.

El objetivo primordial en el diseño de un reactor de electrocoagulación es la eficiencia máxima de remoción que se pueda alcanzar, para cumplir con este objetivo se deben considerar los siguientes factores (Mollah *et al*, 2004):

- Definir si un reactor de electrocoagulación se configuró como un proceso por lotes (Batch) o un sistema continuo. Debido a que en el último sistema tiene una alimentación continua de las aguas residuales y opera bajo condiciones de estado estacionario. Además, el requerimiento de coagulante es fijo, lo que ofrece una gran ventaja en términos de diseño y operación. Los reactores de electrocoagulación configurados como procesos por lotes funcionan típicamente con un volumen de aguas residuales fijo por ciclo de tratamiento, pero sufre de una desventaja percibida desde el punto de vista de diseño y operacional, que esa condición dentro del reactor cambia con el tiempo (Holt *et al.*, 2005; Comninellis y Chen, 2010).
- Disminuir la distancia entre los electrodos, incrementar el área de la sección transversal de los electrodos, así como la conductividad específica de la disolución, para evitar un sobrepotencial causado por la resistencia de la disolución y una transferencia másica a través de los espacios entre los electrodos (Mollah *et al*, 2004).
- Disminuir la acumulación de burbujas de gas de O_2 y de H_2 en la superficie de los electrodos (Mollah *et al*, 2004).

Capítulo 3

Metodología

Los reactores de electrocoagulación se han construido en diversas configuraciones. Cada sistema tiene su propio conjunto de ventajas y desventajas, entre las que destacan diversos grados de capacidad de tratamiento. (Mollah *et al.*, 2004; Comninellis y Chen, 2010).

En este capítulo se describen los aspectos de diseño, material requerido y disposición con relación a la celda de electrocoagulación y los electrodos, así como los procedimientos adecuados para una óptima aplicación en la remoción de contaminantes.

Es importante indicar que la realización de este proyecto partió de la recolección de información proporcionada por distintos autores. Esta investigación permite definir y establecer los sistemas de electrocoagulación (Batch y Continuo), materiales y tipo de conexión, además de que proporciona parámetros para la geometría, tanto del reactor como de los electrodos, separaciones adecuadas, valores eléctricos en la fuente de poder y procedimientos operativos, todo con la finalidad de tener una óptima dosificación del coagulante.

En su forma más simple, un reactor de electrocoagulación puede estar compuesto por una celda electrolítica con un ánodo y un cátodo, produciendo agentes coagulantes *in-situ* mediante la oxidación electrolítica del electrodo de sacrificio, desestabilizando los contaminantes y partículas en suspensión. Sin embargo, solo dos electrodos en esta configuración, no son lo suficientemente adecuado para una tasa viable de coagulante, por lo que se requiere el uso de electrodos con gran área de superficie (Mollah *et al.*, 2004).

3.1 DISEÑO Y CONSTRUCCIÓN DEL REACTOR DE ELECTROCOAGULACIÓN.

Para un eficiente rendimiento en la remoción del contaminante, el uso de las celdas de electrocoagulación con electrodos monopolares o bipolares, ya sea con conexiones en serie o paralelo es el principio por el cual se rige el diseño del reactor de electrocoagulación (Mollah *et al.*, 2004).

3.1.1 Electroodos.

Los iones Al^{3+} o Fe^{2+} son excelentes agentes coagulantes, por lo que en la Electrocoagulación, electrodos de hierro o de aluminio son los más frecuentemente utilizados.

El diseño de los electrodos que se propone para los reactores de electrocoagulación es el siguiente:

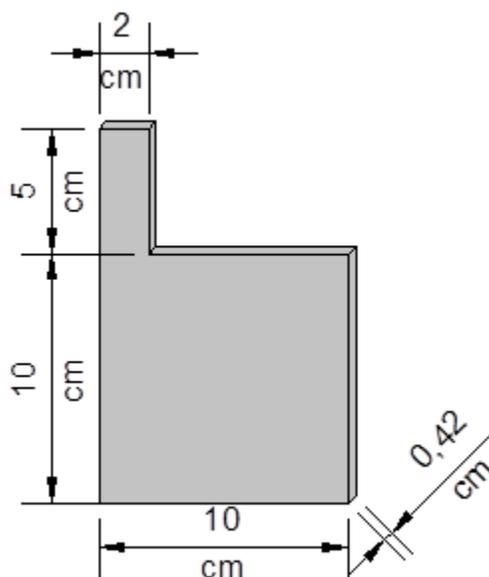


Figura 3.1. Esquema de un electrodo de aluminio.

Este diseño ofrece un área efectiva de 10x10 cm con un espesor de 0.42cm para contacto con el medio a tratar y una pequeña área de 5x2 cm para realizar las conexiones eléctricas pertinentes. Con este diseño se contempla la fabricación de doce electrodos empleando el aluminio como material, de los cuales tres pares de electrodos están destinados para trabajar en el reactor de electrocoagulación por lotes, y los restantes para el reactor de electrocoagulación de flujo continuo.

3.1.2 Reactor de Electrocoagulación por Lotes (Batch).

El diseño del reactor consta de una celda de electrocoagulación y tres pares de electrodos, la configuración de dichos electrodos implica tener una separación no muy cercana entre sí mismos, para no provocar interferencia en la corriente eléctrica, pero a su vez no tan apartada para que el tiempo de remoción no se prolongue más de lo necesario.

A partir del diseño de los electrodos, los siguientes cálculos son determinantes para conocer las dimensiones adecuadas de la celda de electrocoagulación, tomando en cuenta que los electrodos estarán a una separación de 1.5 cm entre sí.

❖ Volumen de los electrodos (V_e):

$$V_e = h * b [N * e_p]$$

Donde:

V_e = volumen que ocupan los electrodos

h = altura efectiva del electrodo

b = longitud de la base del electrodo

N = número de electrodos

e_p = espesor del electrodo

Sustituyendo:

$$V_e = h * b [N * ep]$$

$$V_e = (10\text{cm}) * (10\text{cm}) [(6) * (0.42\text{cm})]$$

$$V_e = 252 \text{ cm}^3$$

- ❖ Volumen de vacios que existen entre cada placa (Vv):

$$V_v = h * b [Nca * sp]$$

Donde:

Vv = es el volumen de vacios que hay entre cada electrodo.

h = altura efectiva del electrodo.

b = longitud de la base del electrodo.

Nca = número de caras anódicas de los electrodos.

sp = separación que hay de un electrodo a otro.

Sustituyendo:

$$V_v = h * b [Nca * sp]$$

$$V_v = (10\text{cm}) * (10\text{cm}) [(5) * (1.5\text{cm})]$$

$$V_v = 750 \text{ cm}^3$$

- ❖ El volumen total que ocupan los electrodos tomando en cuenta la separación a la que van a estar (VT):

$$V_T = V_v + V_e$$

$$V_T = 750\text{cm}^3 + 252\text{cm}^3$$

$$V_T = 1002 \text{ cm}^3$$

Por lo tanto, se tiene un volumen total de 1002 cm^3 que ocupan los 6 electrodos acomodados a una separación entre cada uno de ellos de 1.5 cm.

Como antes se mencionó, este volumen permite conocer las dimensiones adecuadas para el diseño de la celda de electrocoagulación considerando lo siguiente:

- ❖ A partir de las dimensiones obtenidas del volumen anterior, es necesario aumentar el área de la base de la celda de electrocoagulación 2 cm por cada lado, con el fin de tener una separación de 2 cm entre el electrodo y la pared de la celda de electrocoagulación:

Un volumen de 1002 cm^3 equivale a tener 10.006 cm por cada lado de la celda, por lo tanto, el área de la base queda con las siguientes medidas:

$$14.006 \text{ cm} \times 14.006 \text{ cm} \approx 14 \text{ cm} \times 14 \text{ cm}.$$

- ❖ Con respecto a la altura de la celda de electrocoagulación, el diseño ubica a los electrodos en una posición en donde nunca tocan el fondo, estando suspendidos a una distancia mínima de 2 cm y una máxima de 4 cm con respecto a la base de la celda de electrocoagulación. Por otro lado, la altura máxima del electrodo (15 cm) contempla 3 cm más con el fin de no tener amontonado las conexiones de corriente hacia los electrodos.

Así, la altura de la celda de electrocoagulación es de:

$$h = 4 \text{ cm} + 15 \text{ cm} + 3 \text{ cm} = 22 \text{ cm}$$

De acuerdo con lo anterior, las dimensiones necesarias para el diseño y la construcción de la celda de electrocoagulación se muestran en la Figura 3.2. El material de fabricación es acrílico con un espesor de 0.85 cm

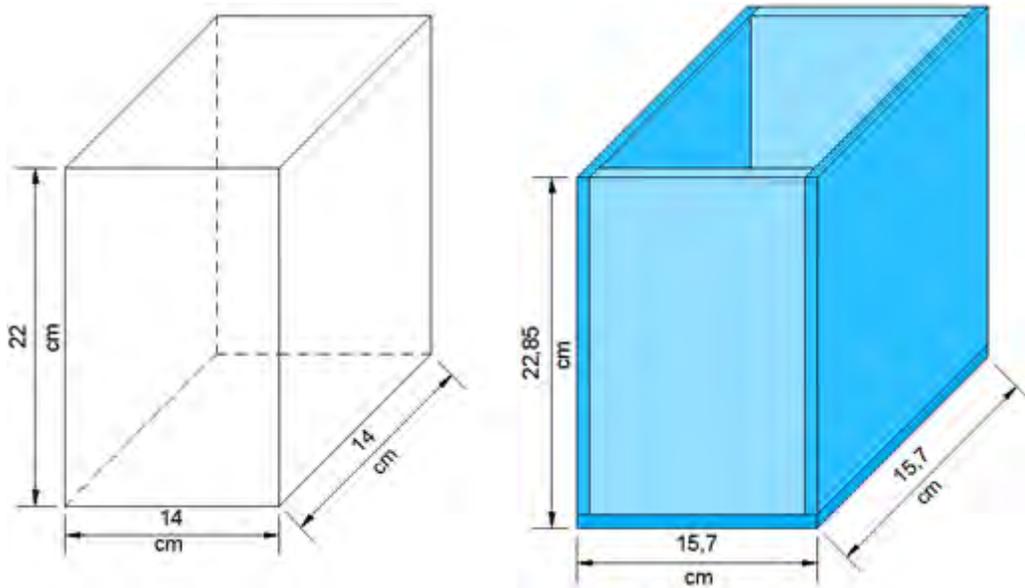


Figura 3.2. Dimensiones en el diseño y la construcción en acrílico de la celda de electrocoagulación.

Como antes se mencionó, el diseño de la celda de electrocoagulación ubica a los electrodos en una posición en donde nunca tocan el fondo, estando suspendidos a una distancia de entre 2 cm y 4 cm con respecto a la base. Para cumplir con este objetivo se propone un diseño con 3 pares de placas de acrílico, con una altura de 11, 12 y 13 cm cada par de placa, respectivamente, las cuales se sostienen de la superficie del reactor, y a su vez sostienen a los electrodos mediante una varilla de acrílico de 5 mm de diámetro y 14 cm de largo. Las dimensiones se muestran en la Figura 3.3.

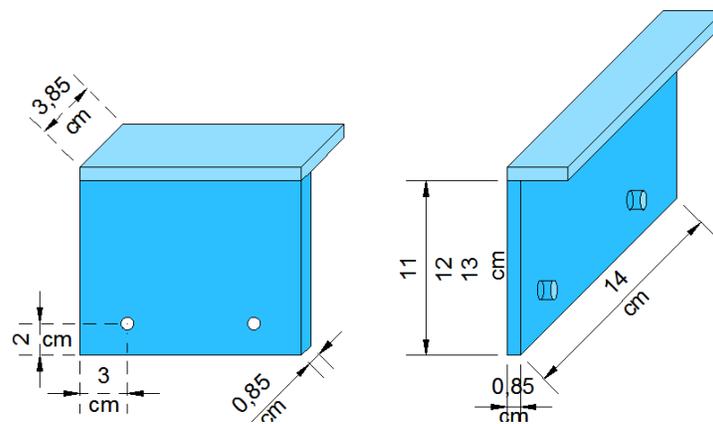


Figura 3.3. Placas representativas para soporte de electrodos.

Junto con las placas de soporte, es necesario perforar los electrodos con una broca de 1/4" en las ubicaciones mostradas en las figuras 3.3 y 3.4.

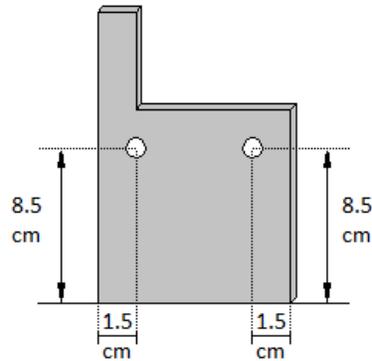
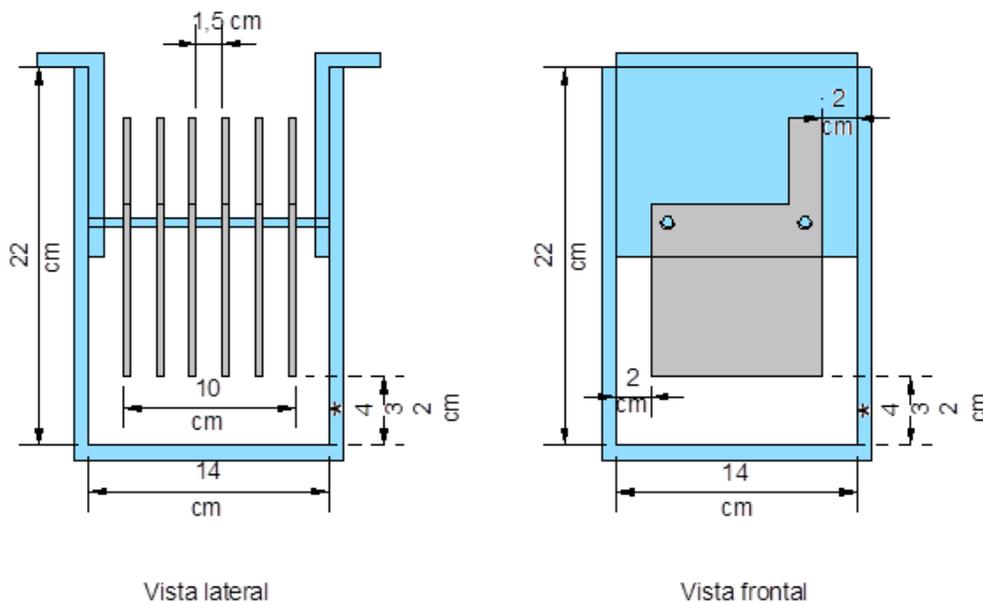


Figura 3.4. Perforación en el electrodo

Por último, para mantener la separación de 1.5cm entre cada electrodo es necesario cortar 10 cubitos de acrílico de 1.5cm x 1.5cm x 0.85 cm, perforarlos con una broca de 1/4" y colocarlos entre cada electrodo.



* distancias a la cual los electrodos están sujetos a cambio de profundidad mediante las distintas placas de soporte.

Figura 3.5. Acomodo de los electrodos dentro de la celda de electrocoagulación.

3.1.3 Reactor de Flujo Continuo.

Un reactor de electrocoagulación de tipo continuo maneja un flujo en un solo canal. El diseño de la celda de electrocoagulación está en función de la configuración de los electrodos con el fin de cumplir con el objetivo de mantener el flujo a través de un solo canal. Para formar dicho canal, la configuración de los electrodos, se describe de la siguiente manera:

“Se propone un ancho en el canal de 1.5 cm, lo cual indica tener un espaciamiento entre electrodos a una distancia de 1.5 cm entre sí. Para dar continuidad al flujo dentro de la celda de electrocoagulación, los electrodos presentan una configuración como la que se muestra en la Figura 3.6”.

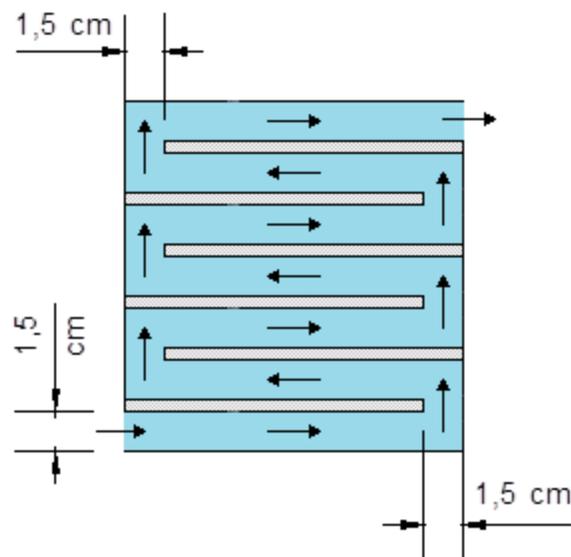


Figura 3.6. Representación del flujo mediante disposición de electrodos.

Para conocer las dimensiones adecuadas para el diseño de la celda de electrocoagulación es importante realizar los siguientes cálculos, tomando en cuenta las dimensiones de los electrodos y las indicaciones anteriores:

❖ Volumen de los electrodos (V_e):

Para efectos de cálculo se toman 11.5 cm como base del electrodo debido a la configuración antes mencionada.

$$V_e = h * b [N * ep]$$

Donde

V_e = es el volumen que ocupan los electrodos

h = altura efectiva del electrodo

b = longitud de la base del electrodo

N = número de electrodos

ep = espesor del electrodo

Sustituyendo:

$$V_e = h * b [N * ep]$$

$$V_e = (10\text{cm}) * (11.5\text{cm}) [(6) * (0.42\text{cm})]$$

$$V_e = 289.80 \text{ cm}^3$$

❖ Volumen de vacíos que existen entre cada placa (V_v):

$$V_v = h * b [Nca * sp]$$

Donde

V_v = es el volumen de vacíos que hay entre cada electrodo

h = altura efectiva del electrodo

b = longitud de la base del electrodo

Nca = número de caras anódicas de los electrodos; para efectos de cálculo aumentaremos dos caras, correspondientes a las paredes de la celda.

sp = separación que hay de un electrodo a otro.

Sustituyendo:

$$V_v = h * b [Nca * sp]$$

$$V_v = (10\text{cm}) * (11.50\text{cm}) [(7) * (1.5\text{cm})]$$

$$V_v = 1207.50 \text{ cm}^3$$

- ❖ El volumen total que ocupan los electrodos tomando en cuenta la separación a la que van a estar (VT):

$$VT = V_v + V_e$$

$$VT = 289.80 \text{ cm}^3 + 1207.50 \text{ cm}^3$$

$$VT = 1497.30 \text{ cm}^3$$

Por lo tanto, se tiene un volumen total de 1497.30 cm³ que ocuparán los 6 electrodos acomodados a una separación entre cada uno de ellos de 1.5cm. A partir de este volumen se pueden conocer las dimensiones adecuadas para el diseño de la celda de electrocoagulación tomando en cuenta las siguientes consideraciones:

- ❖ El volumen obtenido anteriormente, proporciona un área en la base de la celda de electrocoagulación de 11.44 cm x 11.44 cm ≈ 11.5 cm x 11.5 cm, pero debido a la configuración requerida de los electrodos, estas medidas solo satisfacen un lado de la base de la celda de electrocoagulación, el cual pertenece al ancho de la base.
- ❖ Por lo anterior, la dimensión correspondiente al largo de la base se obtiene al sumar el espesor de los electrodos involucrados en la celda de electrocoagulación y el espacio que hay entre ellos, y de las paredes de la celda, de este modo se tiene un valor de:

$$0.42 (6) + 1.5 (7) \approx 13 \text{ cm.}$$

- ❖ Para la altura de la celda, se propone tomar la altura máxima del electrodo que son 15 cm.

Conforme a lo anterior, el diseño y construcción de la celda de electrocoagulación, utilizando acrílico de 0.85 cm de espesor como material se puede apreciar en la Figura 3.7:

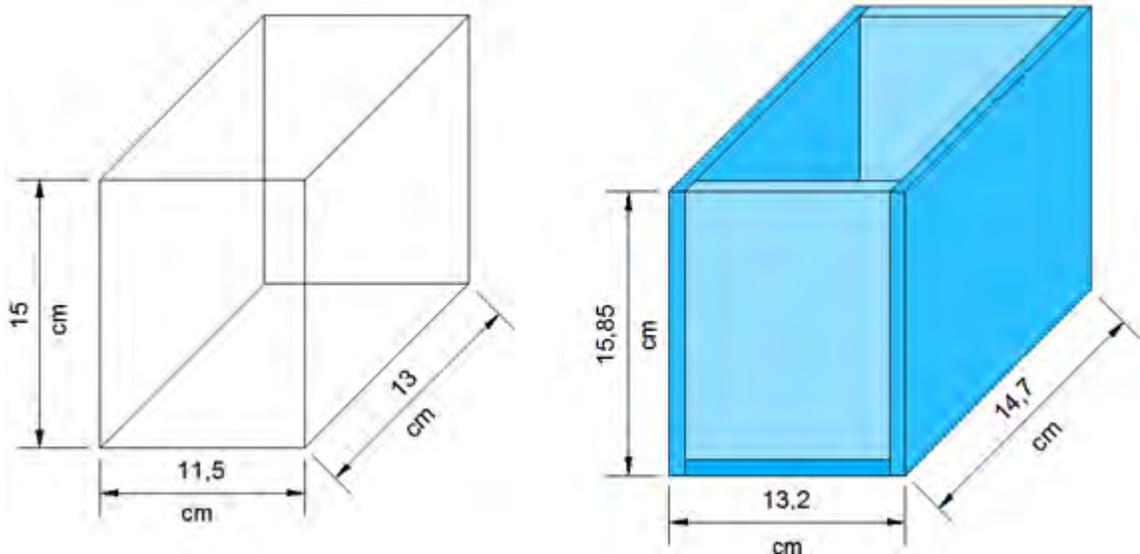


Figura 3.7. Dimensiones en el diseño y la construcción en acrílico de la celda de electrocoagulación.

Para el acopio de los electrodos dentro de la celda de electrocoagulación, se propone acanalar las paredes y base, correspondientes a la posición de los electrodos con el fin de mantenerlos firmes, evitar el uso de un tercer material que pueda interferir con los resultados en la remoción del contaminante, y facilitar su extracción y/o colocación.

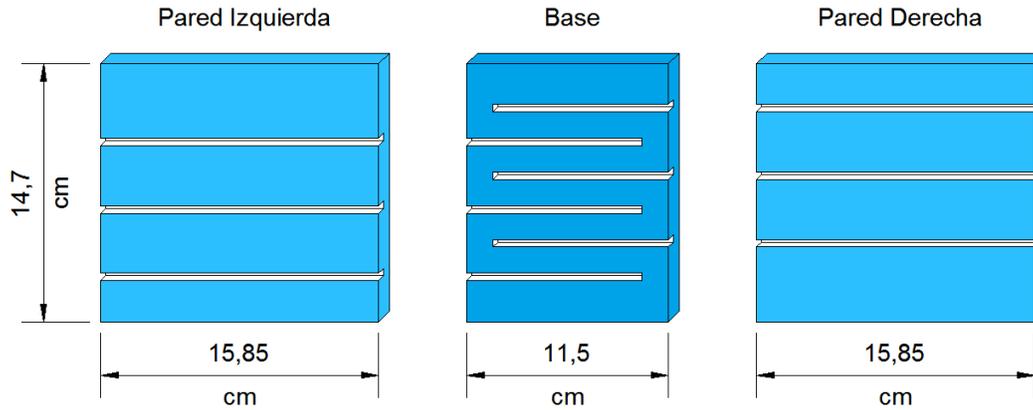


Figura 3.8. Ranurado de la base y paredes laterales izquierda y derecha de la celda de electrocoagulación para acomodo de electrodos. El ranurado fue hecho a una profundidad de 0.4 cm con un espesor de 0.42 cm.

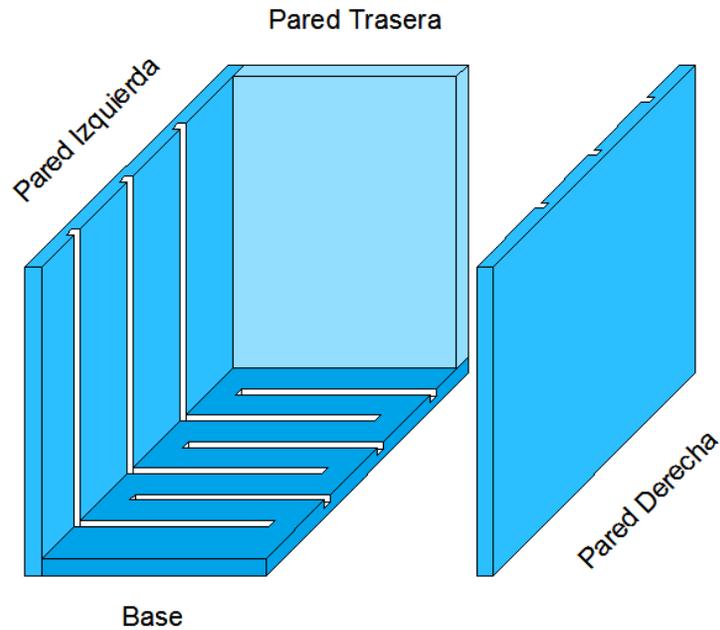


Figura 3.9. Acomodo de las paredes y base de la celda de electrocoagulación conforme al ranurado para posicionamiento de electrodos.

En las Figuras 3.10 y 3.11 se puede apreciar la configuración de los electrodos dentro de la celda de electrocoagulación.

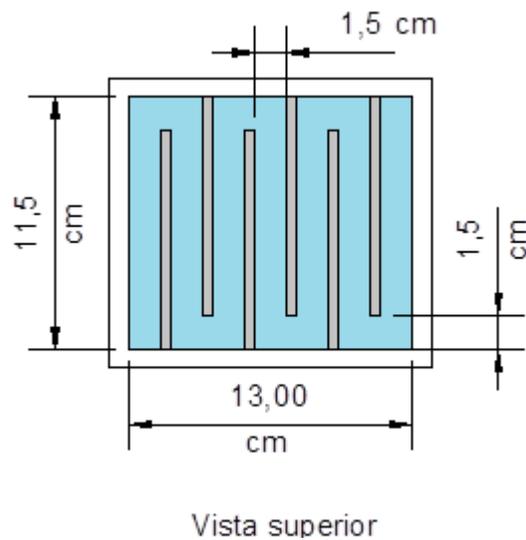


Figura 3.10. Vista superior de la celda de electrocoagulación

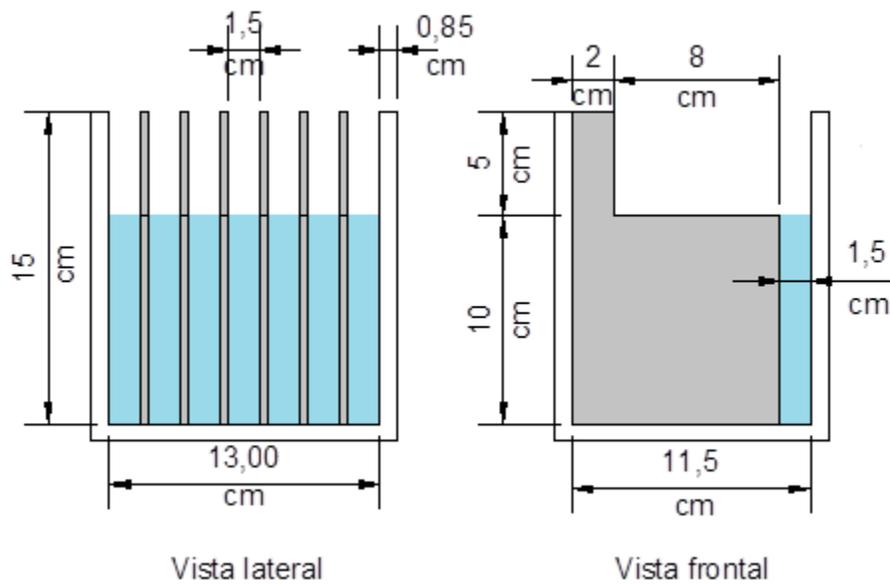


Figura 3.11. Vista lateral y frontal de la celda de electrocoagulación.

Para permitir el flujo en la celda de electrocoagulación, es necesario el uso de una bomba peristáltica, la cual permite trasladar el líquido de un contenedor hacia la celda para su posterior tratamiento. Este contenedor puede ser cualquier recipiente, para nuestro caso, el contenedor tiene las mismas dimensiones que la celda de electrocoagulación. La celda de electrocoagulación y el contenedor están conectados mediante una manguera de silicón como se muestra en la Figura 3.12 mediante dos perforaciones, una a nivel de piso de la celda de electrocoagulación y la otra a nivel del volumen de agua a tratar.

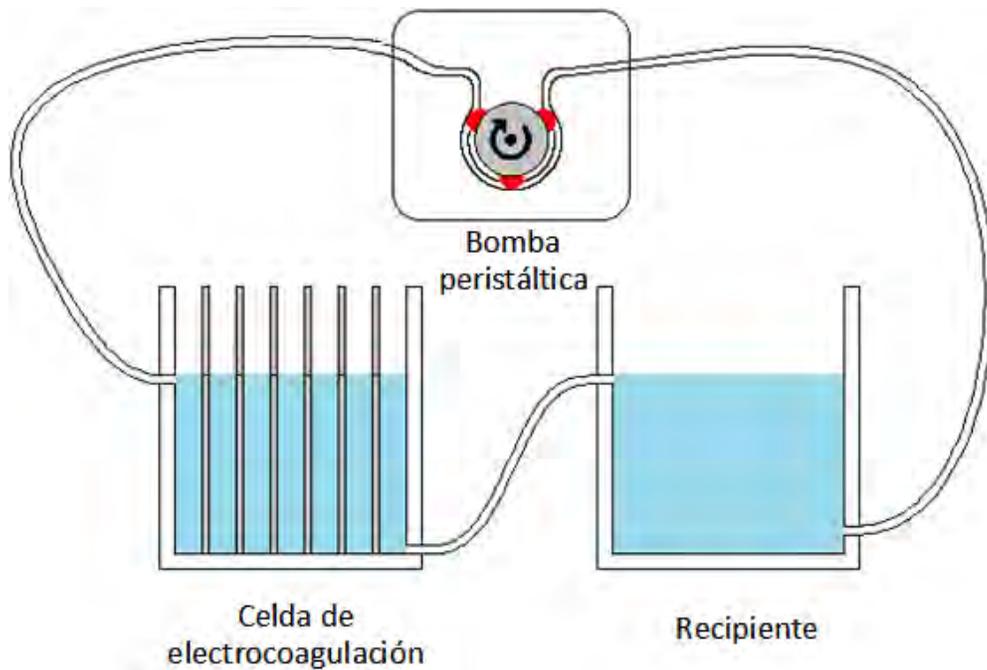


Figura 3.12. Reactor de electrocoagulación de flujo continuo con bomba peristáltica.

3.2 PRUEBAS DE LABORATORIO.

Para evaluar la funcionalidad de los reactores de electrocoagulación construidos, tanto en flujo continuo como por lotes, es necesario realizar pruebas que determinen la concentración de un contaminante, para lo cual se utilizó agua residual sintética, que para el propósito de este trabajo de investigación, se utiliza una disolución patrón de 1 g de Cu^{2+} y a partir de ella se preparan otras disoluciones con concentraciones menores, las cuales se vierten en dichos reactores. También es necesaria una fuente de poder para suministrar una intensidad de corriente que pasará a través de los electrodos provocando las reacciones químicas que provocarán la remoción del contaminante. El intervalo de trabajo de la fuente de poder es de 1 a 3 amperes.

3.2.1 *Materiales y Equipo.*

- ❖ Matraz de aforo de 1000 mL.
- ❖ Vasos de precipitado de 5, 10 y 50 mL.
- ❖ Pipeta volumétrica de 1, 5, 10 y 25 mL.
- ❖ Propipeta de tres vías.
- ❖ Piseta
- ❖ Espectrofotómetro marca HACH
- ❖ Agua desionizada
- ❖ Estándar de cobre (1 g de Cu^{2+})
- ❖ Reactivo para determinar cobre Cuver®1 Marca Hach
- ❖ Ampolleta para determinar cobre CuVer2 AccuVac Marca Hach
- ❖ Reactor de electrocoagulación por lotes (Batch) y continuo.

3.2.2 Procedimiento

La Remoción de Cu^{2+} se efectuará, tanto con el reactor de electrocoagulación por lotes (Batch), como en el continuo, el procedimiento es el mismo.

- 1) Diluir 1g de Cu^{2+} en 1 L de agua desionizada. Esta disolución se llama, disolución madre. Para evitar errores, se utilizó un estándar de cobre con esta concentración de marca Merck.
- 2) Realizar las concentraciones que se muestran en la siguiente tabla.

Concentración a preparar. (mg/L)	Volumen de disolución madre utilizado. (mL)	Aforo. (L)	Volumen a verter al reactor. (L)
1	1	1	2
10	10	1	2
25	25	1	2
50	50	1	2

Para cada concentración seguir los pasos siguientes.

- a) Poner en marcha el reactor de electrocoagulación durante 30 min que contiene la disolución preparada de cobre a una determinada concentración. Configurar la fuente de poder a un ampere (1A).
- b) Tomar 10 ml de la disolución al inicio del proceso (tiempo cero) y posteriormente, a los 5, 10, 15, 20 y 30 min.
- c) Para determinar la concentración de cobre mediante el uso del espectrofotómetro de laboratorio HACH DR 3900, se utilizará el método 8506 para reactivos en polvo o 8026 para ampollitas, tomado directamente del manual HACH, el cual consiste en:

- Método 8506 para reactivos en polvo.
- i. Seleccionar el programa 135 de cobre, Bicin.
 - ii. Preparación de la muestra: Llenar una celda con 10 mL de muestra.
 - iii. Añadir el contenido de un reactivo de cobre en polvo Cuver®1 a la celda con la muestra, y girar en círculos para mezclar.
 - iv. Iniciar el temporizador. Comenzará un período de reacción de dos minutos.
 - v. Preparación del blanco: Llenar una segunda celda con 10 mL de muestra, limpiarla e insertarla en el soporte para celda del equipo.
 - vi. Presionar ZERO. La pantalla mostrará: 0.00 mg / L Cu.
 - vii. Limpiar la celda con la muestra: 30 minutos después de que expire el temporizador, insertar la celda con la muestra en el soporte para celda del equipo. Leer el resultado en mg/L Cu.
- Método 8026 para ampolletas.
- I. Seleccionar el programa 135 de cobre, Bicin.
 - II. Preparación de la muestra: Llenar una celda con 10 mL de muestra.
 - III. Tomar al menos 40 mL de muestra en un vaso de 50 mL. Llenar la ampolleta CuVer2 AccuVac con muestra. Mantenga la punta sumergida mientras que la ampolleta se llena por completo.
 - IV. Colocar el tapón y rápidamente e invertir la ampolleta varias veces para mezclar. Secar el líquido y las huellas dactilares con un paño o toalla de papel suave.
 - V. Iniciar el temporizador. Comenzará un período de reacción de dos minutos.
 - VI. Cuando el tiempo se termine, limpiar el blanco e insertarlo en el soporte para celda del equipo.
 - VII. Presionar ZERO. La pantalla mostrará: 0.00 mg / L Cu.
 - VIII. Limpiar la celda con la muestra: 30 minutos después de que expire el temporizador, insertar la celda con la muestra en el soporte para celda del equipo. Leer el resultado en mg/L Cu.

- d) Repetir este procedimiento para cada concentración preparada de cobre, pero modificando la intensidad de corriente para hacer una corrida a 2 A y después otra a 3 A.

Para más información consultar el Anexo 1, en el cual se detalla a fondo el procedimiento proporcionado por el manual HACH.

Capítulo 4

Resultados

4.1 CONSTRUCCIÓN DE REACTORES DE ELECTROCOAGULACIÓN.

Los reactores de electrocoagulación fueron construidos en el Laboratorio de Diseño y Manufactura del Centro Tecnológico de la Facultad de Estudios Superiores Aragón.

4.1.1 *Fabricación de electrodos.*

Los electrodos fueron fabricados a partir de una placa de aluminio de 0.42 cm de espesor.



Figura 4.1. Fabricación de electrodos

4.1.2 Construcción del Reactor de Electrocoagulación por Lotes (Batch).

La construcción del reactor de electrocoagulación de tipo Batch utilizó acrílico de 0.85 cm de espesor como material. Conforme al diseño las paredes fueron cortadas y posteriormente ensambladas con pegamento para acrílico y reforzadas con barrenos y tornillos para evitar fugas. Al igual que el reactor, las placas de soporte para electrodos fueron construidos con acrílico.

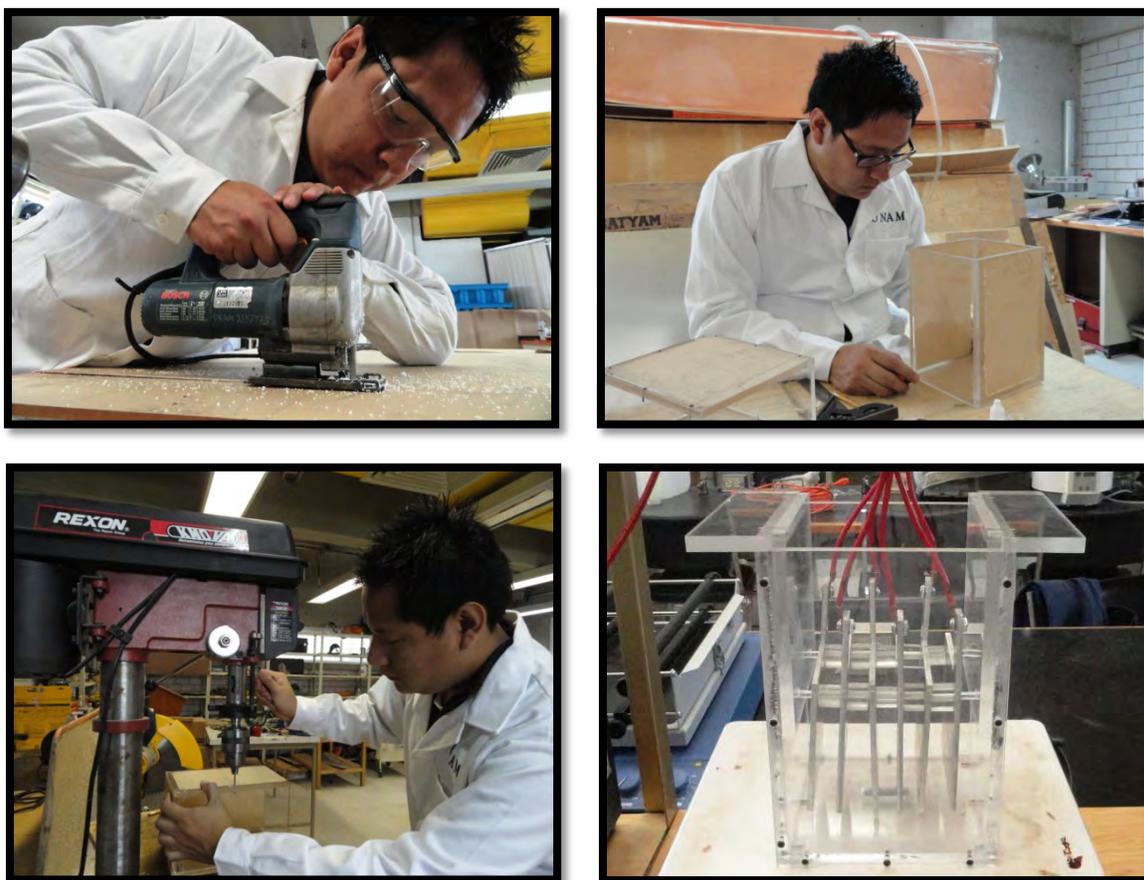


Figura 4.2. Construcción del Reactor de Electrocoagulación por Lotes o tipo Batch

4.1.3 Construcción del Reactor de Electrocoagulación de Flujo Continuo.

El reactor de electrocoagulación de flujo continuo se construyó con acrílico de 0.85 cm de espesor. Para cumplir con el diseño de este reactor, las paredes de la celda fueron ranuradas mediante una fresadora a una profundidad de 0.4 cm y un ancho correspondiente al espesor de los electrodos de 0.42 cm.

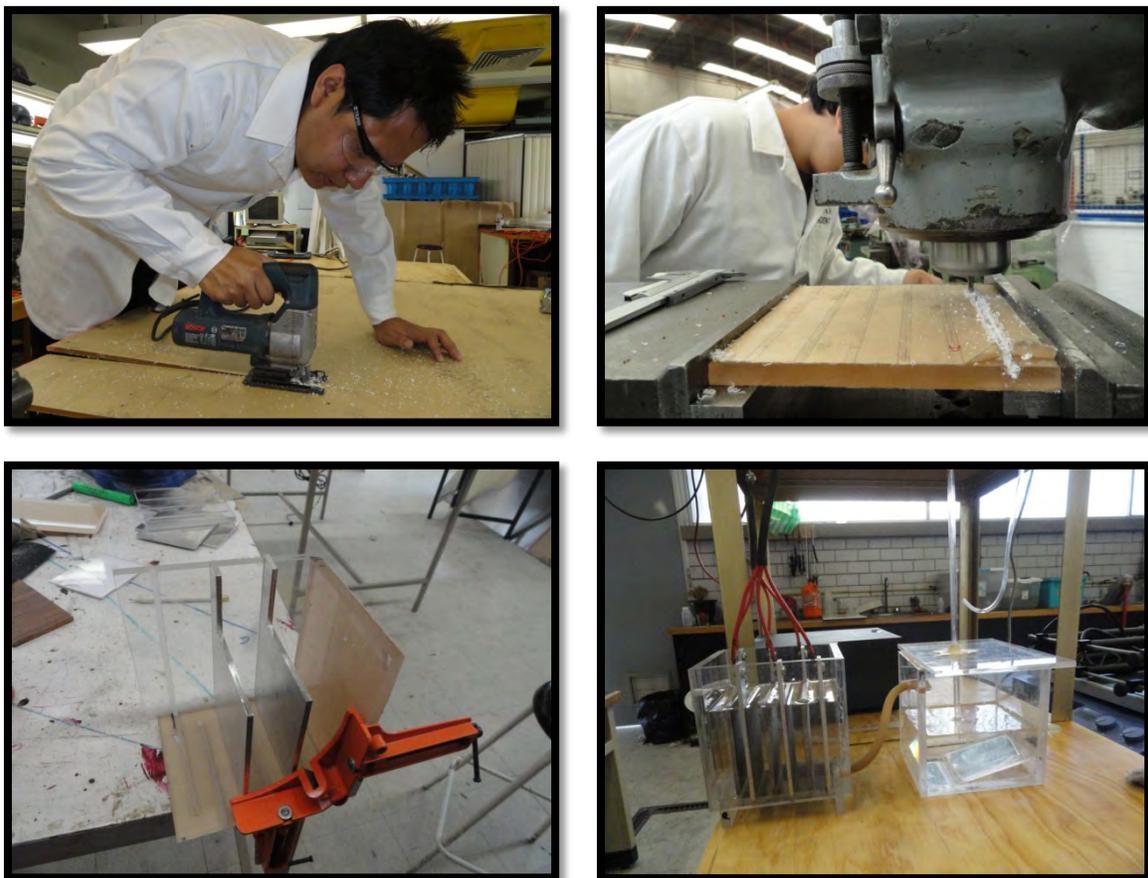


Figura 4.3. Construcción del Reactor de Electrocoagulación de Flujo Continuo.

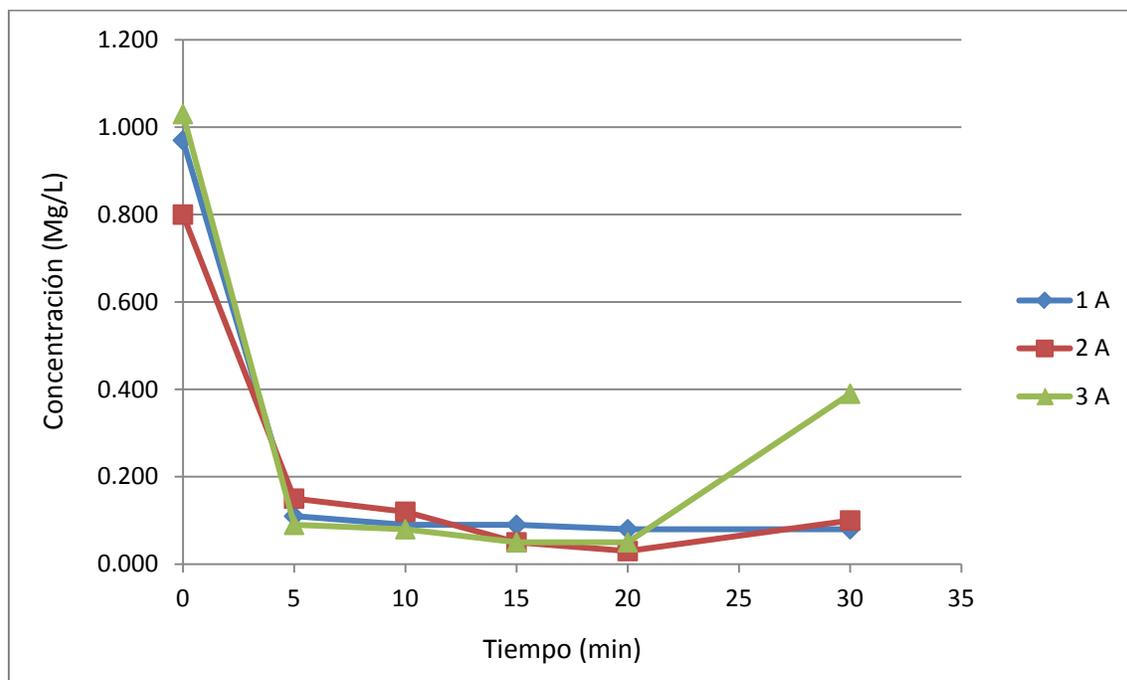
4.2 RESULTADOS EN LAS PRUEBAS DE LABORATORIO.

4.2.1 Reactor de Electrocoagulación por Lotes (Batch).

➤ Resultados del proceso de electrocoagulación a una concentración de 1 mg/L de Cu^{2+}

Tabla 4.1. Remoción de una concentración inicial de 1 mg/L de Cu^{2+} de tres muestras de distintos amperajes en función del tiempo.

Concentración de 1 mg/L de Cu^{2+}			
Tiempo (min)	1 A	2 A	3 A
0	0.970	0.800	1.030
5	0.110	0.150	0.090
10	0.090	0.120	0.080
15	0.090	0.050	0.050
20	0.080	0.030	0.050
30	0.080	0.100	0.390



Gráfica 4.1. Disminución en la concentración inicial de 1 mg/L de Cu^{2+} de tres muestras de distintos amperajes en función del tiempo.

Como se puede observar en la Grafica 4.1 hay un decremento rápido en la concentración inicial de 1mg/L de Cu^{2+} durante los primeros 5 minutos en las tres muestras y con distintos amperajes. Posteriormente, las tres muestras presentan un decremento lento, constante, casi lineal, muy similar entre ellas, lo que significa que ya no se puede remover más cobre. Además, también se puede apreciar que el valor al minuto 30 de la corrida a 3 A tiene un comportamiento diferente, lo que significa un error al momento de tomar la muestra, pues lo más seguro es que se tomó algo de espuma y por ello, el incremento en la concentración.

En la Figura 4.4 se puede observar el reactor de electrocoagulación por lotes (Batch) con 2 L de la disolución de cobre a una concentración de 1 mg/L de Cu^{2+} . De la Figura 4.5 a la 4.7 se muestra el resultado del proceso de electrocoagulación a los 30 minutos a distintos amperajes.

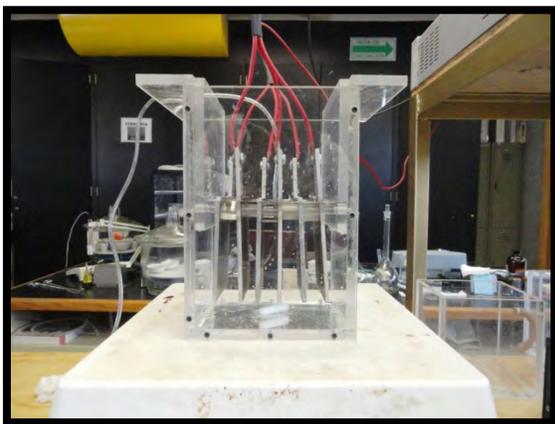


Figura 4.4. Muestra de 1 mg/L de Cu^{2+} (Tiempo cero).

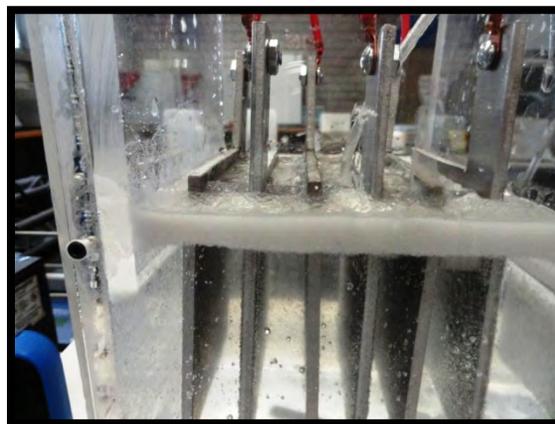


Figura 4.5. Remoción de una concentración inicial de 1 mg/L de Cu^{2+} con 1A en 30min.



Figura 4.6. Remoción de una concentración inicial de 1 mg/L de Cu^{2+} con 2A en 30min.

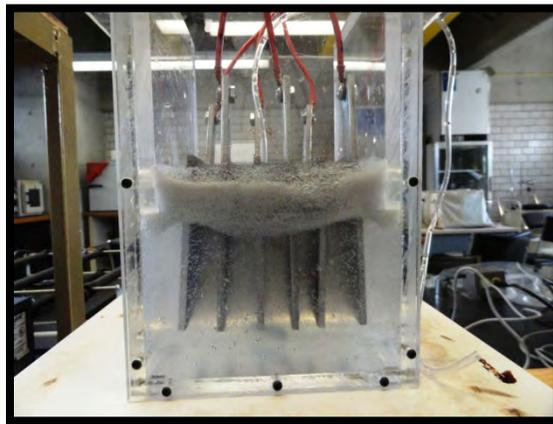
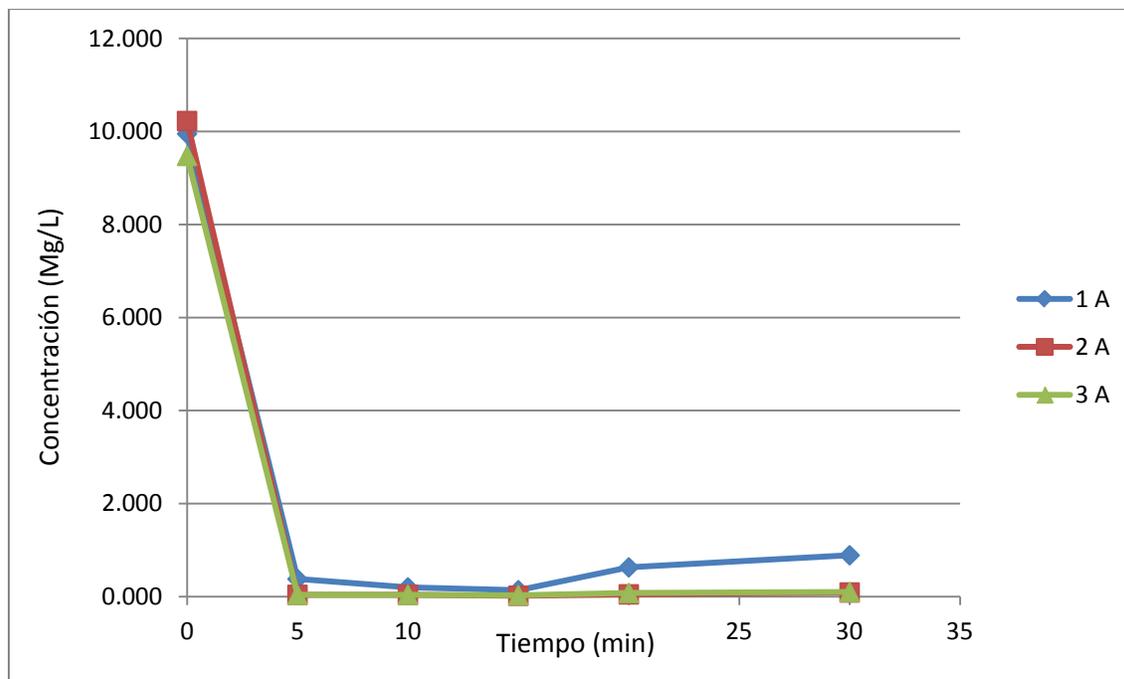


Figura 4.7. Remoción de una concentración inicial de 1 mg/L de Cu^{2+} con 3A en 30min.

- Resultados del proceso de electrocoagulación a una concentración de 10 mg/L de Cu^{2+}

Tabla 4.2. Remoción de una concentración inicial de 10 mg/L de Cu^{2+} de tres muestras de distintos amperajes en función del tiempo.

Concentración de 10 mg/L de Cu^{2+}			
Tiempo (min)	1 A	2 A	3 A
0	9.950	10.225	9.475
5	0.380	0.040	0.040
10	0.200	0.040	0.040
15	0.140	0.020	0.030
20	0.630	0.050	0.080
30	0.890	0.090	0.100



Grafica 4.2. Disminución en la concentración inicial de 10 mg/L de Cu²⁺ de tres muestras de distintos amperajes en función del tiempo.

La grafica 4.2 describe un decremento muy parejo en la concentración inicial de 10 mg/L de Cu²⁺ durante los primeros 5 minutos de las tres muestras de distintos amperajes. En los siguientes 10 minutos las tres muestras presentan un bajo decremento en la concentración. En estas pruebas se presentaron incongruencias en los valores de las concentraciones de los últimos 15 minutos.

En la Figura 4.8 se aprecia el reactor de electrocoagulación por lotes (Batch) con 2 L de la disolución que tiene una concentración de 10 mg/L de Cu²⁺. De la Figura 4.9 a la 4.11 se observa el resultado del proceso de electrocoagulación a los 30 minutos por cada muestra de distinto amperaje.

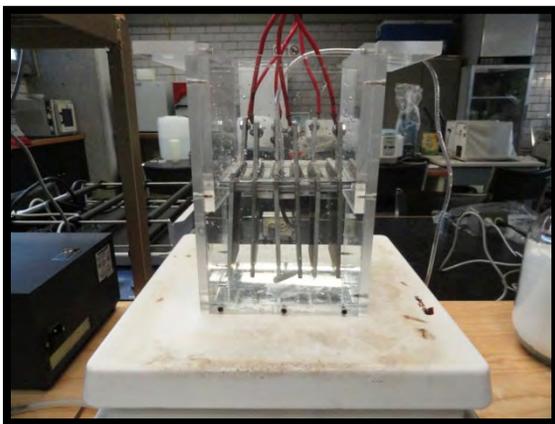


Figura 4.8. Muestra de 10 mg/L de Cu^{2+} (Tiempo cero).

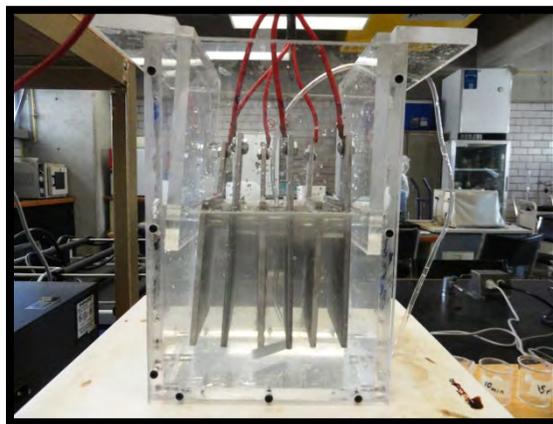


Figura 4.9. Remoción final de una concentración inicial de 10 mg/L de Cu^{2+} con 1A.

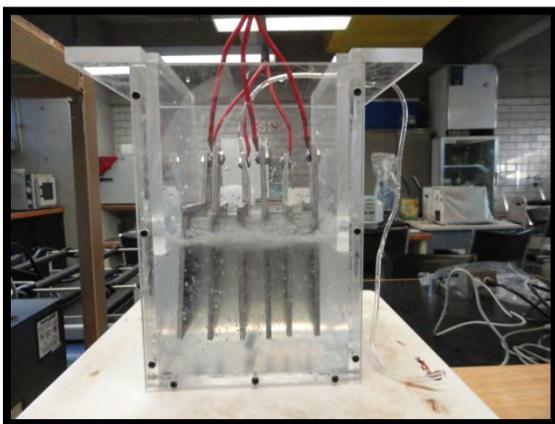


Figura 4.10. Remoción final de una concentración inicial de 10 mg/L de Cu^{2+} con 2A.

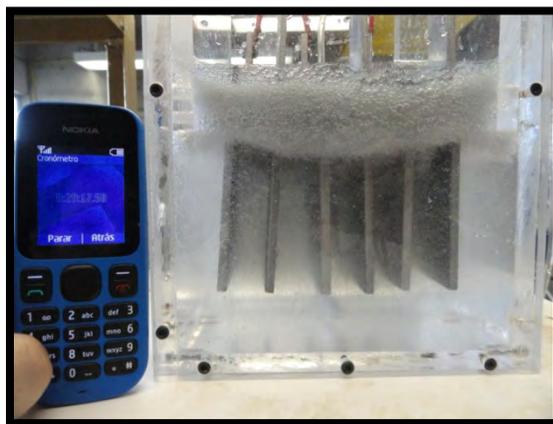
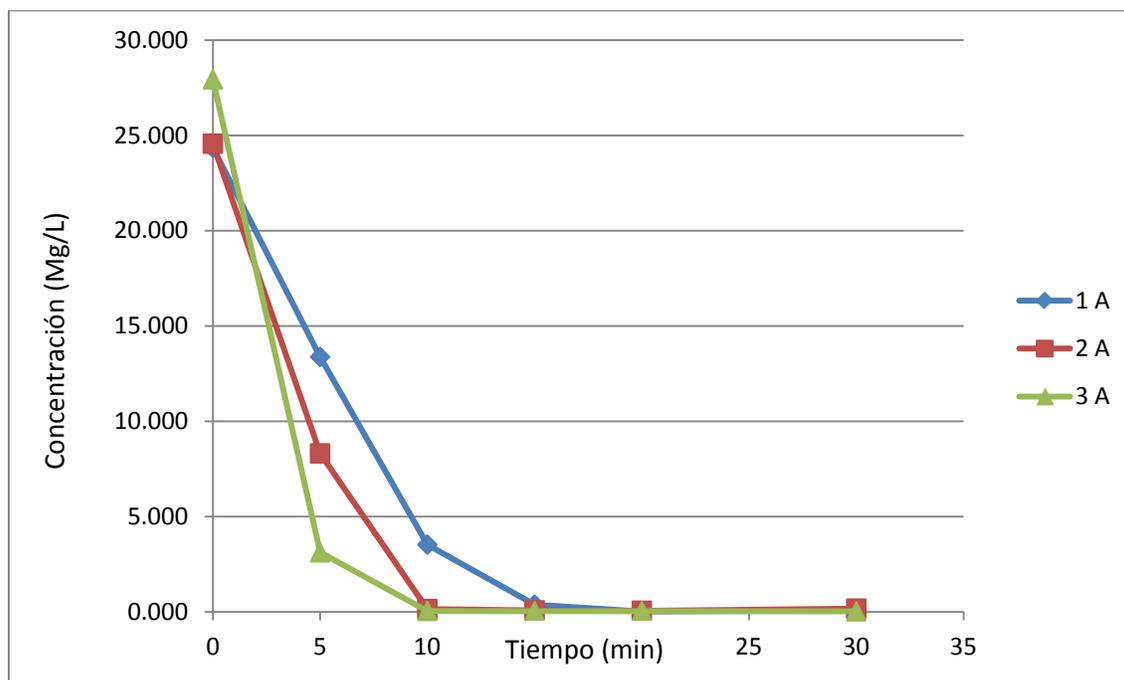


Figura 4.11. Remoción final de una concentración inicial de 10 mg/L de Cu^{2+} con 3A.

- Resultados del proceso de electrocoagulación a una concentración de 25 mg/L de Cu^{2+}

Tabla 4.3. Remoción de una concentración inicial de 25 mg/L de Cu^{2+} de tres muestras de distintos amperajes en función del tiempo.

Concentración de 25 mg/L de Cu^{2+}			
Tiempo (min)	1 A	2 A	3 A
0	24.348	24.563	27.938
5	13.375	8.313	3.125
10	3.530	0.150	0.050
15	0.380	0.080	0.040
20	0.020	0.060	0.040
30	0.090	0.170	0.030



Grafica 4.3. Disminución en la concentración inicial de 25 mg/L de Cu^{2+} de tres muestras de distintos amperajes en función del tiempo.

En la grafica 4.3 se observan tres distintos decrementos en la concentración inicial de 25 mg/L de Cu^{2+} durante los primeros 5 minutos de tres muestras de distintos amperajes. La muestra con el amperaje más alto (3A) presenta menos tiempo en el decremento de la concentración que las

demás muestras. A partir de los 15 minutos las tres muestras presentan un bajo y constante decremento en la concentración.

La Figura 4.12 presenta el reactor de electrocoagulación por lotes (Batch) con 2 Lit. de muestra de a una concentración de 25 mg/L de Cu^{2+} . De la Figura 4.13 a la 4.15 se puede apreciar el resultado del proceso de electrocoagulación a los 30 minutos por cada muestra de distinto amperaje.

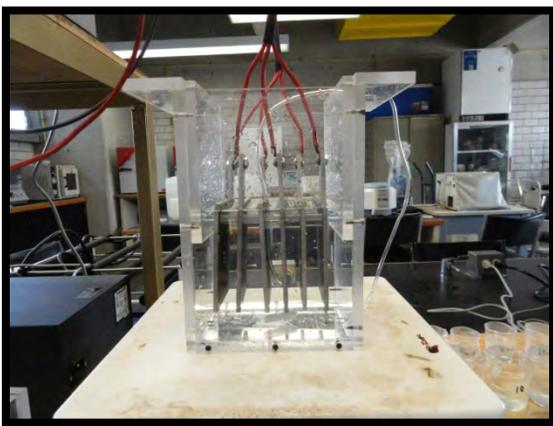


Figura 4.12. Muestra de 25 mg/L de Cu^{2+} (Tiempo cero).

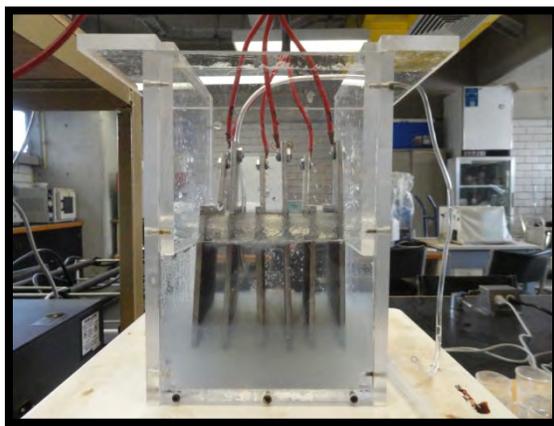


Figura 4.13. Remoción final de una concentración inicial de 25 mg/L de Cu^{2+} con 1A.



Figura 4.14. Remoción final de una concentración inicial de 25 mg/L de Cu^{2+} con 2A.

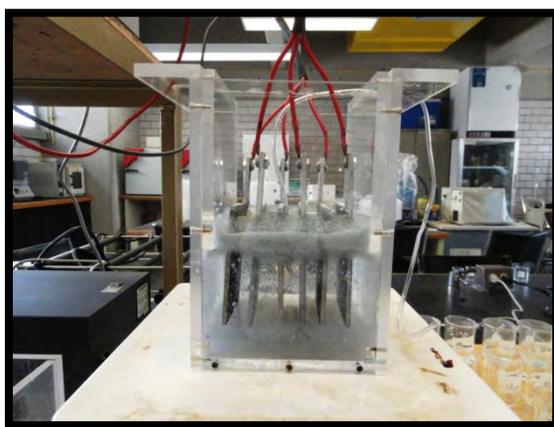
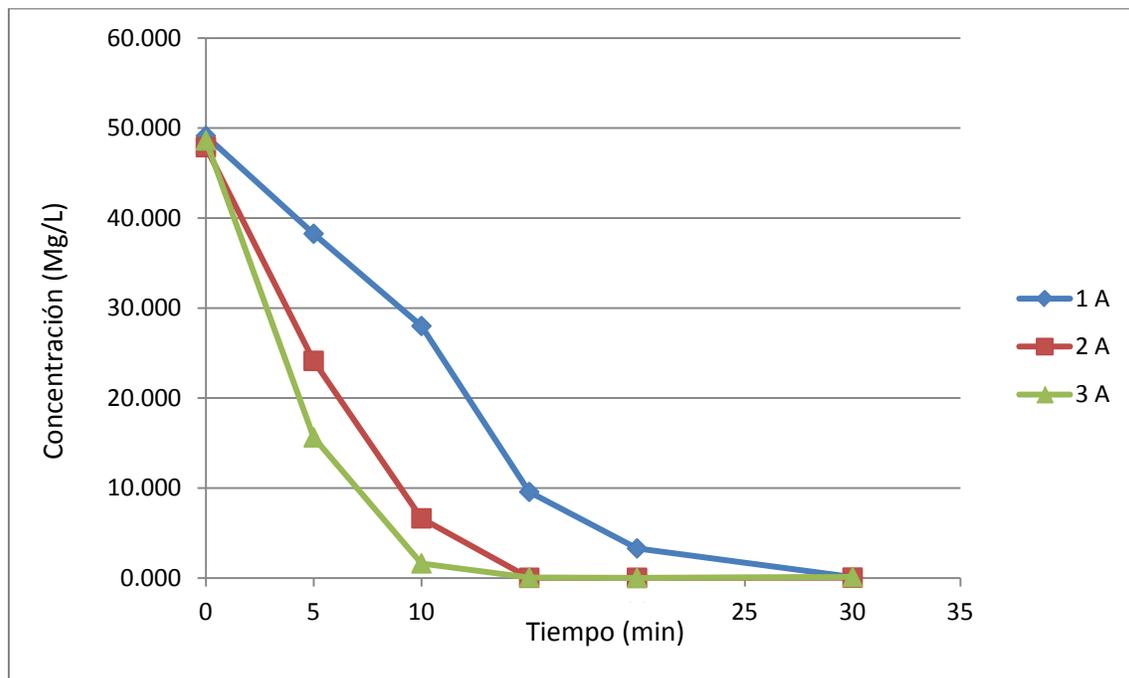


Figura 4.15. Remoción final de una concentración inicial de 25 mg/L de Cu^{2+} con 3A.

- Resultados del proceso de electrocoagulación a una concentración de 50 mg/L de Cu^{2+}

Tabla 4.4. Remoción de una concentración inicial de 50 mg/L de Cu^{2+} de tres muestras de distintos amperajes en función del tiempo.

Concentración de 50 mg/L de Cu^{2+}			
Tiempo (min)	1 A	2 A	3 A
0	49.125	47.875	48.625
5	38.250	24.125	15.625
10	28.000	6.625	1.620
15	9.563	0.020	0.060
20	3.290	0.020	0.010
30	0.100	0.040	0.120



Grafica 4.4. Disminución en la concentración inicial de 50 mg/L de Cu^{2+} de tres muestras de distintos amperajes en función del tiempo.

La grafica 4.4 presenta la distribución de las concentraciones del proceso de electrocoagulación de 50mg/L de Cu^{2+} de tres muestras de distintos amperajes. La muestra con la intensidad de

corriente de 3 A es más rápida para remover el cobre, mientras que a otras intensidades la velocidad disminuye, requiriendo más tiempo para llegar a los mismos resultados.

En la Figura 4.16 se observa el reactor de electrocoagulación por lotes (Batch) con 2 L de una disolución que tiene una concentración de 50 mg/L de Cu^{2+} . En las Figuras 4.17, 4.18 y 4.19 se aprecia el resultado del proceso de electrocoagulación a los 30 minutos por cada muestra de distinto amperaje.

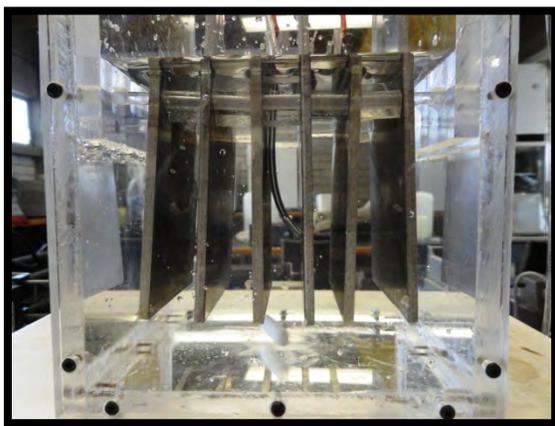


Figura 4.16. Muestra de 50 mg/L de Cu^{2+} (Tiempo cero).

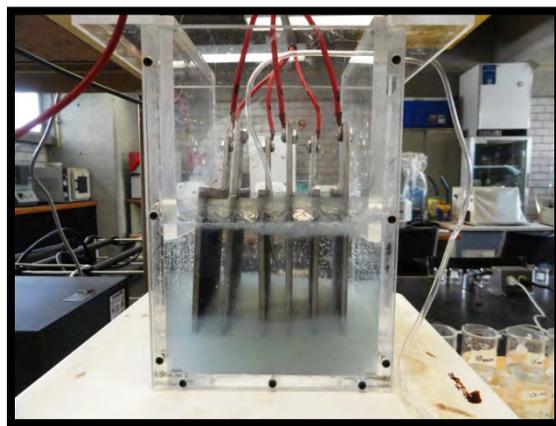


Figura 4.17. Remoción final de una concentración inicial de 50 mg/L de Cu^{2+} con 1A.

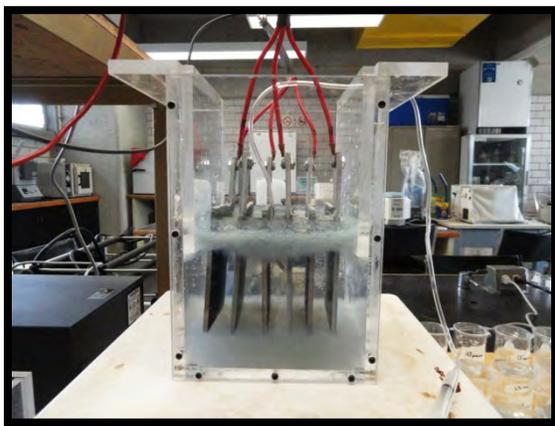


Figura 4.18. Remoción final de una concentración inicial de 50 mg/L de Cu^{2+} con 2A.

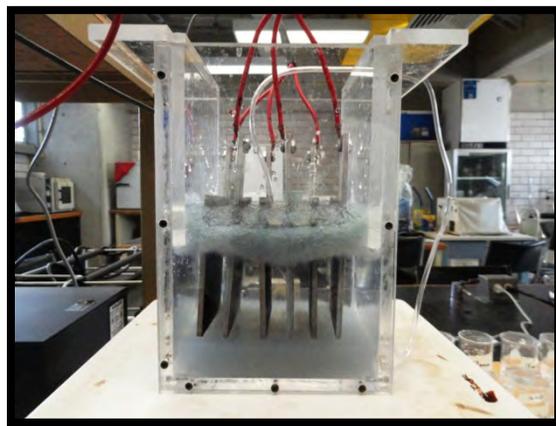


Figura 4.19. Remoción final de una concentración inicial de 50 mg/L de Cu^{2+} con 3A.

En la Tabla 4.5 se observan los porcentajes de remoción con respecto al proceso de electrocoagulación por lotes o tipo Batch con distintos amperajes. Los porcentajes de remoción indican una alta eficiencia en la remoción de la concentración de Cu^{2+} . La utilización de distintos amperajes no marca una gran diferencia entre cada uno de ellos por lo que no podría considerarse un factor que afecte la eficiencia en la remoción, sin embargo puede ayudar a acelerar el proceso.

Tabla 4.5. Porcentajes de remoción de Cu^{2+} en el proceso de electrocoagulación por lotes a distintos amperaje.

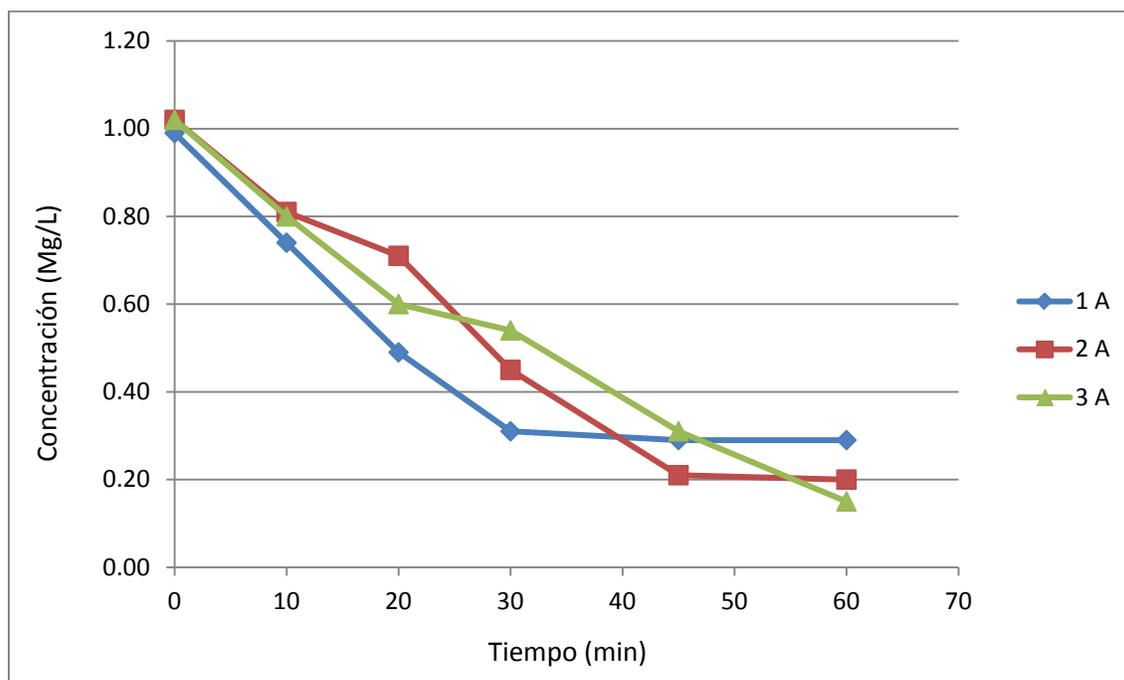
Concentración (mg/L)	Porcentaje de Remoción (%)		
	1 A	2 A	3 A
1	91.753	96.250	95.146
10	98.593	99.804	99.683
25	99.918	99.756	99.893
50	99.796	99.958	99.979

4.2.2 Reactor de Electrocoagulación de Flujo Continuo.

➤ Resultados del proceso de electrocoagulación a una concentración de 1 mg/L de Cu²⁺

Tabla 4.6. Remoción de una concentración inicial de 1 mg/L de Cu²⁺ de tres muestras de distintos amperajes en función del tiempo.

Concentración de 1 mg/L de Cu ²⁺			
Tiempo (min)	1 A	2 A	3 A
0	0.99	1.02	1.02
10	0.74	0.81	0.80
20	0.49	0.71	0.60
30	0.31	0.45	0.54
45	0.29	0.21	0.31
60	0.29	0.20	0.15



Grafica 4.5. Disminución en la concentración inicial de 1 mg/L de Cu²⁺ de tres muestras de distintos amperajes en función del tiempo.

Como se puede observar en la grafica 4.5 la disminución de la concentración inicial de 1mg/L de Cu^{2+} parece ser más eficiente con una intensidad de corriente de 1 A en los primero 30 minutos, sin embargo, un amperaje más alto puede propiciar un decremento considerable en la concentración si se le deja más tiempo.

En la Figura 4.20 se puede observar el reactor de electrocoagulación de flujo continuo con 2 L de disolución con 1 mg/L de Cu^{2+} . En las Figuras 4.21, 4.22 y 4.23 se muestra el resultado del proceso de electrocoagulación a los 60 minutos con distintos amperajes.

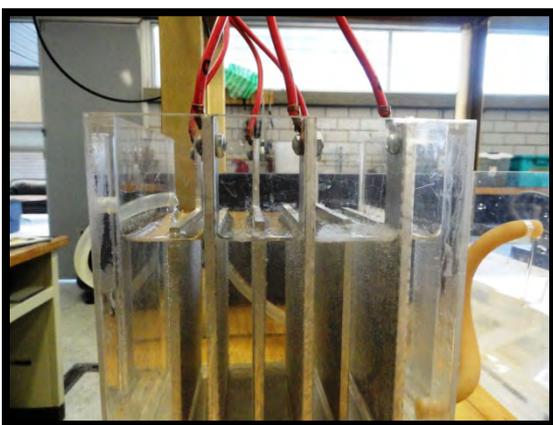


Figura 4.20. Muestra de 1 mg/L de Cu^{2+} (Tiempo cero).



Figura 4.21. Remoción final de una concentración inicial de 1 mg/L de Cu^{2+} con 1A.



Figura 4.22. Remoción final de una concentración inicial de 1 mg/L de Cu^{2+} con 2A.

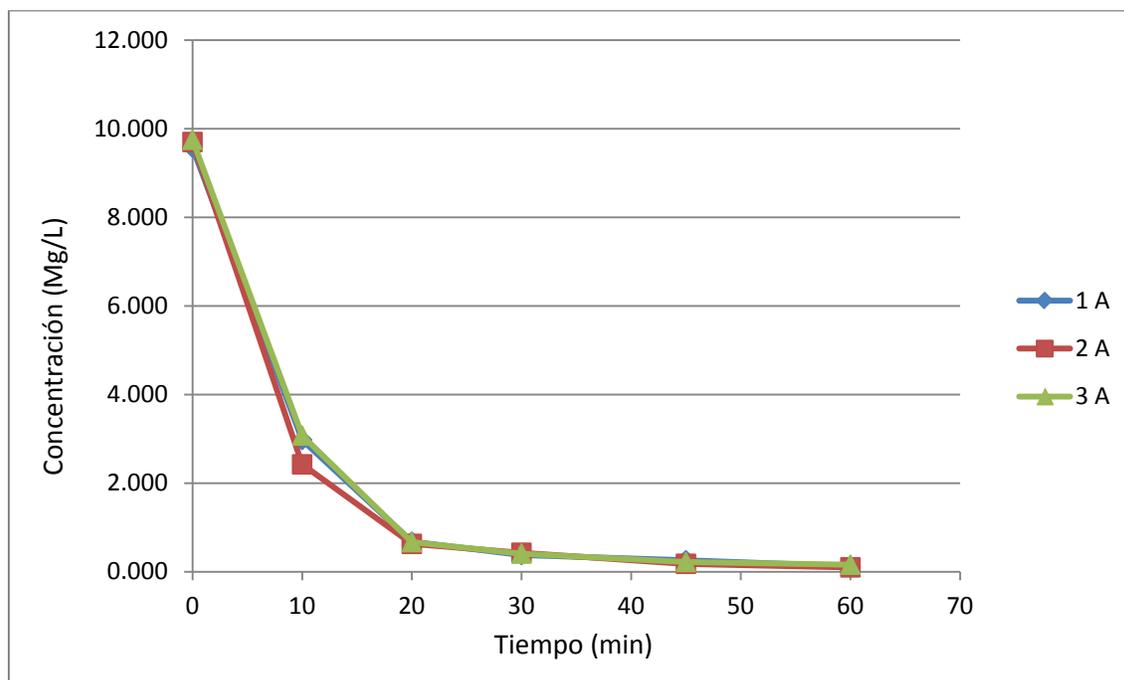


Figura 4.23. Remoción final de una concentración inicial de 1 mg/L de Cu^{2+} con 3A.

- Resultados del proceso de electrocoagulación a una concentración de 10 mg/L de Cu^{2+}

Tabla 4.7. Remoción de una concentración inicial de 10 mg/L de Cu^{2+} de tres muestras de distintos amperajes en función del tiempo.

Concentración de 10 mg/L de Cu^{2+}			
Tiempo (min)	1 A	2 A	3 A
0	9.575	9.700	9.750
10	2.975	2.425	3.075
20	0.680	0.630	0.670
30	0.380	0.430	0.410
45	0.260	0.180	0.220
60	0.130	0.100	0.160



Grafica 4.6. Disminución en la concentración inicial de 10 mg/L de Cu^{2+} de tres muestras de distintos amperajes en función del tiempo.

La grafica 4.6 describe un decremento muy similar en la concentración inicial de 10 mg/L de Cu^{2+} en la mayoría del proceso de electrocoagulación de las tres muestras de distintos amperajes.

En la Figura 4.24 se aprecia el reactor de electrocoagulación de flujo continuo con 2 L de disolución con una concentración de 10 mg/L de Cu^{2+} . De la Figura 4.25 a la 4.27 se observa el resultado del proceso de electrocoagulación en los 60 minutos del proceso por cada amperaje.

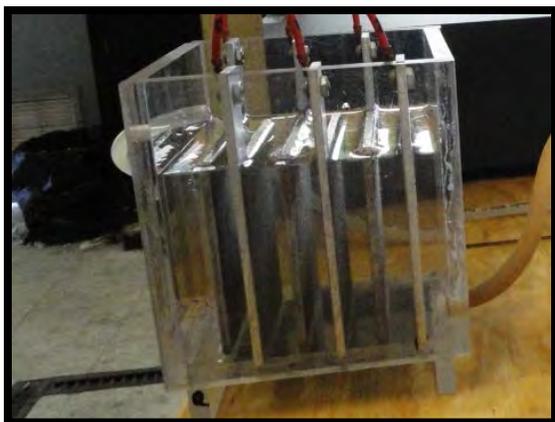


Figura 4.24. Muestra de 10 mg/L de Cu^{2+} (Tiempo cero).



Figura 4.25. Remoción final de una concentración inicial de 10 mg/L de Cu^{2+} con 1A.

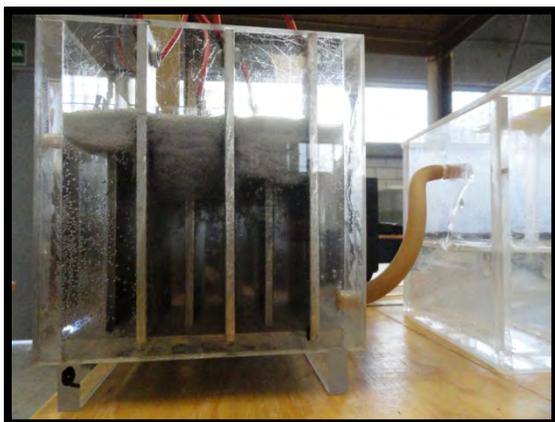


Figura 4.26. Remoción final de una concentración inicial de 10 mg/L de Cu^{2+} con 2A.

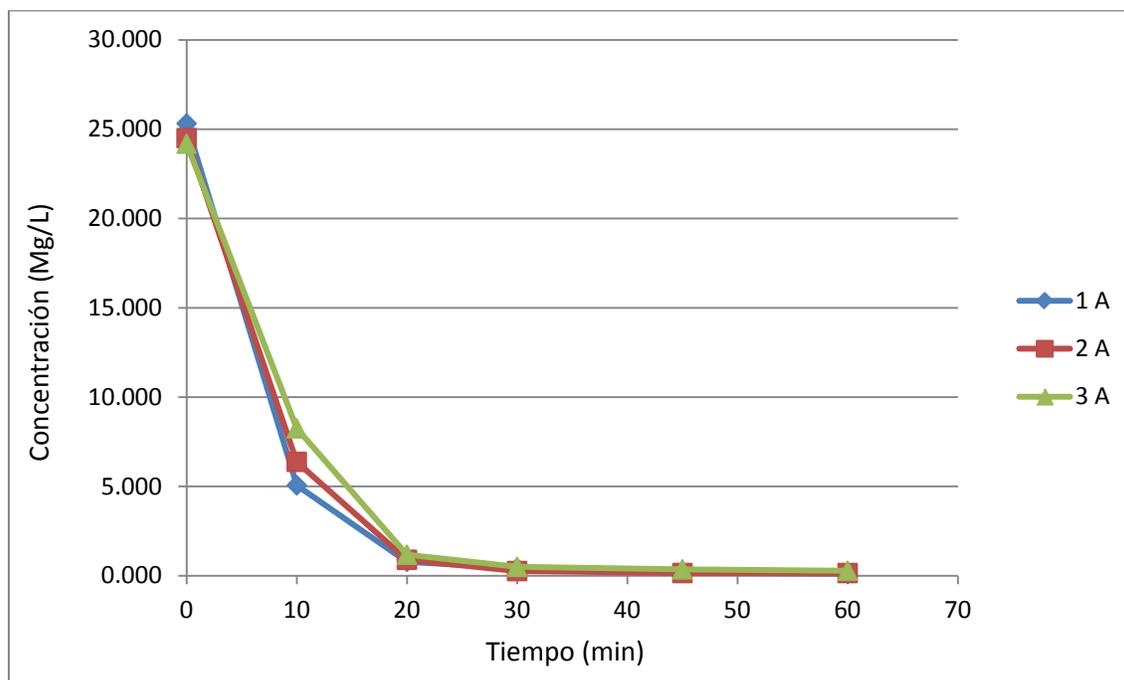


Figura 4.27. Remoción final de una concentración inicial de 10 mg/L de Cu^{2+} con 3A.

- Resultados del proceso de electrocoagulación a una concentración de 25 mg/L de Cu^{2+}

Tabla 4.8. Remoción de una concentración inicial de 25 mg/L de Cu^{2+} de tres muestras de distintos amperajes en función del tiempo.

Concentración de 25 mg/L de Cu^{2+}			
Tiempo (min)	1 A	2 A	3 A
0	25.313	24.500	24.187
10	5.063	6.375	8.250
20	0.780	0.890	1.180
30	0.430	0.260	0.500
45	0.170	0.150	0.360
60	0.110	0.150	0.280



Grafica 4.7. Disminución en la concentración inicial de 25 mg/L de Cu^{2+} de tres muestras de distintos amperajes en función del tiempo.

La grafica 4.7 muestra un decremento en la concentración inicial de 25 mg/L de Cu^{2+} por cada una de las muestras de distintos amperajes. La muestra con el amperaje igual a 1A presenta mayor disminución en la concentración de Cu^{2+} en un menor tiempo en comparación a los de mayor amperaje.

En la Figura 4.28 se muestra el reactor de electrocoagulación de flujo continuo con 2 L de disolución de cobre a una concentración de 25 mg/L de Cu^{2+} . De la Figura 4.29 a la 4.31 se observa el resultado del proceso de electrocoagulación en los 60 minutos del proceso por cada amperaje.

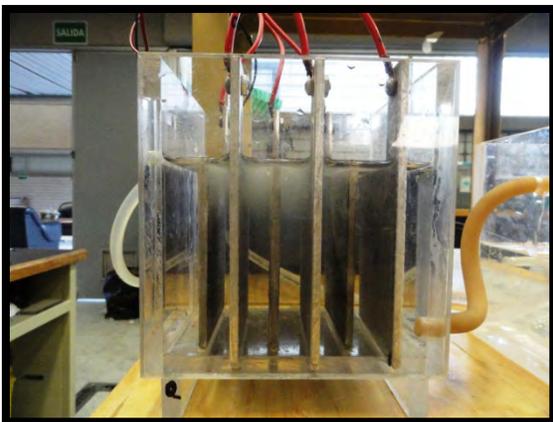


Figura 4.28. Muestra de 25 mg/L de Cu^{2+} (Tiempo cero).

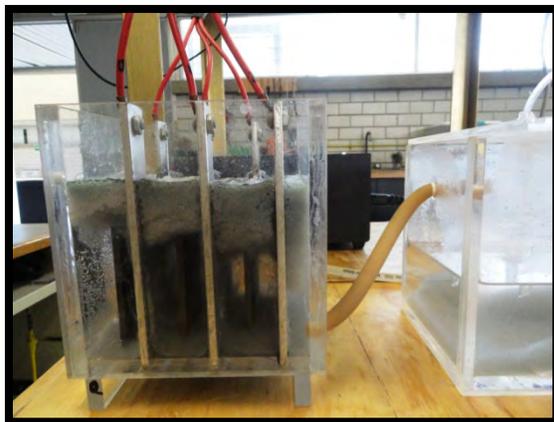


Figura 4.29. Remoción final de una concentración inicial de 25 mg/L de Cu^{2+} con 1A.

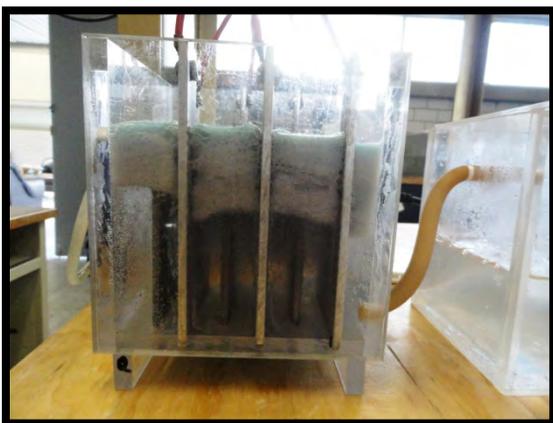


Figura 4.30. Remoción final de una concentración inicial de 25 mg/L de Cu^{2+} con 2A.

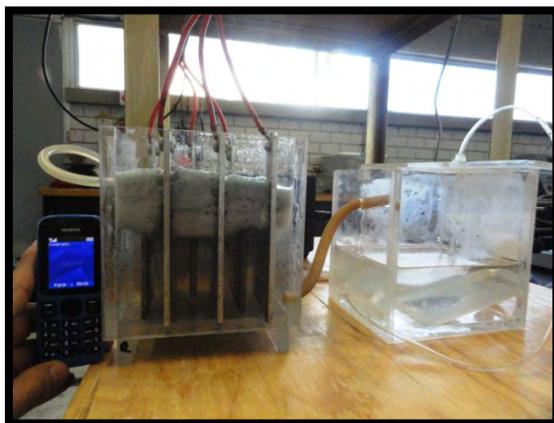
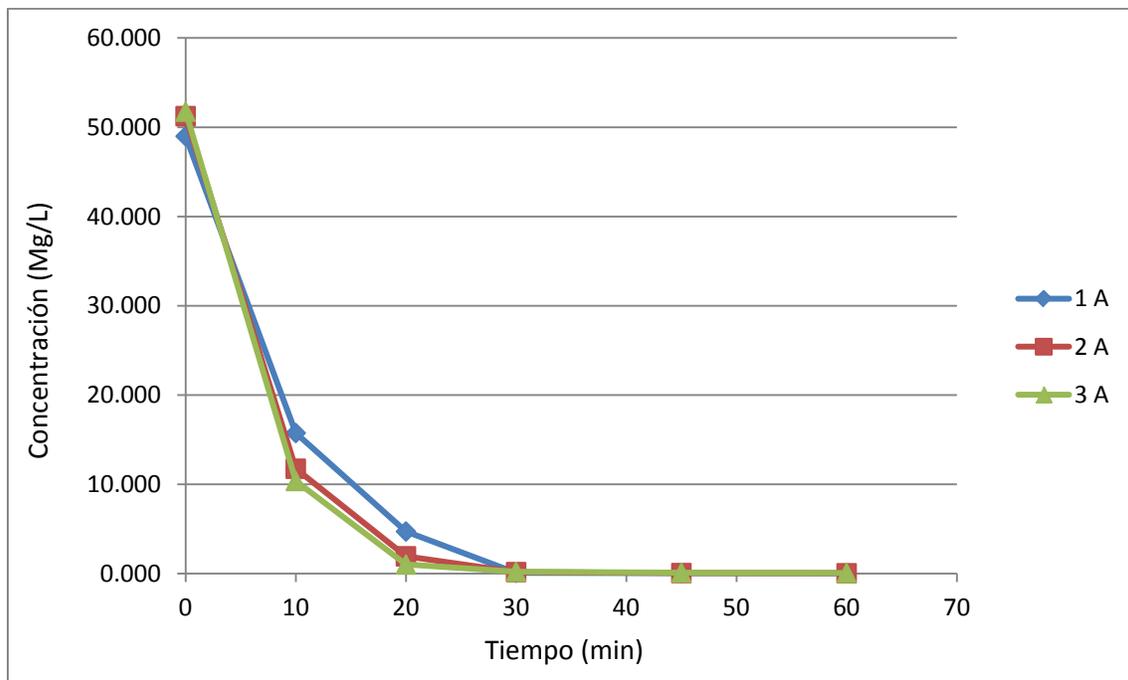


Figura 4.31. Remoción final de una concentración inicial de 25 mg/L de Cu^{2+} con 3A.

- Resultados del proceso de electrocoagulación a una concentración de 50 mg/L de Cu^{2+}

Tabla 4.9. Remoción de una concentración inicial de 50 mg/L de Cu²⁺ de tres muestras de distintos amperajes en función del tiempo.

Concentración de 50 mg/L de Cu ²⁺			
Tiempo (min)	1 A	2 A	3 A
0	25.313	24.500	24.187
10	5.063	6.375	8.250
20	0.780	0.890	1.180
30	0.430	0.260	0.500
45	0.170	0.150	0.360
60	0.110	0.150	0.280



Grafica 4.8. Disminución en la concentración inicial de 50 mg/L de Cu²⁺ de tres muestras de distintos amperajes en función del tiempo.

La grafica 4.8 muestra un decremento mayor en la concentración inicial de 50 mg/L de Cu²⁺ de la muestra con una intensidad de corriente de 3A, seguida de la muestra con 2 y 1 amperes. El tiempo resulta ser muy positivo para la muestra con 3A.

La Figura 4.32 muestra el reactor de electrocoagulación de flujo continuo con una disolución de cobre a una concentración de 50 mg/L de Cu^{2+} . De la Figura 4.33 a la 4.35 se observa el resultado del proceso de electrocoagulación en los 60 minutos del proceso por cada amperaje.

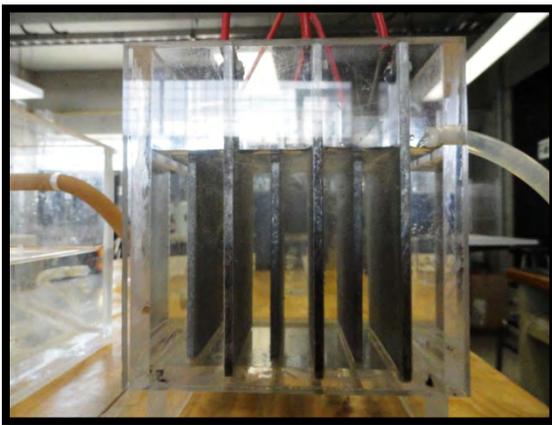


Figura 4.32. Muestra de 50 mg/L de Cu^{2+} (Tiempo cero).

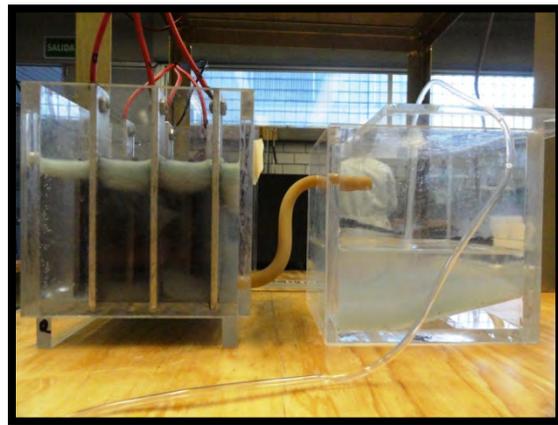


Figura 4.33. Remoción final de una concentración inicial de 50 mg/L de Cu^{2+} con 1A.

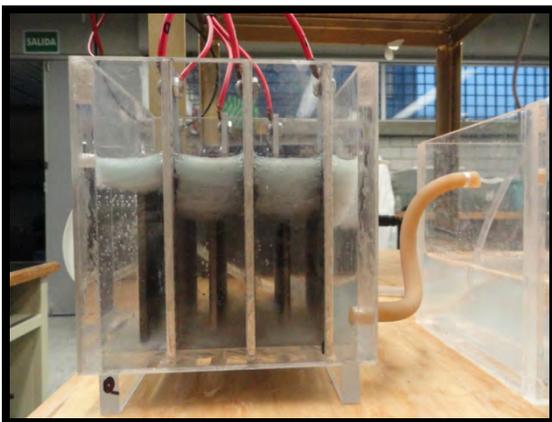


Figura 4.34. Remoción final de una concentración inicial de 50 mg/L de Cu^{2+} con 2A.

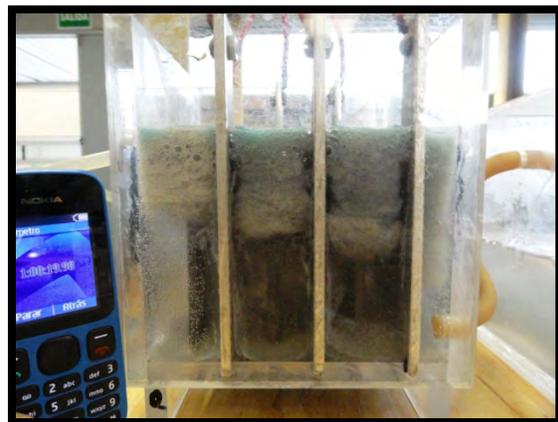


Figura 4.35. Remoción final de una concentración inicial de 50 mg/L de Cu^{2+} con 3A.

En la Tabla 4.10 se aprecian los porcentajes de remoción con respecto al proceso de electrocoagulación de flujo continuo con distintos amperajes. Los porcentajes de remoción indican una alta eficiencia en el proceso de electrocoagulación para la eliminación del metal, aunque para concentraciones bajas puede que la eficiencia en el proceso disminuya. La utilización de distintos amperajes no es un factor que afecte gradualmente el porcentaje de remoción, sin embargo puede ayudar a acelerar el proceso.

Tabla 4.10. Porcentajes de remoción de Cu^{2+} en el proceso de electrocoagulación de flujo continuo a distintos amperaje.

Concentración (mg/L)	Porcentaje de Remoción (%)		
	1 A	2 A	3 A
1	70.707	80.392	85.294
10	98.642	98.969	98.359
25	99.565	99.388	98.842
50	99.939	99.922	99.865

Capítulo 5

Conclusiones y Recomendaciones

5.1 CONCLUSIONES.

La electrocoagulación es un proceso electroquímico con un futuro muy amplio en la remoción de contaminantes en agua y aguas residuales y basta con revisar los resultados publicados por diversos autores que utilizan este proceso adecuándolos a sus necesidades, planteando y experimentando con una infinidad de formas y/o métodos, materiales, etc., prueba de su gran potencial que aún no se ha realizado plenamente. Es evidente que todavía es un proceso empíricamente optimizado y que se necesita realizar cada vez más y más investigaciones, experimentos, pruebas, entre otros, para recabar información fundamental, crear y establecer, en cada caso, las bases y los mecanismos para un eficiente diseño en los reactores de electrocoagulación en los que intervienen diversos factores.

Se construyeron dos tipos de reactores electroquímicos capaces de remover metales pesados y que en este caso específico, se trata de remover cobre, es decir, por un proceso por lotes y de alimentación continua.

Se usaron disoluciones de cobre a diferentes concentraciones 50, 25, 10 y 1 mg/L, con la finalidad de evaluar la velocidad de remoción en altas concentraciones y en bajas, apoyándose de tres intensidades de corriente 1, 2 y 3 amperes. En este sentido se encontró que es más eficiente el proceso por lotes para remover el cobre disuelto sin importar si la concentración es alta o baja, ya que en el proceso continuo a bajas concentraciones (1 mg/L) el proceso no fue tan eficiente.

La información que se generó en este trabajo de tesis y los reactores electroquímicos se pueden utilizar para mejorar el proceso de enseñanza – aprendizaje correspondiente al campo de conocimiento de la Ingeniería Ambiental de los alumnos de la carrera de Ingeniería Civil de la FES Aragón, pues se estaría mostrando otra opción para la remoción de contaminantes en el agua potable y en el agua residual, sirviendo como complemento para el diseño de un sistema de tratamiento de agua más eficiente.

5.2 RECOMENDACIONES.

Los procesos de electrocoagulación presentan grandes ventajas en el tratamiento de agua potable y agua residual, sin embargo existen diversos factores que intervienen en la eficiencia, por lo que se recomienda continuar con el desarrollo de este tipo de reactores y en el diseño se debe considerar los siguientes aspectos:

- Para concentraciones altas, tomar en cuenta la utilización de electrodos con una gran área de superficie, además la utilización de electrodos de aluminio y o hierro conlleva a una mayor remoción del contaminante debido a las cargas de sus partículas.
- Para el diseño y construcción de los reactores de electrocoagulación considerar la concentración del contaminante a tratar, para hacer más eficiente el proceso.
- Debido a que el proceso genera lodos y espuma, contemplar en el diseño la forma para retirarlos y evitar que se vuelvan a mezclar y así obtener un agua con una adecuada calidad, libre del metal a evaluar.
- Si lo que se requiere remover, tiene que ser en un tiempo no muy prolongado un aumento en el amperaje seria lo correcto, tomando en cuenta que las investigaciones manejan hasta valores de 5 A.
- El espaciamiento entre electrodos es un factor importante. Una separación muy amplia podría provocar más tiempo en la remoción del contaminante, una separación muy pequeña provocará problemas con la corriente eléctrica, por lo que es importante considerarlo en el diseño.

Es importante generar folletos o trípticos para que los alumnos de la carrera de Ingeniería Civil puedan conocer estos procesos de remoción. También se debe generar un manual de prácticas e incluirlo dentro del temario de la asignatura de Tratamiento de Aguas Residuales o en la de Contaminación del Agua o en Química para Ingeniería.

Referencias

Aguilar, M. I., Sáez, J., Lloréns, M., Soler, A., Ortuño, J.F. (2003). Microscopic observation of particle reduction in slaughterhouse wastewater by coagulation-flocculation using ferric sulphate as coagulant and different coagulant aids. *Water Research*, Vol. 37, número 9, páginas 2233 – 241.

Aji, B. A., Yavuz, Y., Koparal, A. S. (2012). Electrocoagulation of heavy metals containing model wastewater using monopolar iron electrodes. *Separation and Purification Technology*. Vol. 86, páginas 248 – 254.

Aman, T., Kazi, A. A., Sabri, M. U., Bano, Q. (2008). Potato peels as solid waste for the removal of heavy metal copper(II) from waste water/industrial effluent. *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces*, Vol. 63, número 1, páginas 116 – 121.

Arango, R. A. (2005). La electrocoagulación: una alternativa para el tratamiento de aguas residuales. *Revista Lasallista de Investigación*. Vol. 2, número 1, páginas 49 – 56.

Arboleda, V. J. A. (1972). Teoría, diseño y control de los procesos de clarificación del agua. Lima, Perú. CEPIS. OPS Serie Técnica, número 13, páginas 558.

ATSDR. (1995). Toxicological Profile for Antimony. Atlanta, GA: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. Recuperado el 20 de octubre de 2013 de <http://www.atsdr.cdc.gov/toxfaqs/tf.asp?id=331&tid=58>.

ATSDR. (2007). Toxicological Profile for Arsenic (Update). Atlanta, GA: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. Recuperado el 20 de octubre de 2013 de <http://www.atsdr.cdc.gov/toxfaqs/tf.asp?id=19&tid=3>.

ATSDR. (2012). Toxicological Profile for Cadmium. Atlanta, GA: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. Recuperado el 20 de octubre de 2013 de <http://www.atsdr.cdc.gov/toxfaqs/tf.asp?id=47&tid=15>.

ATSDR. (2012). Toxicological Profile for Chromium. Atlanta, GA: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. Recuperado el 20 de octubre de 2013 de <http://www.atsdr.cdc.gov/toxfaqs/tf.asp?id=61&tid=17>.

ATSDR. (2004). Toxicological Profile for Cobalt. Atlanta, GA: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. Recuperado el 20 de octubre de 2013 de <http://www.atsdr.cdc.gov/toxfaqs/tf.asp?id=372&tid=64>.

ATSDR. (2004). Toxicological Profile for Copper. Atlanta, GA: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. Recuperado el 20 de octubre de 2013 de <http://www.atsdr.cdc.gov/phs/phs.asp?id=204&tid=37>.

ATSDR. (2007). Toxicological Profile for Lead (Update). Atlanta, GA: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. Recuperado el 20 de octubre de 2013 de <http://www.atsdr.cdc.gov/toxfaqs/tf.asp?id=93&tid=22>.

ATSDR. (2012). Toxicological Profile for Manganese. Atlanta, GA: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. Recuperado el 20 de octubre de 2013 de <http://www.atsdr.cdc.gov/toxfaqs/tf.asp?id=101&tid=23>.

ATSDR. (1999). Toxicological Profile for Mercury. Atlanta, GA: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. Recuperado el 20 de octubre de 2013 de <http://www.atsdr.cdc.gov/toxfaqs/tf.asp?id=113&tid=24>.

ATSDR. (2003). Toxicological Profile for Selenium. Atlanta, GA: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. Recuperado el 20 de octubre de 2013 de <http://www.atsdr.cdc.gov/toxfaqs/tf.asp?id=152&tid=28>.

ATSDR. (1999). Toxicological Profile for Silver. Atlanta, GA: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. Recuperado el 20 de octubre de 2013 de <http://www.atsdr.cdc.gov/toxfaqs/tf.asp?id=538&tid=97>.

ATSDR. (2005). Toxicological Profile for Zinc (Update). Atlanta, GA: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. Recuperado el 20 de octubre de 2013 de <http://www.atsdr.cdc.gov/toxfaqs/tf.asp?id=301&tid=54>.

Barrera, D. C., Lugo, L. V., Bilyeu, B. (2012). A review of chemical and biological methods for aqueous Cr(VI) reduction. *Journal of Hazardous Materials*. Vol. 223-224, páginas 1 – 12.

Barakat, M. A. (2011). New trends in removing heavy metals from industrial wastewater. *Arabian Journal of Chemistry*, Vol. 4, número 4, páginas 361 – 377.

Bernard, A. (2011). Renal and neurological effects heavy metals in the environment. *Encyclopedia of Environmental Health*. Páginas 801 – 805.

Bojic, A. L., Bojic, D., Andjelkovic, T. (2009). Removal of Cu^{2+} and Zn^{2+} from model wastewaters by spontaneous reduction – coagulation process in flow conditions. *Journal of Hazardous Materials*. Vol. 168, páginas 813 – 819.

Cánepa, de V. L., Maldonado Y. V., Barrenechea M. A., Aurazo de Z.M. (2004). Tratamiento de agua para consumo humano. Plantas de filtración rápida. Manual I: teoría. Lima, Perú. CEPIS. Tomo I, páginas 306.

Cañizares, P., Jiménez, C., Martínez, F., Rodrigo, M. A. (2009). The pH as a key parameter in the choice between coagulation and electrocoagulation for the treatment of wastewaters. *Journal of Hazardous Materials*. Vol. 163, número 1, páginas 158 – 164.

Chen, G. (2004). Electrochemical technologies in wastewater treatment. *Separation and Purification Technology*. Vol. 38, número 1, páginas 11 – 41.

Chen, X., Chen, G., Yue, P. L. (2002). Investigation on the electrolysis voltage of electrocoagulation. *Chemical Engineering Science*. Vol. 57, páginas 2449 – 2455.

Cominellis, C., Chen, G. (2010) *Electrochemistry for the Environment*. New York. Springer. Páginas 563.

De Armas, T., Castro, D. (2007). Impacto de la contaminación ambiental sobre los cultivos: metales pesados. *Ciencia y tecnología de alimentos*. Vol. 17, número 1, páginas 75 – 80.

Ducrotoy, J. P., Mazik, K. (2011). 8.04 - Chemical Introductions to the Systems: Point Source Pollution (Persistent Chemicals). *Treatise on Estuarine and Coastal Science*. Vol. 8, páginas 71 – 111.

Emamjiomeh, M.M., Sivakumar, M. (2009). Review of pollutants removed by electrocoagulation and electrocoagulation/flotation process. *Journal of Environmental Management*. Vol. 90, páginas 1663 – 1679.

Fenglian, F., Wang, Q. (2011). Removal of heavy metal ions from wastewaters: A review. *Journal of Environmental Management*. Vol. 92, número 3, páginas 407 – 418.

Ghafari, S., Hasan, M., Aroua, M. K. (2008). Bio-electrochemical removal of nitrate from water and wastewater – A review. *Bioresource Technology*. Vol. 99, páginas 3965 – 3974.

Heidmann, I., Calmano W. (2008). Removal of Zn(II), Cu(II), Ni(II), Ag(I) and Cr(VI) present in aqueous solutions by aluminium electrocoagulation. *Journal of Hazardous Materials*. Vol. 152, paginas 934–941.

Holt, P. K., Barton, G. W., Wark, M., Mitchell, C. A. (2002). A quantitative comparison between chemical dosing and electrocoagulation. *Colloids and Surfaces A*. Vol. 211, número 2 – 3, páginas 233 – 248.

Holt, P. K., Barton, G. W., Wark, M., Mitchell, C. A. (2005). The future for electrocoagulation as a localized water treatment technology. *Chemosphere*. Vol 59, numero 3, páginas 355 - 367.

INECC. (2009). Metales Pesados. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). Recuperado el 5 de octubre de 2013 de <http://www.inecc.gob.mx/sqre-temas/763-aqre-metales#1>

Janssen, L. J. J., Koene, L. (2002). The role of electrochemistry and electrochemical technology in environmental protection. *Chemical Engineering journal*. Vol. 85, páginas 137 – 146.

Jüttner, K., Galla, U., Schmieder, H. (2000). Electrochemical approaches to environmental problems in the process industry. *Electrochimica Acta*. Vol. 45, número 15 – 16, páginas 2575 – 2594.

KASELCO. (2011). Basics of Electrocoagulation. Water Treatment Solutions. Recuperado el 18 de julio de 2013 de <http://www.kaselco.com/electrocoagulation/basics-of-electrocoagulation.html>.

Kirchmer, C. J. (1977). Curso sobre Tecnología de Tratamiento de Agua para Países en Desarrollo. Lima, Perú. CEPIS – CIFCA, páginas 520.

Kobya, M., Can, O.T., Bayramoglu, M. (2003). Treatment of textile wastewaters by electrocoagulation using iron and aluminum electrodes. *Journal of Hazardous Materials*. Vol. 100, número 1-3, páginas 163-178.

Lenntech, (1998). Electrólisis. Water Treatment Solutions. Recuperado el 4 de diciembre de 2013 de <http://www.lenntech.es/electrolisis.htm#ixzz2vvg9BO4R>.

Martín, D. A., Rivera, H. M., Piña, S. M., 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*. Vol. 33, número 7, páginas 496 – 502.

Martínez, H. C. A., Brillas, E. (2009). Decontamination of wastewaters containing synthetic organic dyes by electrochemical methods: A general review. *Applied Catalysis B: Environmental*. Vol. 87, número 3 – 4, páginas 105 – 145.

Matteson, K. J., Dobson, R. L., Glenn Jr., R. W., Kukunoor, N., Waits III, W. H., Clayfield, E. J. (1995). Electrocoagulation and separation of aqueous suspensions of ultrafine particles. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*. Vol. 104, número 1, páginas 101 – 109.

Mollah, M. Y. A., Morkovsky, P., Gomes J. A. G., Kesmez, M., Parga, J., Cocke, D. L. (2004). Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation. *Journal of Hazardous Materials*. Vol. B114, páginas 199 – 210.

Mollah, M. Y. A., Schennach, R., Parga, J. R., cocke, D. L. (2001). Electrocoagulation (EC) – science and applications. *Journal of Hazardous Materials*. Vol. 84, número 1, páginas 29 – 41.

Moreno, C. H. A., Cocke, D. L. Gomes, J. A. G., Morkovsky, P., Parga, J. R., Peterson, E., Garcia, C. (2009). Electrochemical Reactions for Electrocoagulation Using Iron Electrodes. *Industrial & Engineering Chemistry Research*. Vol. 48, páginas 2275 – 2282.

Parga, J. R., Cocke, D. L., Valenzuela, J. L., Gomes, J. A., Kesmez. M., Irwin, G., Moreno, H., Weir, M. (2005). Arsenic removal via electrocoagulation from heavy heavy metal contaminated groundwater in La Comarca Lagunera México. *Journal of Hazardous Materials*. Vol. 124, páginas 247 – 254.

Pérez, C. J., Cánepa de V. L., Richter, C. A. (1984). Evaluación de plantas de tratamiento de agua. Lima. CEPIS. DTIAPA Manual, número 5, páginas 295.

Piña, S. M., Martín, D. A., Gonzales, R. C., Prieto, G. F., Guevara, L. A., García, E. J. (2011). Revisión De Variables De Diseño Y Condiciones De Operación En La Electrocoagulación. *Revista Mexicana de Ingeniería Química*. Vol. 10, numero 2, páginas 257-271.

Pretorius, W.A., Johannes, W. G., Lempert, G. G. (1991). Electrolytic iron flocculant production with a bipolar electrode in series arrangement. *Water SA*. Vol. 17, número 2, páginas 133 – 138.

Sarkar, B. (2002). *Heavy Metals in the Environment*. New York. Marcel Dekker, Inc. páginas 725

Shafaei, A., Pajootan, E., Nikazar, M., Arami, M. (2011). Removal of Co (II) from aqueous solution by electrocoagulation process using aluminum electrodes. *Desalination*. Vol. 279, números 1 – 3, páginas 121 – 126.

Simonsson, D. (1997). Electrochemistry for a cleaner environment. *Chemical Society Reviews*. Vol. 26, número 3, páginas 181 – 189.

Sirés, I., Brillas, E. (2012). Remediation of water pollution caused by pharmaceutical residues based on electrochemical separation and degradation technologies: A review. *Environmental International*. Vol. 40, páginas 212 – 229.

Srivastava, N. K., Majumder, C. B. (2008). Novel biofiltration methods for the treatment of heavy metals from industrial wastewater. *Journal of Hazardous Materials*. Vol. 151, número 1, páginas 01 – 08.

Yi, S., Ma, Y., Wang, X., Jia, Y. (2009). Green chemistry: Pretreatment of seawater by a one-step electrochemical method. Vol. 239, número 1 – 3, páginas 247 – 256.

Anexos

ANEXO 1

Copper

DOC316.53.01039

USEPA¹ Bicinchoninate Method² Method 8506 (CuVer 1) and Method 8026 (CuVer 2)
0.04 to 5.00 mg/L Cu Powder Pillows or AccuVac[®] Ampuls

Scope and application: For water, wastewater and seawater³; Method 8506 USEPA approved for reporting wastewater analysis (digestion required)⁴

¹ Approved, USEPA and Standard Method 3500 Cu C or E.

² Adapted from Nakano, S., Yakugaku Zasshi, 82 486-491 (1962) [Chemical Abstracts, 58 3390e (1963)].

³ Pretreatment required for the powder pillow method- refer to the Interference section.

⁴ Federal Register, 45 (105) 36166 (May 29, 1980).



Test preparation

Instrument-specific information

The tables in this section show all of the instruments that have the program for this test.

Table 1 shows sample cell and orientation requirements for reagent addition tests, such as powder pillow or bulk reagent tests. **Table 2** shows sample cell and adapter requirements for AccuVac Ampul tests.

To use either table, select an instrument, then read across to find the corresponding information for this test.

Table 1 Instrument-specific information for powder pillows

Instrument	Sample cell orientation	Sample cell
DR 6000 DR 3800 DR 2800 DR 2700	The fill line is to the right.	2495402 
DR 5000 DR 3900	The fill line is toward the user.	
DR 900	The orientation mark is toward the user.	2401906 

Table 2 Instrument-specific information for AccuVac Ampuls

Instrument	Adapter	Sample cell
DR 6000 DR 5000 DR 900	—	2427606 
DR 3900	LZV846 (A)	
DR 3800 DR 2800 DR 2700	LZV584 (C)	2122800 

Before starting

Install the instrument cap on the DR 900 cell holder before ZERO or READ is pushed.

The sample must be digested with heat and acid to make sure that all forms of the metal are measured. Use the mild or vigorous digestion. Refer to the Water Analysis Guide for more information.

For best results, measure the reagent blank value for each new lot of reagent. Replace the sample with deionized water in the test procedure to get the reagent blank value. Subtract the reagent blank value from the sample results automatically with the reagent blank adjust option.

Review the Safety Data Sheets (MSDS/SDS) for the chemicals that are used and use any recommended personal protective equipment.

Dispose of reacted solutions according to local, state and federal regulations. Use the Safety Data Sheets for disposal information for unused reagents. Consult the environmental, health and safety staff for your facility and/or local regulatory agencies for further disposal information.

Items to collect

Powder pillows

Description	Quantity
CuVer® 1 Copper Reagent Powder Pillow, 10-mL	1
Sample cells. (For information about sample cells, adapters or light shields, refer to Instrument-specific information on page 1.)	2

Refer to [Consumables and replacements items](#) on page 7 for reorder information.

AccuVac Ampuls

Description	Quantity
CuVer® 2 Reagent AccuVac® Ampul	1
Beaker, 50-mL	1
Sample cells (For information about sample cells, adapters or light shields, refer to Instrument-specific information on page 1.)	1
Stopper for 18-mm tubes and AccuVac Ampuls	1

Refer to [Consumables and replacements items](#) on page 7 for reorder information.

Sample collection and storage

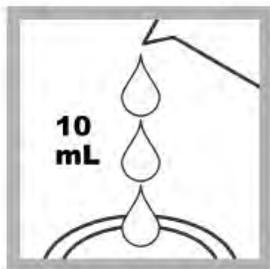
- Collect samples in clean glass or plastic bottles.
- To preserve samples for later analysis, adjust the sample pH to less than 2 with concentrated nitric acid (about 2 mL per liter). No acid addition is necessary if the sample is tested immediately.
- If only dissolved copper is to be determined, filter the sample before the acid addition.
- Keep preserved samples at room temperature for a maximum of 6 months.
- Before analysis, adjust the pH to 4–6 with 8.0 N potassium hydroxide standard solution (do not exceed pH 6, as copper may precipitate).
- Correct the test result for the dilution from the volume additions.

Powder pillow procedure (Method 8506)



1. Start program **135 Copper, Bicin**. For information about sample cells, adapters or light shields, refer to [Instrument-specific information](#) on page 1.

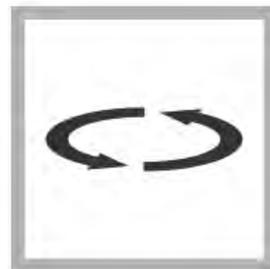
Note: Although the program name may vary between instruments, the program number does not change.



2. **Prepare the sample:** Fill a sample cell with 10 mL of sample.



3. Add the contents of one CuVer 1 Copper reagent powder pillow.

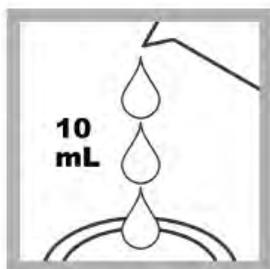


4. Swirl to mix.

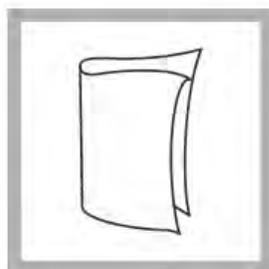


5. Start the instrument timer. A 2-minute reaction time starts.

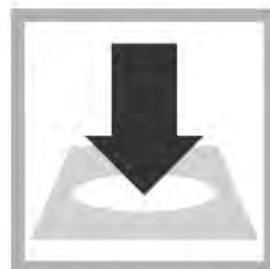
The sample shows a purple color when copper in the sample mixes with the reagent powder. Undissolved powder does not affect accuracy.



6. **Prepare the blank:** Fill a second sample cell with 10 mL of sample.



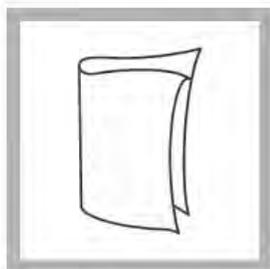
7. Clean the blank.



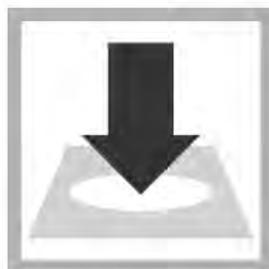
8. Insert the blank into the cell holder.



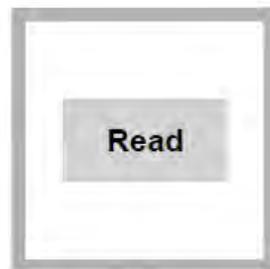
9. Push **ZERO**. The display shows 0.00 mg/L Cu.



10. Clean the prepared sample.

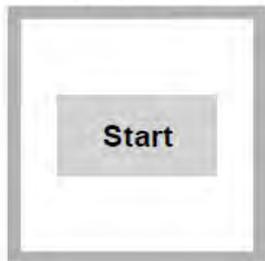


11. Within 30 minutes after the timer expires, insert the prepared sample into the cell holder.



12. Push **READ**. Results show in mg/L Cu.

AccuVac Ampul procedure (Method 8026)



1. Start program **140 Copper, Bicin. AV**. For information about sample cells, adapters or light shields, refer to [Instrument-specific information](#) on page 1.

Note: Although the program name may vary between instruments, the program number does not change.



2. **Prepare the blank:** Fill the sample cell with 10 mL of sample.



3. **Prepare the sample:** Collect at least 40 mL of sample in a 50-mL beaker. Fill the AccuVac Ampul with sample. Keep the tip immersed while the Ampul fills completely.



4. Quickly invert the Ampul several times to mix.

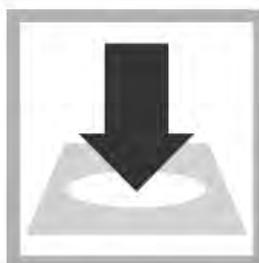


5. Start the instrument timer. A 2-minute reaction time starts.

The sample shows a purple color when copper in the sample mixes with the reagent powder. Undissolved powder does not affect accuracy.



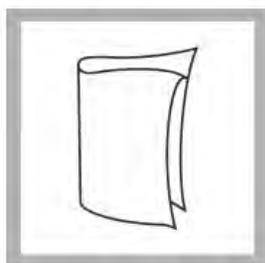
6. When the timer expires, clean the blank.



7. Insert the blank into the cell holder.



8. Push **ZERO**. The display shows 0.00 mg/L Cu.



9. Clean the AccuVac Ampul.



10. Within 30 minutes of adding the reagent, insert the prepared sample AccuVac Ampul into the cell holder.



11. Push **READ**. Results show in mg/L Cu.

Interferences

Table 3 gives treatments for powder pillows. Table 4 gives treatments for AccuVac Ampuls. To differentiate free copper from that complexed to EDTA or other complexing agents, use a 25-mL sample cell and Free Copper Reagent Powder Pillow instead of the CuVer 1 Powder Pillow in the test procedure. Add a Hydrosulfite Reagent Powder Pillow to the same sample and read the result again. This result is the total dissolved copper (free and complexed). Unlike CuVer 1 Reagent, CuVer 2 Reagent Powder Pillows and AccuVac Ampuls react directly with copper that is complexed by chelants such as EDTA.

Table 3 Interfering substances and suggested treatments for powder pillows

Interfering substance	Interference level
Acidity	If the sample is extremely acidic (pH 2 or less), a precipitate may form. Add 8 N Potassium Hydroxide Standard Solution by drops until the sample pH is above 4, then start the test.
Aluminum, Al ³⁺	Use the powder pillow procedure, but use a CuVer 2 Copper Reagent Powder Pillow and not the CuVer 1 Pillow. Results include total dissolved copper (free and complexed). Use a 25-mL sample volume.
Cyanide, CN ⁻	Prevents full color development. Before the CuVer 1 Powder Pillow Reagent is added, add 0.2 mL of formaldehyde to the 10-mL sample. Wait 4 minutes, then take the reading. Multiply the test results by 1.02 to correct for sample dilution by the formaldehyde.
Hardness	Use the powder pillow procedure, but use a CuVer 2 Copper Reagent Powder Pillow and not the CuVer 1 Pillow. Results include total dissolved copper (free and complexed). Use a 25-mL sample volume.
Iron, Fe ³⁺	Use the powder pillow procedure, but use a CuVer 2 Copper Reagent Powder Pillow and not the CuVer 1 Pillow. Results include total dissolved copper (free and complexed). Use a 25-mL sample volume.
Silver, Ag ⁺	If a turbidity remains and turns black, silver interference is likely. Add 20 drops of 50% saturated Potassium Chloride Solution to 75 mL of sample, then filter through a fine or highly retentive filter. Use the filtered sample in the test procedure.

Table 4 Interfering substances and suggested treatments for AccuVac Ampuls

Interfering substance	Interference level
Acidity	If the sample is extremely acidic (pH 2 or less), a precipitate may form. Add 8 N Potassium Hydroxide Standard Solution by drops until the sample pH is above 4, then start the test.
Aluminum, Al ³⁺	Reagents accommodate high levels.
Cyanide, CN ⁻	Prevents full color development. Add 0.5 mL of formaldehyde per 25-mL of sample, then use the CuVer 2 Reagent AccuVac Ampul. Wait 4 minutes, then take the reading. Multiply the test results by 1.02 to correct for sample dilution by the formaldehyde.
Hardness	Reagents accommodate high levels.
Iron, Fe ³⁺	Reagents accommodate high levels.
Silver, Ag ⁺	If a turbidity remains and turns black, silver interference is likely. Add 10 drops of saturated Potassium Chloride Solution to 75 mL of sample, then filter through a fine or highly retentive filter. Use the filtered sample in the procedure.

Accuracy check

Standard additions method (sample spike)

Use the standard additions method (for applicable instruments) to validate the test procedure, reagents and instrument and to find if there is an interference in the sample.

Items to collect:

- 100 mg/L Copper Standard Solution
- 5-mL volumetric pipet, Class A and pipet filler

- Mixing cylinder, 50 mL
 - Deionized water
 - Pipet, TenSette®, 0.1–1.0 mL and tips
1. Prepare a 12.5 mg/L copper standard solution as follows:
 - a. Use a pipet to add 5.00 mL of a 100 mg/L copper standard solution into a 50-mL mixing cylinder.
 - b. Dilute to the 40-mL mark with deionized water. Mix well. Prepare this solution daily.
 2. Use the test procedure to measure the concentration of the sample, then keep the (unspiked) sample in the instrument.
 3. Go to the Standard Additions option in the instrument menu.
 4. Select the values for standard concentration, sample volume and spike volumes.
 5. Prepare three spiked samples: use the TenSette pipet to add 0.1 mL, 0.2 mL and 0.3 mL of the prepared standard solution, respectively, to three 10-mL portions of fresh sample. Mix well.

Note: For AccuVac® Ampuls, add 0.2 mL, 0.4 mL and 0.6 mL of a 75 mg/L Copper Voluette Ampule Standard to three 50-mL portions of fresh sample.
 6. Use the test procedure to measure the concentration of each of the spiked samples. Start with the smallest sample spike. Measure each of the spiked samples in the instrument.
 7. Select **Graph** to compare the expected results to the actual results.

Note: If the actual results are significantly different from the expected results, make sure that the sample volumes and sample spikes are measured accurately. The sample volumes and sample spikes that are used should agree with the selections in the standard additions menu. If the results are not within acceptable limits, the sample may contain an interference.

Standard solution method

Use the standard solution method to validate the test procedure, reagents and instrument.

Items to collect:

- Copper Standard Solution, 100-mg/L
 - 100-mL volumetric flask, Class A
 - 4-mL volumetric pipet, Class A and pipet filler
 - Deionized water
1. Prepare a 4.00 mg/L copper standard solution as follows:
 - a. Use a pipet to add 4.00 mL of 100 mg/L copper standard solution into the volumetric flask.
 - b. Dilute to the mark with deionized water. Mix well. Prepare this solution daily.
 2. Use the test procedure to measure the concentration of the prepared standard solution.
 3. Compare the expected result to the actual result.

Note: The factory calibration can be adjusted slightly with the standard adjust option so that the instrument shows the expected value of the standard solution. The adjusted calibration is then used for all test results. This adjustment can increase the test accuracy when there are slight variations in the reagents or instruments.

Method performance

The method performance data that follows was derived from laboratory tests that were measured on a spectrophotometer during ideal test conditions. Users may get different results under different test conditions.

Program	Standard	Precision (95% Confidence Interval)	Sensitivity Concentration change per 0.010 Abs change
135	1.00 mg/L Cu	0.97–1.03 mg/L Cu	0.04 mg/L Cu
140	1.00 mg/L Cu	0.97–1.03 mg/L Cu	0.03 mg/L Cu

Summary of method

Copper in the sample reacts with a salt of bichinonic acid contained in CuVer 1 or CuVer 2 Copper Reagent to form a purple colored complex in proportion to the copper concentration. The measurement wavelength is 560 nm.

Consumables and replacements items

Required reagents

Description	Quantity/test	Unit	Item no.
CuVer [®] 1 Copper Reagent Powder Pillow, 10-mL	1	100/pkg	2105869
OR			
CuVer [®] 2 Copper Reagent AccuVac [®] Ampul	1	25/pkg	2504025

Required apparatus

Description	Quantity/test	Unit	Item no.
AccuVac Snapper	1	each	2405200
Beaker, 50-mL	1	each	50041H
Stoppers for 18-mm tubes and AccuVac Ampuls	2	6/pkg	173106

Recommended standards

Description	Unit	Item no.
Copper Standard Solution, 100-mg/L as Cu	100 mL	12842
Copper Voluette [®] Ampule Standard, 75-mg/L as Cu, 10-mL	16/pkg	1424710
Metals Drinking Water Standard, LR for Cu, Fe, Mn	500 mL	2833749
Metals Drinking Water Standard, HR for Cu, Fe, Mn	500 mL	2833649

Optional reagents and apparatus

Description	Unit	Item no.
Beaker, 50-mL	each	50041H
CuVer 2 Copper Reagent Powder Pillow	100/pkg	2188299
Cylinder, mixing, 50-mL	each	189641
Formaldehyde, ACS	100 mL MDB	205932
Nitric Acid, concentrated	500 mL	15249
Potassium Chloride Solution, 50% saturated	25 mL	1429323

Consumables and replacements items (continued)

Description	Unit	Item no.
Potassium Hydroxide Standard Solution, 8 N	100 mL MDB	28232H
Sample cells, 25 mL, matched, 1" square	2/pkg	2612602
AccuVac [®] Snapper	each	2405200
Ampule Breaker, Voluette [®] ampules	each	2196800
Sample cells, 25 mm round	6/pkg	2401906
Copper, Free and Total Reagent set, includes:	each	2439200
Hydrosulfite Reagent Powder Pillows	100/pkg	2118869
Copper, Free, Reagent Powder Pillows	100/pkg	2182369



FOR TECHNICAL ASSISTANCE, PRICE INFORMATION AND ORDERING:
 In the U.S.A. – Call toll-free 800-227-4224
 Outside the U.S.A. – Contact the HACH office or distributor serving you.
 On the Worldwide Web – www.hach.com; E-mail – techhelp@hach.com

HACH COMPANY
 WORLD HEADQUARTERS
 Telephone: (970) 669-3050
 FAX: (970) 669-2932