



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO**

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES DE
ZARAGOZA

DISEÑO, CONSTRUCCIÓN Y CARACTERIZACIÓN DE REACTOR
DE ELECTROCOAGULACIÓN PARA LA REMOCIÓN DE
ARSÉNICO CONTENIDO EN AGUAS POTABLES.

T E S I S

PARA OBTENER EL TÍTULO DE
INGENIERO QUÍMICO

PRESENTA:

HERNÁNDEZ TAPIA JUAN RICARDO

MÉXICO, D.F

NOVIEMBRE - 2007



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

Esta tesis se realizó bajo la supervisión del Dr. José Luís Nava Montes de Oca,
Profesor del Área de Electroquímica, en las instalaciones del Laboratorio de
Electroquímica Aplicada de la Universidad Autónoma Metropolitana -Iztapalapa.

Agradecimientos:

Principalmente agradezco al dador de todas las cosas a Dios por haberme dado la oportunidad de lograr esta meta exitosamente y haber puesto a cada una de estas personas en el momento y el lugar preciso.

A mis padres Juan Honorio Hernández Bernandino y Margarita Guadalupe Tapia García por su amor que sin escatimar esfuerzo alguno han sacrificado gran parte de su vida para formarme y educarme.

A mi futura esposa Diana Escobedo Cruz por su amor incondicional sabiendo que no existirá una forma de agradecer las enseñanzas que no se aprenden en una institución.

A mis hermanas: Patricia, Rebeca, Nadia, Alheli, Laura, a mi hermanito Arturo de igual forma a mi cuñado Juan Antonio, por su cariño y aprecio ya que siempre estuvieron en el momento preciso con el consejo adecuado.

A mis grandes amigos de la carrera por cada momento y enseñanza: Raúl, Mada, Oscar, David, Heriberto, Juan Carlos (ray), Rodrigo, Enrique (queta) Juan, Fernando, Edgar, Paty, Sandra, Lupe, Enrique (chio), Vero.

A mis amigos y compañeros de electroquímica: Bayo, Alex, Rosa, Víctor, Huizache, Dora, Saidi, Yasmin.

A mi asesor el Dr. José Luís Nava montes de Oca por el apoyo en la realización de este trabajo de tesis, así como por sus consejos tanto académicos como personales.

Al Dr. Ignacio González por su amistad y la motivación brindada en todos los sentidos de la palabra.

A cada uno de los sinodales por el tiempo dedicado y los comentarios para la mejora de este trabajo.

Esta meta tiene impresa parte de sus vidas en mi mente y mi corazón.

Gracias...

CONTENIDO	I
INDICE DE TABLAS	I
INDICE DE FIGURAS	V
RESUMEN	
	i
INTRODUCCIÓN	ii
JUSTIFICACIÓN	iii
HIPÓTESIS DE TRABAJO	iii
OBJETIVO GENERAL	iii
OBJETIVOS PARTICULARES	
CAPÍTULO 1. MARCO TEÓRICO	
1.1.- Problemática de la contaminación de aguas subterráneas con arsénico en México.	2
1.2 Normatividad Nacional e Internacional de arsénico contenido en aguas potables.	3
1.3.- Química del arsénico contenido en aguas potables.	4
1.4- Tecnologías existentes para la remoción de arsénico.	5
1.4.1.- Ósmosis inversa.	5
1.4.2.- Intercambio iónico.	6
1.4.3.- Adsorción.	6
1.4.4.- Ablandamiento con cal.	7
1.4.5.- Coagulación química.	7
1.5.- Electrocoagulación.	11
1.6.- Descripción del proceso electroquímico de electrocoagulación.	13
1.7.- Tipos de reactores de Electrocoagulación.	15
1.8- Propuesta tecnológica para la remoción de arsénico mediante el uso del Reactor electroquímico multietapas a escala de laboratorio (REM-CL).	18

CAPÍTULO 2. DESARROLLO EXPERIMENTAL

2.1.- Soluciones empleadas en el estudio electroquímico.	21
2.2.- Equipos y materiales.	21
2.2.1.- Equipo y dispositivo empleado en los estudios de microelectrólisis.	23
2.2.2.- Reactor de electrocoagulación REM-CL empleado en los estudios de macroelectrólisis.	23
2.2.3.- Equipo utilizado para llevar a cabo las electrólisis	27
2.2.4.- Equipo empleado para el seguimiento de la electrodisolución de aluminio y remoción de arsénico.	28
2.3.- Metodología empleada en el estudio de la microelectrólisis y macroelectrólisis.	29
2.3.1.-Caracterización de la interfase metal/solución (estudio de microelectrólisis).	29
2.3.2.-Caracterización global de electrocoagulación en el REM-CL (estudio macroelectrólisis).	31

CAPÍTULO 3. CARACTERIZACIÓN DE LA DISOLUCIÓN DE METALES (ALUMINIO, COBRE, HIERRO Y ZINC), EN PRESENCIA DE ARSÉNICO. RESULTDOS DE MICROELECTRÓLISIS.

3.1.- Curva de polarización de la disolución de aluminio, cobre, hierro y zinc en la interfase metal/ $\text{Na}_2\text{SO}_4/\text{H}_2\text{O}$.	33
3.2.- Curva de polarización de la disolución de aluminio, cobre, hierro y zinc en la interfase metal/ $\text{Na}_2\text{SO}_4/\text{As (III)}/\text{H}_2\text{O}$	35

**CAPÍTULO 4. ELECTROCOAGULACIÓN DE ARSÉNICO
CONTENIDO EN UN AGUA POTABLE, APLICANDO UN
REACTOR ELECTROQUÍMICA MULTIETAPAS ESCALA
LABORATORIO.**

4.1.-Caracterización de la electrodisolución de aluminio en el REM-CL.	
4.2.- Caracterización del proceso de electrocoagulación en el REM-CL, para la remoción de As (III).	39
4.3.- Caracterización del proceso de electrocoagulación en el REM-CL, para la remoción de As (V).	43
4.4.- Análisis de costos de electrocoagulación (EC) en el REM-CL para la remoción de As (V).	46

48

CONCLUSIONES.

53

**ANEXO A. MODELO DE FUNCIONAMIENTO DEL REM-CL
PARA LA ELECTRODISOLUCIÓN DE ALUMINIO.**

56

REFERENCIAS

60

ÍNDICE DE TABLAS.

Tabla 1.1.- Estándares internacionales para la concentración de arsénico.	3
Tabla 2.1.- Dimensiones del REM-CL mostrado en la Figura 2.2	24
Tabla 4.1.- Dimensiones del REM-CL.	40

ÍNDICE DE FIGURAS.

Figura 1.1.- Coagulación por neutralización de carga [18].	8
Figura 1.2.- Coagulación por barrido [18].	9
Figura 1.3.- Adsorción de aniones sobre un coloide cargado positivamente.	10
Figura 1.4.- Esquema de etapas principales implicadas en la coagulación electroquímica.	11
Figura 1.5.- Variación de la concentración de Mn^+ , H^+ y OH^- en el ánodo y cátodo.	14
Figura 1.6 Reactor de electrocoagulación tipo Bach.	16
Figura 1.7 Reactor de electrocoagulación de flujo modificado.	16
Figura 1.8 Reactor de electrocoagulación de flujo turbulento.	17
Figura 1.9 Reactor de electrocoagulación de puente aéreo	17
Figura 1.10 Reactor de electrocoagulación de tipo flujo pistón.	18

Figura 1.11 Esquema dentro de la celda.	19
Figura 2.1.- Celda típica de tres electrodos empleada para estudios de microelectrólisis. (a) Electrodo de trabajo, (b) contra-electrodo de grafito, (c) electrodo de referencia (SSE), (d) disco rotatorio, (e) controlador de velocidad.	23
Figura 2.2.- Electrodo de trabajo para disco rotatorio empleados para estudios de microelectrólisis. (a) aluminio, (b) cobre, (c) acero 1045 y (d) zinc.	23
Figura 2.3.- Componentes de la celda de flujo cruzado tipo filtro prensa multietapas.	25
Figura 2.4.- Sistema hidráulico del REM-CL empleado para la electrocoagulación. (a) Tanque de alimentación, (b) bomba, (c) rotámetro, (d) REM-CL, (e) tanque a la salida.	26
Figura 2.5.- Circuito eléctrico del REM-CL. (A) Es el cable principal al cuál se conecta todos los ánodos y (C) el que conecta a todos los cátodos.	27
Figura 2.6.- potencióstato-galvanostato PARTM modelo 273.	28
Figura 2.7.- Equipo de absorción atómica.	28
Figura 2.8.- Equipo de generación de hidruros.	29
Figura 2.9.- Curva de polarización galvanostática (a) perturbación aplicada (b) tipo de respuesta obtenida (c) curva $E_{\text{muestreado}}$ vs. I_{aplicada} construida a partir de los pulsos galvanostáticos a un tiempo de muestreo.	30
Figura 3.1.- Curvas típicas $E_{\text{muestreado}}$ vs. J_{aplicada} construidas a partir de los cronopotenciogramas obtenidos a 600 rpm, en 0.001M Na_2SO_4 a pH 6.5. a) cobre b) zinc, c) acero 1045. Los tiempos	

de muestreo son mostrados dentro de la figura. El RDE fue rotado a 600rpm. 34

Figura 3.2.- Curvas típicas $E_{\text{muestreado}}$ vs. J_{aplicada} de aluminios contruidos a partir de los cronopotenciogramas obtenidos a 600rpm, en 0.001 M Na_2SO_4 a pH 6.5. Los tiempos de muestreo son mostrados dentro de la figura. El RDE fue rotado a 600rpm. 35

Figura 3.3.- Curvas típicas $E_{\text{muestreado}}$ vs. J_{aplicada} construidas a partir de los cronopotenciogramas obtenidos a 600rpm, en 0.001M Na_2SO_4 y 0.6mg L^{-1} de H_3AsO_3 , muestreadas al tiempo de 300 seg. a) aluminio b) acero 1045, c) cobre, d) zinc. El RDE fue rotado a 600rpm. 36

Figura 4.1.- Influencia de la densidad de corriente en la electrodisolución de aluminio en el REM-CL a un $\text{Re}= 479$, $u=4.55$ cm s^{-1} en 0.001M Na_2SO_4 . Promotor de turbulencia tipo D, $L_T=48.6$ cm y $\tau =10.67$ s . 41

Figura 4.2.- Influencia de la velocidad lineal en la electrodisolución de aluminio en el REM-CL a una $j= 6$ mA cm^{-2} en 0.001M Na_2SO_4 . Promotor de turbulencia tipo D, $L_T=48.6$ cm . 43

Figura 4.3.- Influencia de la velocidad lineal en la electrodisolución de aluminio en el REM-CL a una $j= 6$ mA cm^{-2} $L_T=48.6$ cm , en 0.001M Na_2SO_4 y 1ppm de As (III). (a) Sin promotor de turbulencia, (b) con promotor de turbulencia, tipo D, (c) teórica. 44

Figura 4.4.- Influencia de la velocidad lineal en la remoción de As(III) en el REM-CL a una $j= 6$ mA cm^{-2} $L_T=48.6$, intervalo de $0.91 \leq u \leq 4.55$ cm s^{-1} , en 0.001M Na_2SO_4 y 1 ppm As (III). (a) Sin promotor de turbulencia, (b) con promotor de turbulencia tipo D. 45

Figura 4.5.- Influencia de la velocidad lineal en la electrodisolución de aluminio en el REM-CL a una $j= 6$ mA cm^{-2} $L_T=48.6$ cm , en 0.001M Na_2SO_4 y 1ppm de As (V). (a) experimental, (b) teórico 47

Figura 4.6.- Influencia de la velocidad lineal en la remoción de As (V) en el REM-CL a una $j= 6 \text{ mA cm}^{-2}$ $L_T=48.6$, intervalo de $0.91 \leq u \leq 4.55 \text{ cm s}^{-1}$, en $0.001 \text{ M Na}_2\text{SO}_4$ y 1 ppm As (V) .	48
Figura 4.7 Consumo de energía por metro cúbico de efluente con As (V) tratado en el REM-CL, para la electrólisis mostrada en la Figura 4.5.	49
Figura 4.8.- Costo de energía de electrólisis por metro cúbico de efluente con As (V) tratado en el REM-CL, para las electrólisis mostradas en la Figura 4.5.	50
Figura A.1.- Canal del REM-CL.	56

RESUMEN

En este trabajo, se presenta un estudio sistemático de electrodisolución de diferentes materiales como son aluminio, hierro (acero 1045), cobre, y zinc, con el propósito de seleccionar un metal como ánodo de sacrificio para su aplicación en el reactor electroquímico multietapas a escala de laboratorio (REM-CL), así como su caracterización para un proceso de electrocoagulación en la remoción de arsénico contenido en una solución que simula un agua potable de la región del Bajío (1ppm As (III) ó bien As (V) en 0.001M Na₂SO₄ a pH de 6.5).

Los resultados de microelectrólisis obtenidos en la caracterización de la interfase metal/solución en los diferentes materiales (aluminio, hierro (acero 1045), cobre, y zinc) permitieron seleccionar al aluminio como ánodo de sacrificio, debido a la estabilidad de los Al (OH)_{3(s)} en solución, que son determinantes para la coagulación.

Por otra parte, se llevaron a cabo estudios de caracterización de la electrodisolución de aluminio (macroelectrólisis), en el REM-CL, mostrando que la electro-disolución de aluminio depende de la densidad de corriente, de la convección y de la presencia de H₃AsO₃ y/ó H₂AsO₄⁻.

La electrocoagulación de As (III) en el REM-CL a las condiciones experimentales realizadas ($j = 6 \text{ mA cm}^{-2}$ y velocidades de $0.91 \leq u \leq 4.55 \text{ cm s}^{-1}$), permitió sólo la remoción parcial de As (III), lo que impidió cumplir con la norma mexicana (0.025 mg L^{-1}), debido a que el As (III) se presenta de manera acuosa (H₃AsO₃)_(ac). Por otro lado la presencia del promotor de turbulencia tipo D en el REM-CL, fractura los flocs, formados dentro del reactor, desfavoreciendo el proceso de remoción de H₃AsO_{3 (ac)}.

La EC de As (V) (H_2AsO_4^-) en el REM-CL fue satisfactoria, removiendo desde 1 ppm hasta 0.015ppm, permitiendo poner en norma al arsénico. Esto fue logrado a las condiciones de $j=6 \text{ mA cm}^{-2}$ y $u=4.55 \text{ cm s}^{-1}$, con un costo de electrólisis de \$0.14 USD m^3 .

Se demostró la viabilidad técnica y económica de la remoción de H_2AsO_4^- , contenido en un agua sintética que simula un agua potable de la región del Bajío, mediante un proceso de electrocoagulación, empleando el REM-CL equipado con electrodos de aluminio.

INTRODUCCIÓN.

A través de la historia, las actividades mineras han traído como consecuencia la contaminación del medio ambiente, dónde destaca la contaminación de las aguas subterráneas, con metales pesados como plomo, cobre, zinc, hierro, arsénico entre otros, producto del drenaje de roca ácida. Es importante mencionar que recientemente en la zona del bajío (en Guanajuato), se ha detectado arsénico(As) disuelto en las aguas subterráneas, con concentraciones del orden de 1 ppm, cuya contaminación fue originada por la precolación del arsénico en presas de jales.

La especies de arsénico en cuerpos de agua pueden presentarse como, As (III) que forma una especie $(\text{H}_3\text{AsO}_3)_{(\text{ac})}$ o bien en forma de As (V) cuya forma iónica en solución es $(\text{H}_2\text{AsO}_4^-)$. Es importante mencionar que esta segunda especie es más susceptible a ser removida por métodos fisicoquímicos.

El proceso que existe para remover el As, contenido en agua en grandes volúmenes, es por métodos de coagulación química, empleando sulfato de aluminio o hierro como coagulantes. Sin embargo, debido a las bajas concentraciones de As disuelto, este proceso produce una gran cantidad de lodos, debido a que los aniones de SO_4^- consumen el 50% del coagulante [1]. Por esto último, se ha optado por los procesos de electrocoagulación, donde se utiliza aluminio o bien hierro que al disolverse electrolíticamente favorecen el proceso de coagulación y disminuye la cantidad de lodos. La EC es un proceso efectivo para desestabilizar partículas finas dispersas, aniones y cationes contenidos en el agua [2,3], donde se forman flóculos de hidróxidos metálicos que suelen adsorber a la materia antes mencionada [4].

Los ánodos de sacrificio comúnmente empleados para la remoción de arsénico, han sido de hierro principalmente [5], y no existen trabajos que comparen el desempeño de otros materiales empleados como ánodos para la remoción de arsénico.

Las pruebas de EC en la remoción de arsénico, han sido llevadas a cabo en celdas de laboratorio, y su aplicación, en planta piloto y a gran escala es escasa. Esto último puede deberse a que el diseño de reactores de electrocoagulación es complicado.

Por lo antes mencionado, un estudio de los diferentes materiales empleados como ánodos de sacrificio puede ser útil en la selección del material que favorezca el proceso de electrocoagulación de arsénico. Por otro lado, un apropiado diseño de reactor de electrocoagulación permitirá un alto rendimiento espacio tiempo para la remoción de arsénico contenido en aguas potables.

JUSTIFICACIÓN

Debido a que el arsénico en los últimos años está alcanzando concentraciones que rebasan las permitidas en el agua potable y que los procesos de coagulación química son poco eficientes, en este trabajo, se propone una alternativa electroquímica para remover arsénico por electrocoagulación, que consiste en la aplicación de un reactor electroquímico multietapas tipo filtro prensa a nivel laboratorio (REM-CL), con el propósito de evaluar la viabilidad técnica y económica de este proceso.

HIPÓTESIS DE TRABAJO

Si se selecciona un metal adecuado como ánodo de sacrificio, y si se logra un diseño de reactor de electrocoagulación que permita la disolución progresiva del ánodo, será posible remover el arsénico, contenido en aguas potables, de manera eficiente y a bajos costos.

OBJETIVO GENERAL

Diseñar un reactor de electrocoagulación para la remoción de arsénico contenido en aguas potables.

OBJETIVOS PARTICULARES

- Seleccionar un metal adecuado (entre el aluminio, cobre, hierro y zinc) que permita remover al arsénico de manera eficiente.
- Diseñar un reactor de electrocoagulación (a nivel laboratorio) que permita la disolución progresiva del ánodo de sacrificio y que disminuya los consumos de energía durante la electrólisis. Determinación del número de canales (longitud del reactor).
- Caracterizar el proceso de disolución del metal y la eficiencia de electrocoagulación en la remoción de arsénico
- Aplicar el reactor electroquímico para tratar un agua sintética que contiene arsénico disuelto, similar a un agua potable contaminada.

CAPÍTULO I

MARCO TEÓRICO

1. MARCO TEÓRICO

1.1.- Problemática de la contaminación de aguas subterráneas con arsénico en México.

El agua constituye un elemento natural indispensable para el desarrollo de la vida y de las actividades humanas; resulta difícil imaginar cualquier tipo de actividad en la que no se utilice ésta, de una u otra forma.

En la tierra el agua cubre el 75% de su superficie, pero no toda se encuentra en condiciones aptas para el uso humano. El 97.5% del agua es salada, el 2.5% resultante es agua dulce distribuida en lagos, ríos, arroyos y embalses; esta mínima proporción es la que se utiliza con más facilidad y frecuencia.

El agua de consumo disponible, es la subterránea y la superficial, la diferencia entre ellas, recae en que el agua subterránea, por el mismo hecho de ser filtrada por el suelo, tiene propiedades químicas y físicas diferentes al agua superficial. El problema aparece cuando otros materiales o elementos son lixiviados, cuando esta agua percola a través del suelo, problema que en México está directamente relacionado con la concentración de arsénico. Este hecho es muy importante ya que los acuíferos constituyen la principal fuente de abastecimiento a ciertas poblaciones, como el caso del Bajío (Gto).

Es importante mencionar que en el Bajío, el agua subterránea contiene concentraciones de As comprendidas entre 0.2 a 1 mg L⁻¹, superiores a la Norma Nacional (NOM-127-SSA1-1994) para agua potable (0,025 mg L⁻¹)[6].

La explotación de los acuíferos juega un papel muy importante en México, por ejemplo, existen 653 acuíferos donde el arsénico no se analiza rutinariamente en las fuentes de abastecimiento, aún cuando las características geológicas del territorio hacen evidente la necesidad de evaluar su distribución y la identificación de su concentración debido a su gran toxicidad.

Desde el punto de vista de la salud pública, las exposiciones prolongadas a bajas concentraciones de arsénico en el agua de consumo pueden ocasionar cáncer de piel, vejiga, pulmón y próstata. Entre los efectos no cancerígenos pueden mencionarse las afecciones cardiovasculares, la diabetes, la anemia, así como efectos neurológicos y reproductivos [7].

1.2 Normatividad Nacional e Internacional de arsénico contenido en aguas potables.

Los límites permisibles sobre la concentración máxima de cualquier contaminante en el agua potable pueden ser muy diversos, los principales estándares mundiales como son la Agencia de Protección Ambiental (EPA), Organización Mundial de la Salud (OMS) y la Unión Europea (EU). En la Tabla 1.1 se muestran los límites máximos permitidos para As contenido en aguas potables, incluyendo el permitido en México [6]. Del análisis de la Tabla se observa que en México se permiten mayores concentraciones de arsénico que por la OMS, EPA y U.E [8,9].

Tabla 1.1 Estándares internacionales para la concentración de arsénico en agua potable.

Estándares Internacionales			
Concentración Máxima ($mg L^{-1}$)			
OMS	UE	EPA	México
0.01	0.01	0.01	0.025

Es importante mencionar que en los estados de Baja California Sur, Chihuahua, Coahuila, Durango, Guanajuato, Hidalgo y Morelos [10] se han identificado concentraciones de arsénico en aguas potables que rebasan el límite permisible por la norma mexicana.

1.3.- Química del arsénico contenido en aguas potables.

El arsénico es un metaloide presente en la naturaleza, su principal vía de dispersión en el ambiente es el agua. Aún si se considera la sedimentación, la solubilidad de los arsenatos (As (V)) y arsenitos (As (III)), contenidos en el agua, es suficiente para que este elemento se transporte en los sistemas acuáticos. La concentración del arsénico en aguas naturales frescas es muy variable y probablemente depende de las formas de arsénico en el suelo local.

Por tanto, la contaminación de las fuentes de agua potable con arsénico, generalmente ocurre cuando estas fuentes naturales, a través de la erosión generada, remueven el arsénico de las formaciones rocosas donde está contenido. Encontrando que el arsénico inorgánico es el predominante en aguas naturales.

La valencia de las especies de arsénico inorgánico es dependiente de su estado de oxido-reducción y del pH del agua. Generalmente el arsénico se encuentra en su forma trivalente como As (III) en aguas subterráneas y, por el contrario, en su forma pentavalente As (V) en aguas superficiales, aunque también pueden encontrarse ambas especies en aguas subterráneas.

Las especies de As (III) y As (V) en aguas potables, a pH neutros, son H_3AsO_3 (ac) y H_2AsO_4^- respectivamente. En aguas con altos niveles de oxígeno el As (V) predomina.

1.4.- Tecnologías existentes para la remoción de arsénico.

En los últimos años se han desarrollado investigaciones enfocadas a procesos que permiten la remoción de arsénico contenido en aguas potables. Sin embargo, las tecnologías más utilizadas para la remoción de arsénico son la coagulación química y el ablandamiento con cal, para altos volúmenes de agua; y adsorción sobre alúmina activada, intercambio iónico y ósmosis inversa para bajos volúmenes de agua [11].

Si bien cualquiera de las tecnologías antes citadas tiene eficiencias satisfactorias, también tiene limitaciones en términos de sus altos costos de inversión y mantenimiento, el requerimiento de personal calificado para la operación de las plantas, y la generación de desechos tóxicos.

1.4.1.- Ósmosis inversa.

La tecnología de osmosis inversa se basa en la utilización de una bomba de alta presión para forzar una porción del agua de alimentación a través de una membrana semipermeable, eliminando sustancias disueltas presentes en el agua. La cantidad de agua de producto es función directa de la presión del agua de alimentación y la temperatura.

Este proceso tiene una eficiencia aproximadamente al 95 % de remoción de As (V) disuelto en aguas potables [12,13]. Sin embargo, este proceso no remueve As (III) debido a que este se encuentra en forma acuosa (H_3AsO_3) y no iónica como el As (V), H_2AsO_4^- .

1.4.2.- Intercambio iónico

El intercambio de iones es un proceso generado a través de una resina que atrapa al ion (en este caso el H_2AsO_4^-) para ser posteriormente eliminado por una generación de la misma. El arsenito As (III) no puede ser intercambiado efectivamente por lo que previamente se necesita una oxidación a arsenato As (V).

Este proceso remueve eficientemente al arsenato As (V) en el intervalo de pH entre 8 y 9. No obstante, el selenio, fluoruro, nitrato y sólidos disueltos totales compiten con el arsénico y afectan la duración del proceso, así también, sólidos suspendidos y precipitados de hierro suelen tapar a la resina de intercambio iónico. Este proceso requiere de un alto costo de inversión y operación por lo que solo se aplica en pequeña escala [12,13].

1.4.3.- Adsorción

Es un proceso de transferencia de masa donde una sustancia es transportada desde la fase líquida a la superficie de un sólido y queda atrapada por fuerzas físicas o químicas. Este proceso ocurre sobre partículas sólidas en medios fijos. Es un fenómeno superficial y por lo tanto, cuanto mayor es la superficie del medio, mayor es la capacidad de acumular material.

El arsénico puede ser adsorbido en la superficie de varios adsorbentes. Estos pueden ser: medios especiales basados en alúmina activada, o adsorbentes con hierro y otros óxidos.

La alúmina activada es altamente selectiva para remover el H_2AsO_4^- y efectiva para tratar agua con alto contenido de sólidos disueltos totales. En

la superficie de adsorción, de la alúmina activada, pueden interferir el selenio, fluoruro, cloruro y sulfato.

Una preoxidación del arsenito As (III) a arsenato As (V) favorece la capacidad de adsorción del arsénico. La alúmina es regenerable, perdiendo la capacidad del 10 % por cada regeneración. No obstante de lo antes mencionado este proceso es poco viable debido a los altos costos en la regeneración de la alúmina [12,17].

1.4.4.- Ablandamiento con cal.

Es un método usado para remover la dureza del agua y consiste en adicionar cal ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) al agua. Este método es efectivo para remover As (III) ó As (V) debido a que los precipita en forma de hidróxidos. Este método tiene un alto rendimiento para remover concentraciones de arsénico hasta 50 ppb; sin embargo, para reducir a 1 ppb se necesita de un tratamiento secundario. La remoción de As (V) es mayor al 90 % a un pH de 10.5 o más, siendo el pH óptimo de operación mayor que 10.5. Por debajo del intervalo de pH antes mencionado, la remoción disminuye a menos del 20%. El sistema de ablandamiento con cal produce una considerable cantidad de lodo. La disposición de grandes volúmenes de lodo y los grandes requerimientos de los reactivos hacen a este proceso inviable [12, 13,16].

1.4.5.- Coagulación química.

Es un proceso de tratamiento por el cual las cargas eléctricas de las sustancias coloidales disueltas o suspendidas son neutralizadas con la adición de sustancias insolubles en el agua, lo que permite la formación de

partículas mayores o aglomerados que pueden ser eliminadas por sedimentación o filtración.

El tipo y la dosis del coagulante y el pH influyen en la eficiencia del proceso. El rendimiento del sulfato de aluminio es ligeramente menor que el del sulfato férrico. A un pH de 7.6 o menor, ambos coagulantes tienen la misma eficiencia de remoción; sin embargo, el sulfato férrico remueve mejor a un pH menor de 7.6.

Los coagulantes señalados se hidrolizan formando especies solubles que se adsorben sobre el coloide neutralizando la carga; finalmente, se forman los flocs (Fig. 1.1), a este proceso se le conoce como coagulación por neutralización de carga. Por otro lado, en la Figura 1.2, se muestra el proceso de coagulación por barrido, donde se tiene una alta concentración de coagulante, respecto a la cantidad de especies suspendidas o coloidales, entrampándose la partícula o coloide en el hidróxido metálico.

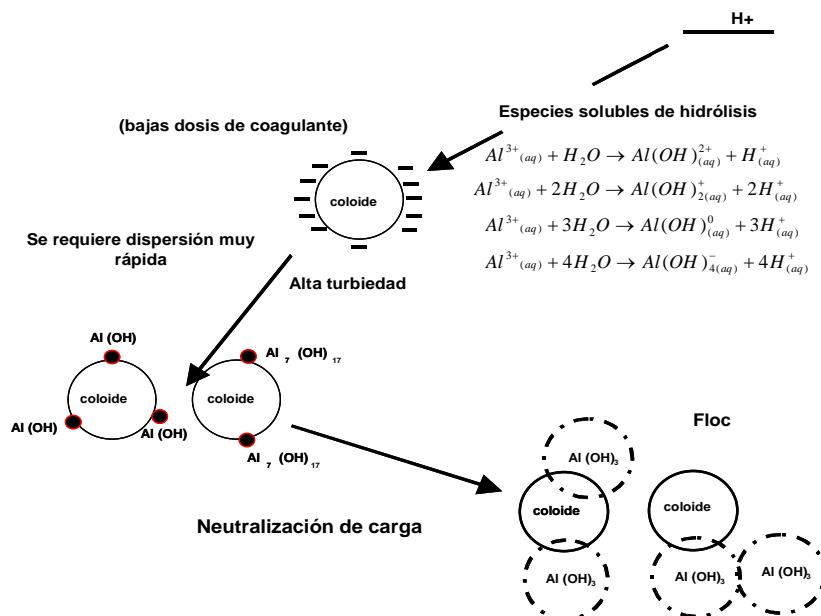


Figura 1.1.- Coagulación por neutralización de carga [18].

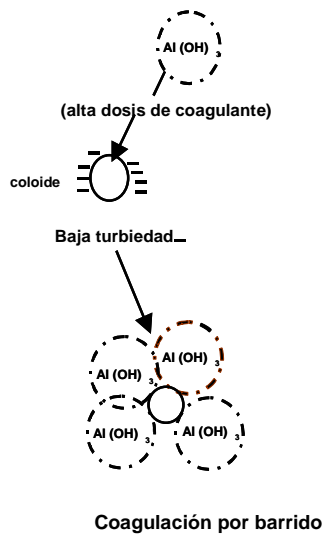


Figura 1.2.- Coagulación por barrido [18].

Por lo antes mencionado, el proceso de coagulación química es principalmente aplicado a remoción de coloides o partículas finas suspendidas. No obstante de lo antes mencionado, el proceso de coagulación también permite la remoción de aniones solubles, debido a que los hidróxidos metálicos se comportan como coloides positivos, y como tales tienen la capacidad de fijar, por adsorción, a los aniones. En la Fig. 1.3 se muestra un esquema de este proceso, consiste en la inclusión de aniones en el plano interno de Helmholtz de la doble capa eléctrica generada sobre el hidróxido metálico. Posteriormente, un proceso de coagulación por barrido permite la remoción de la especie aniónica. Este proceso puede ser aplicado a la remoción de H_2AsO_4^- .

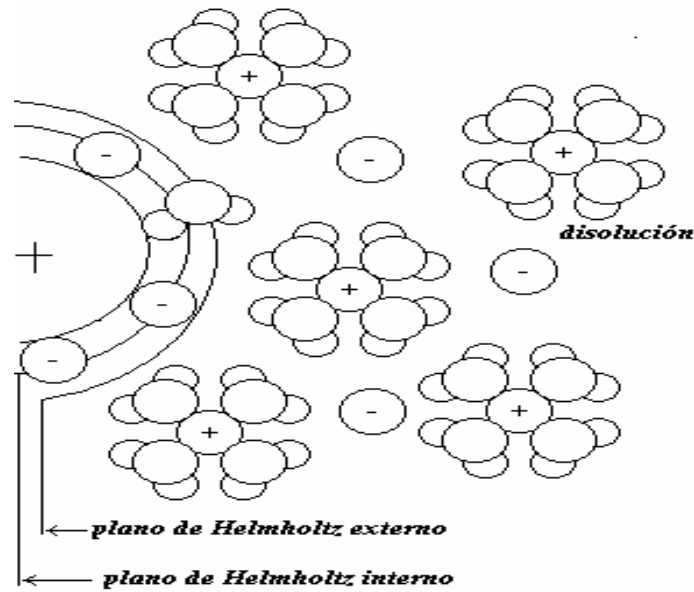


Figure 1.3.- Adsorción de aniones sobre un coloide cargado positivamente.

Para el caso de la remoción de H_3AsO_3 (ac) es muy probable que la coagulación por barrido pueda remover a esta especie. Según los resultados mostrados en la bibliografía [18], la remoción del arsenato es muy difícil. Por esto último, se recomienda oxidar el arsenito As (III) a arsenato As (V) para tener mejores eficiencias de remoción [19].

De acuerdo a lo informado en la bibliografía, se determinó que a dosis mayores de 20 mg L^{-1} de cloruro férrico o 40 mg L^{-1} de sulfato de aluminio, se alcanza una remoción de As (V) de más del 90 %. A bajas dosis de coagulantes la remoción del arsenato es menor.

Cuando la concentración de arsénico en el agua cruda es superior a 1 mg L^{-1} , la remoción de arsénico disminuye, particularmente si se usa sulfato de aluminio [20]. La coagulación con sulfato de aluminio o cloruro férrico no remueve en forma tan eficiente el As (III) por lo descrito anteriormente.

1.5.- Electrocoagulación.

La electrocoagulación es un método electroquímico de tratamiento de aguas contaminadas donde ánodos de sacrificio se corroen para generar coagulantes que desestabilizan partículas finas dispersas, aniones y cationes contenidos en el agua [2,3]. A diferencia del proceso de coagulación química, la EC no requiere de la adición de químicos y los lodos que se suelen generar por este método, son 50% menores, a los que se generan por la coagulación química. Esta disminución de lodos es debido a la ausencia del contra ion, que generalmente es SO_4^- , en los coagulantes químicos empleados como son $Al_2(SO_4)_3$ y $Fe_2(SO_4)_3$ [1].

En los procesos de EC, se suele utilizar aluminio o bien hierro como ánodos de sacrificio, que al disolverse electrolíticamente, favorece el proceso de coagulación. Durante el proceso de oxidación electroquímica, en el ánodo de sacrificio, ocurre una reacción que incorpora iones metálicos a la solución; no obstante, puede ocurrir una reacción secundaria, que es la oxidación del agua para generar oxígeno. Mientras que en el cátodo se suele reducir el agua.

Es importante mencionar que en el seno de la solución ocurre el proceso de coagulación. En el esquema (Fig 1.4) se ejemplifica lo antes mencionado.

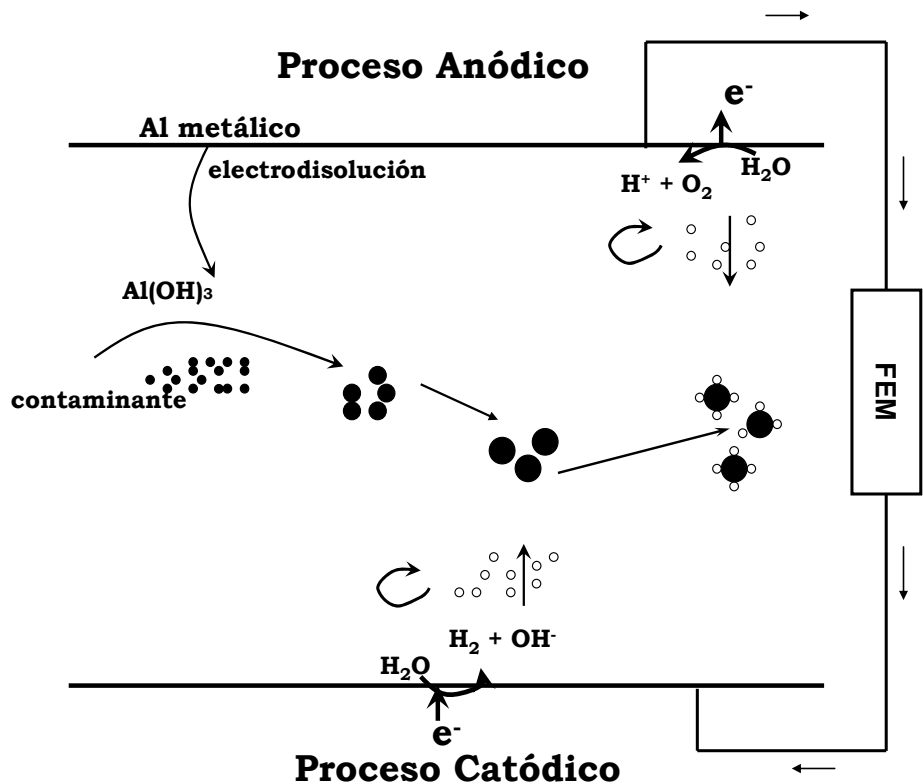


Figura 1.4.- Esquema de etapas principales implicadas en la coagulación electroquímica.

Es importante mencionar, que aún cuando la EC es bien conocida, lo que se encuentra informado en la bibliografía respecto a la eficiencia de electrocoagulación entre diferentes metales empleados como ánodos de sacrificio y diseño de reactores es muy escaso.

Cabe mencionar que la elección del ánodo de sacrificio y el diseño del reactor para la disolución progresiva del metal puede ser de gran utilidad en el desarrollo de este proceso electroquímico, como una alternativa para remover al arsénico contenido en aguas potables.

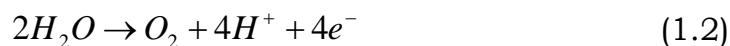
1.6. Descripción del proceso electroquímico de EC.

En todo proceso corrosivo existen, necesariamente, dos tipos de reacciones electródicas, unas anódicas y otras catódicas. Dichas reacciones se dan simultáneamente en áreas diferentes de la superficie del metal. Normalmente las reacciones no son reversibles, pues no corresponden a procesos en equilibrio e involucran especies reactivas diferentes.

En las áreas anódicas suceden reacciones de electrodisolución metálica, generalmente del tipo:



Aunque en ocasiones también puede ocurrir de manera simultánea la oxidación del agua.



En las áreas catódicas, se pueden presentar diferentes reacciones de reducción, dependiendo de la naturaleza y concentración de las especies presentes en el medio, y pueden ser:



El potencial en el ánodo estará definido por la relación metal/ión metálico (ecuación (1.1)), mientras que el potencial en el cátodo lo definirá el tipo de reacción o reacciones que predominen en el proceso catódico (ecuación (1.3) y (1.4)).

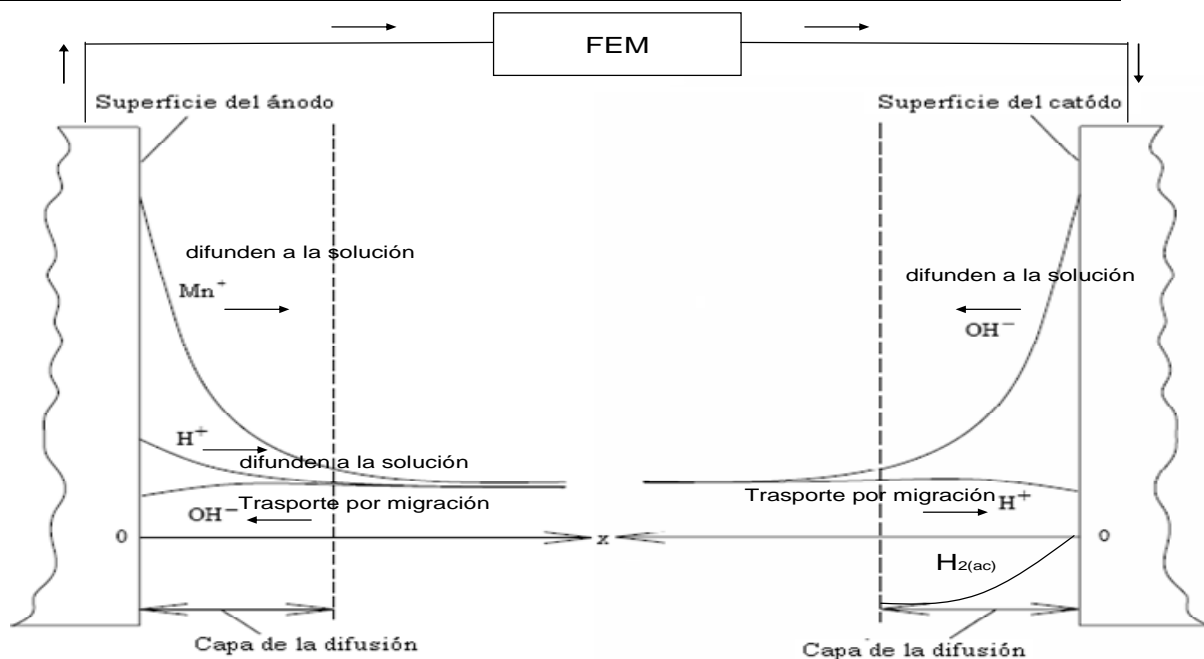


Figura 1.5.- Variación de la concentración de Mn^{3+} , H^+ y OH^- en el ánodo y cátodo

Los M^{3+} , producidos en el ánodo, se mueven por difusión hacia el cátodo (Fig. 1.5). Los OH^- , producidos en el cátodo, se mueven por difusión hacia el ánodo; sin embargo, estos se pueden recombinar con los H^+ , producidos en el ánodo, para formar agua. Por otro lado, el $H_{2(ac)}$ puede reaccionar en el ánodo por medio de la inversa de la ecuación (1.3). Entre el ánodo y el cátodo, se encuentran los M^{3+} con moléculas de agua para formar el $M(OH)_3$.

Un aspecto importante que se tiene que cuidar en la electrodisolución de un metal, es su remoción continua de la interfase, hacia el seno de la disolución, debido a que en ocasiones se forman los hidróxidos metálicos en la superficie del electrodo, que inhiben la disolución progresiva del metal.

Un apropiado diseño de celda puede favorecer la transferencia de masa de los cationes metálicos, hacia el seno de la solución, permitiendo la desestabilización de los contaminantes, cuando la solución a tratar, es alimentada al reactor de EC.

1.7.- Tipos de reactores de Electrocoagulación.

Los trabajos reportados sobre electrocoagulación en reactores electroquímicos de laboratorio, es muy escasa debido a que la geometría del reactor afecta parámetros de operación, incluyendo la trayectoria de la burbuja, eficiencia de la flotación, formación del floc, régimen del fluido y características de mezclado [21,22]. Es importante mencionar que los reactores de EC se basan en el hecho de que la eficiencia de EC es favorecida fuertemente por mezclados rápidos [21].

Los reactores electroquímicos reportados en la bibliografía son: reactores continuos de flujo modificado, turbulento, de puente aéreo, tipo Bach y de tipo serpentín.

La Figura 1.6 muestra un reactor de EC tipo Bach, el cual fue equipado con una chaqueta externa de agua para el control de la temperatura, utilizando electrodos de hierro fundido (Fe), aluminio (Al) y titanio. Un agitador magnético fue empleado en el reactor para mantener bien mezclado durante proceso de la electrocoagulación [23].

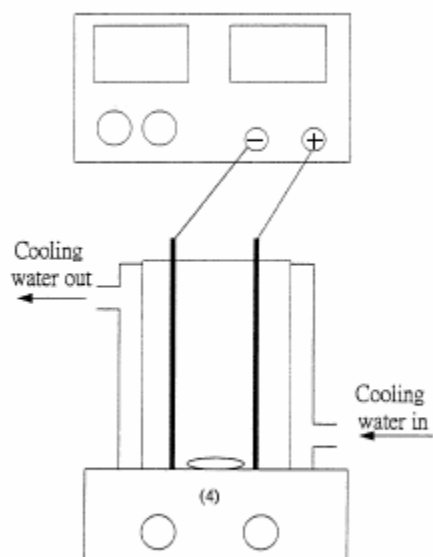


Fig. 1.6 Reactor de electrocoagulación tipo Bach.

La Fig. 1.7 muestra un reactor de EC de acrílico con dos placas de acero como ánodos de sacrificio con una capacidad es de 5.5 L, con una pieza de sedimentación, la distancia entre las placas de 2cm, la alimentación es agregada continuamente [24].

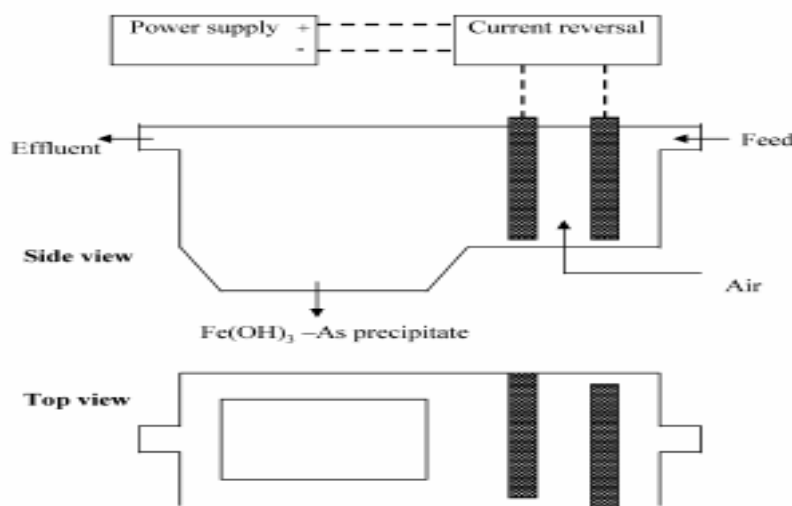


Fig. 1.7 Reactor de electrocoagulación de flujo modificado.

La Fig. 1.8 muestra un reactor de EC de flujo turbulento que esta hecho de PVC y contiene seis pares de electrodos de hierro. Tres placas funcionaron simultáneamente como ánodos y tres como cátodos [24].

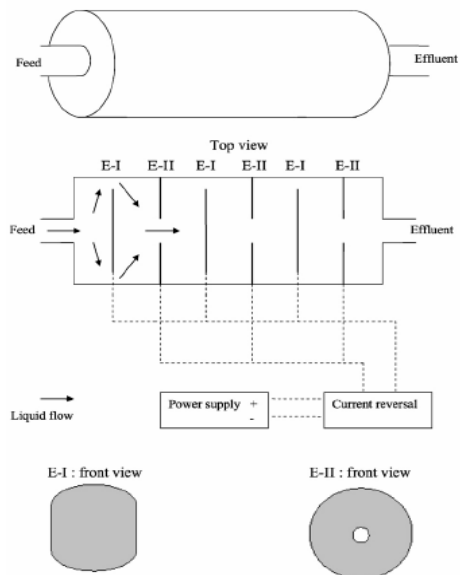


Fig. 1.8 Reactor de flujo turbulento.

La Fig. 1.9 muestra un reactor de EC de puente aéreo, al cual se le inyecta que aire para generar turbulencia en el reactor y generar una mayor interacción floc-contaminante [24].

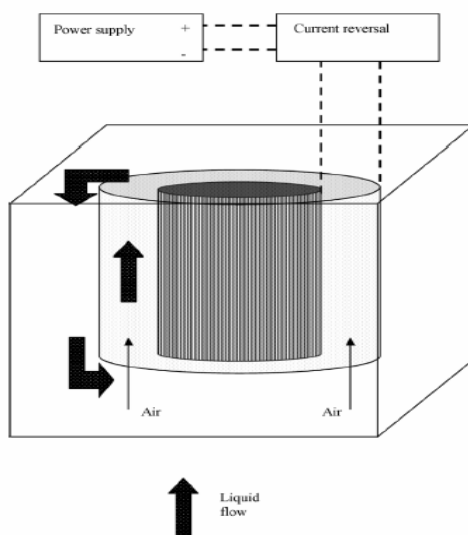


Fig. 1.9 Reactor de electrocoagulación de puente aéreo

La Fig. 1.10 muestra un reactor de EC célula de la EC con electrodos bipolares, los dos que se encuentran en los extremos se polarizan y el intermedio es bipolar. [25].

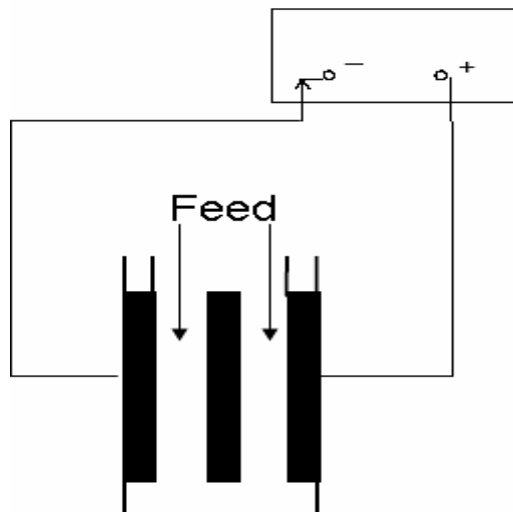


Fig. 1.10 Reactor de electrocoagulación de tipo flujo pistón.

Es importante mencionar que los reactores mostrados anteriormente han sido probados en escala laboratorio presentando bajas eficiencias de electrocoagulación, debido a que los electrodos suelen generar pasivación. Esto último es debido a que la hidrodinámica generada dentro de estos sistemas es poco eficiente, un apropiado diseño de reactor que favorezca la transferencia de masa del ion metálico generado en el ánodo, hacia el seno de la solución puede favorecer el proceso de EC.

1.8- Propuesta tecnológica para la remoción de arsénico mediante el uso del Reactor electroquímico multietapas a escala laboratorio (REM-CL).

Considerando lo mencionado en la sección anterior y atendiendo la problemática de las aguas contaminadas con arsénico, en este trabajo se

propone el uso de un REM-CL a escala laboratorio, como un apropiado diseño para su caracterización, con un área proyectada de 148 cm², empleando electrodos aluminio como ánodos de sacrificio, resultantes de un estudio de la interfase metal/solución/, por microelectrólisis. El REM-CL presenta un crecimiento modular del área que puede ser incrementada con facilidad, construyendo una serie de platos de electrodos de tamaño estándar. Cabe mencionar que cada módulo consta principalmente de un ánodo, un cátodo y un canal de distribución de fluido conectado en serie.

En la Figura 1.11, se esquematiza la trayectoria del fluido en el interior del reactor multietapas que pasa por cada uno de los módulos, del reactor. También se muestran las conexiones de los electrodos.

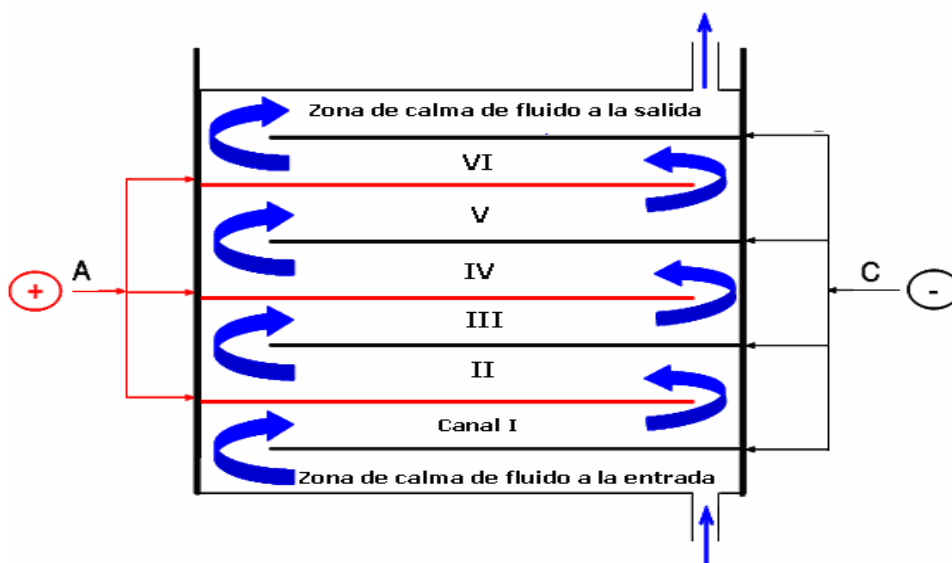


Fig. 1.11 Esquema dentro de la celda.

El diseño del reactor mostrado en la Fig. 1.11 permitirá una disolución progresiva del Al³⁺ formado en el ánodo, debido a la hidrodinámica que se genera dentro de esta celda. Además, con este diseño de celda se permite alimentar el agua a tratar, para que in situ, se lleve a cabo el proceso de coagulación.

CAPÍTULO II

*DESARROLLO
EXPERIMENTAL*

2.- DESARROLLO EXPERIMENTAL

En el presente capítulo se muestran los equipos y soluciones empleadas para los estudios experimentales, describiendo las metodologías y estrategias desarrolladas, para caracterizar los diferentes coagulantes producidos por microelectrólisis en presencia de arsénico. Posteriormente, se muestra la caracterización del proceso de electrocoagulación en una celda de flujo REM-CL, a diferentes densidades de corriente y velocidades del electrolito, con el objetivo de encontrar las condiciones óptimas para la remoción de arsénico.

2.1.- Soluciones empleadas en el estudio electroquímico.

Se prepararon soluciones empleando reactivos grado analítico y agua desionizada con una resistividad de $18 \text{ m}\Omega^{-1} \text{ cm}^{-1}$ en un sistema Mill-Q™.

Se prepararon dos soluciones de arsénico:

La solución modelo de As (III) fue preparada a partir de la disolución de 1 ml de una solución madre que contenía 1000 ppm de As (III) en un litro de agua. La solución madre fue preparada disolviendo 1.320 g de trióxido de arsénico (As_2O_3) en 100 ml de hidróxido de sodio (NaOH) 1 N y se aforó a un litro.

La solución modelo de As (V) fue preparada a partir de la disolución de 1 ml de una solución madre que contenía 1000 ppm de As (V) en un litro de agua. La solución madre fue preparada disolviendo 4.164 g de arseniato disódico heptahidratado ($\text{Na}_2\text{HAsO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) en 100 ml de hidróxido de sodio (NaOH) 1 N y se aforó a un litro.

Los reactivos empleados para la estimación de aluminio por el método de Espectrometría de Absorción Atómica (AAS) fueron KCl, HCl y una solución patrón de aluminio de 1 000 mg L⁻¹.

Los reactivos empleados para determinación de arsénico en agua por espectrometría de absorción atómica con generación de hidruro (HG-AAS), fueron KI, HCl, NaOH, NaBH₄ y una solución patrón de arsénico de 1 000 mg L⁻¹

2.2.- Equipos y materiales

2.2.1.- Equipo y dispositivo empleado en los estudios de microelectrólisis

Para llevar a cabo las pruebas de microelectrólisis, se utilizó una celda típica de tres electrodos mostrada en la Figura 2.1, con capacidad de 100 ml fabricada de vidrio Pirex, empleando como electrodos de trabajo; aluminio, cobre, acero 1045 y zinc con un área expuesta de 0.2827 cm² (Fig. 2.2 a-d) respectivamente. Como contra electrodo fue usada una barra de carbono (Fig. 2.1b) y se empleó un electrodo de referencia de sulfato mercurioso saturado Hg | Hg₂SO_{4(s)} | K₂SO_{4 (sat)} (Fig. 2.1c). Para el electrodo de trabajo se utilizó un disco rotatorio complementado con un controlador de velocidad CTV-101 “Radiometer analytical”™ (Figura 2.1e). Este dispositivo se acopló a un potencióstato-galvanostato PAR™ modelo 273 A, conectado mediante una interfase de adquisición GPIB a una computadora personal, que permite obtener los datos mediante el software Echem M270.

Es importante mencionar que todos los experimentos de electrolisis fueron corregidos y reportados contra el electrodo normal de hidrogeno (SHE, por sus siglas en ingles) 615 mV *vs.* SSE.

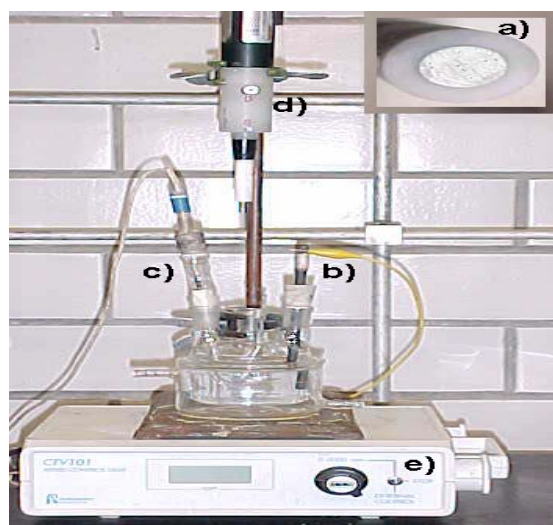


Fig. 2.1.- Celda típica de tres electrodos empleada para estudios de microelectrólisis. (a) Electrodo de trabajo, (b) contra-electrodo de grafito, (c) electrodo de referencia (SSE), (d) disco rotatorio, (e) controlador de velocidad.



Fig. 2.2.- Electrodo de trabajo para disco rotatorio empleados para estudios de microelectrólisis. (a) aluminio, (b) cobre, (c) acero 1045 y (d) zinc.

2.2.2.- Reactor de electrocoagulación REM-LC empleado en los estudios de macroelectrólisis

Para el estudio de macroelectrólisis, se utilizó un REM-CL cuyas componentes se encuentran en la Figura 2.3 a escala laboratorio. La geometría de esta celda fue diseñada en un trabajo previo realizado por el grupo de electroquímica de la AUM-I, que se encuentra en trámite de protección industrial y que además se cita en [26]. Las dimensiones de este reactor de electrocoagulación se muestran en la Tabla 2.1.

Tabla 2.1.- Dimensiones del REM mostrado en la Figura 2.2

Volumen del reactor ($V_r=B*S*L$) (cm^3)	88.938
Ancho (B) (cm)	3.05
Espesor (S) (cm)	0.6
Longitud en un canal (L) (cm)	8.1
Longitud total en 6 canales (L_T) (cm)	48.6
Número de canales (N)	6
Área del cátodo por canal en contacto con la solución (cm^2)	24.7
Área del ánodo por canal en contacto con la solución (cm^2)	24.7
Area transversal $A_T=B*S$ (cm^2)	1.00
Diámetro hidráulico $d_e=(2*B*S)/(B+S)$	1.83

Este reactor (Fig. 2.3) cuenta con dos placas de polipropileno de alta densidad soportadas en dos placas de acero inoxidable que sirven de soporte (1), el ensamblaje del reactor se hace empleando juntas de silicón (2) entre cada par de electrodos, formando un canal por donde circula la solución (2), se utilizaron cuatro cátodos (3 y 3") y tres electrodos de sacrificio son empleados como ánodos (4). Es importante mencionar que los electrodos utilizados en el REM-CL, se caracterizan por que presentan un ranurado, que permite el paso del fluido de una etapa a otra haciendo de esta celda un tipo serpentín. Por otro lado, es importante destacar que ambas caras de los ánodos de sacrificio (3") y (4) fueron empleadas, incrementando el área del reactor y aprovechando de manera completa la superficie del electrodo. La carga y descarga del fluido se realiza por la placa frontal y trasera respectivamente (5). Los materiales empleados como ánodos de sacrificio y cátodos fueron de aluminio comercial. La selección de este material fue por medio de los estudios de microelectrólisis. Es importante mencionar que los electrodos de trabajo fueron construidos en este trabajo de tesis.

Cabe destacar que esta celda electroquímica se diseña a partir del número de canales (longitud del reactor) ya que es muy versátil debido a que puede incrementarse n veces el número de canales, dependiendo de la cantidad y las características de la solución a tratar que en este caso es la remoción de arsénico que se desea.

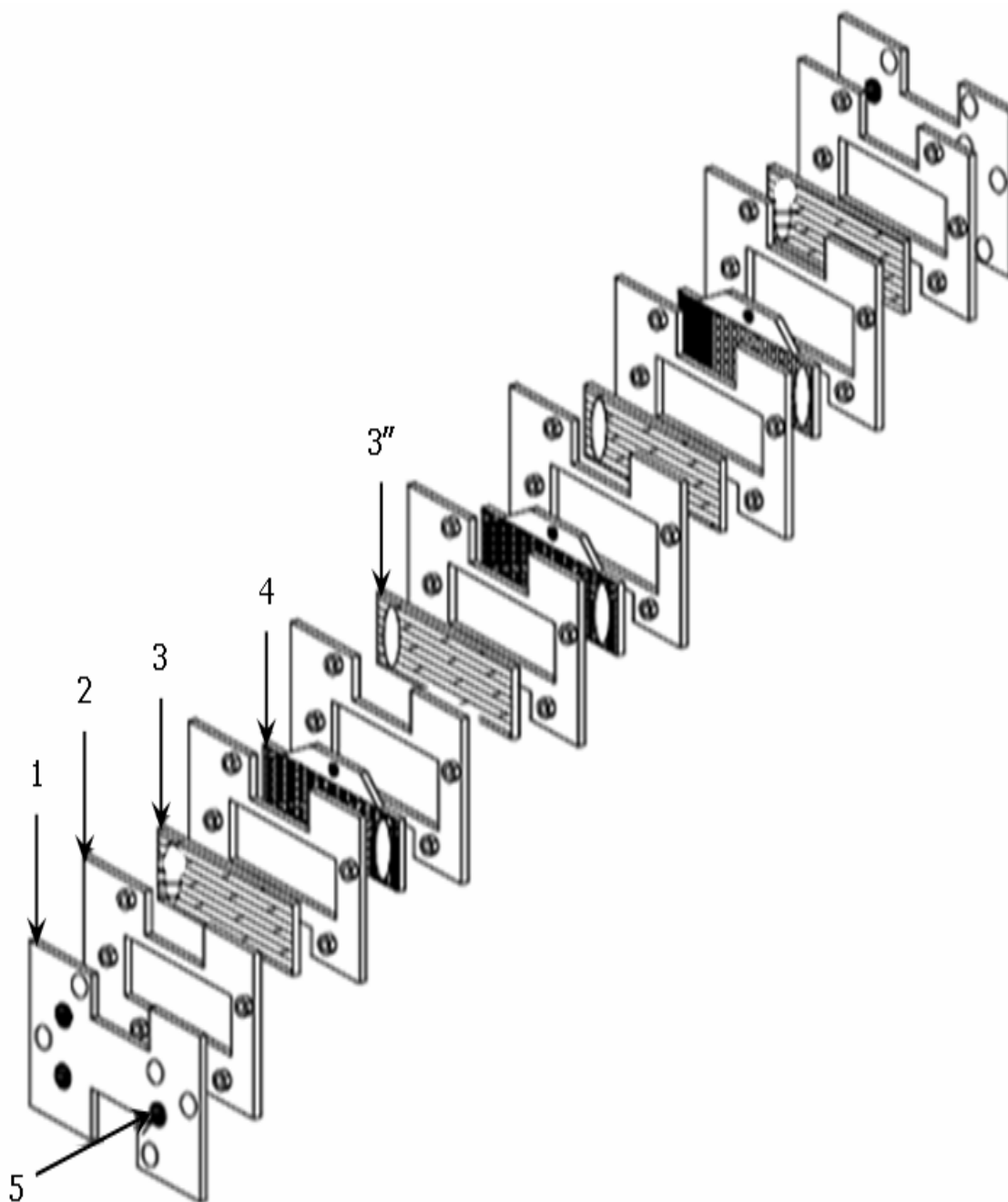


Fig. 2.3 Componentes de la celda de flujo cruzado tipo filtro prensa multietapas.

Al REM-CL, se acopló un sistema hidráulico Figura 2.4, que consta de una bomba centrífuga marca March modelo MDX-MT-3 de $\frac{1}{4}$ HP, un rotámetro Flow-Meter™ modelo F-44250LH-8 con una capacidad de $0-1 \text{ L min}^{-1}$. Las mangueras que conectan al recipiente contenedor con la bomba fueron Cole Parmer® 6424-81 de 0.5 pulgadas y la manguera que conecta a la bomba con el REM-CL y del REM-CL con el recipiente contenedor, fueron Masterflex® 96400-18 de 0.3 pulgadas. Las válvulas y conexiones son de PVC. Al dispositivo de la figura 2.4, se acopló una fuente de poder de la marca Meiko™ modelo 1090 para alimentar una densidad de corriente ($j=6 \text{ mA cm}^{-2}$). Para la determinación del potencial de celda en el reactor se empleó un multímetro digital de alta impedancia Agilent™ y un electrodo de referencia de sulfatos saturado inmerso en un capilar de Lugin.



Fig. 2.4. Sistema hidráulico del REM-CL empleado para la electrocoagulación. (a) tanque de alimentación, (b) bomba, (c) rotámetro, (d) REM-CL, (e) tanque a la salida.

Por otro lado, es importante mencionar que el REM-CL presenta una conexión eléctrica monopolar (Figura 2.5), que se caracteriza por que los electrodos (ánodo-cátodo), en ambas caras conservan su polaridad. Es importante destacar que los sistemas con conexión monopolar trabajan a mayor densidad de corriente con voltajes de celda inferiores que los que se presentan con la configuración bipolar [27].

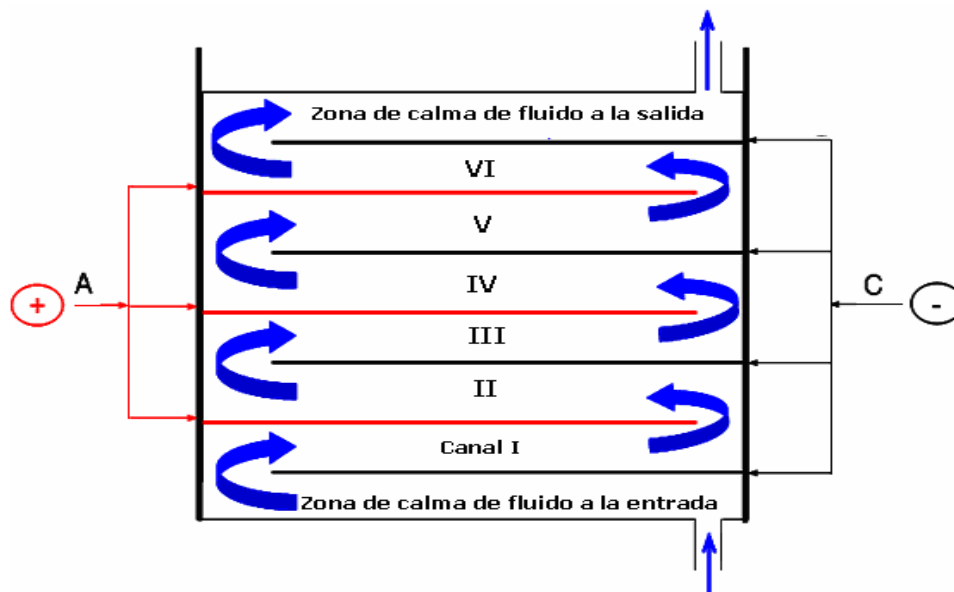


Fig. 2.5. Circuito eléctrico del REM-CL. (A) Es el cable principal al cuál se conectan todos los ánodos y (C) el que conectan a todos los cátodos.

2.2.3.- Equipo utilizado para llevar a cabo las electrólisis

En todos los estudios de microelectrólisis y macroelectrólisis, se empleó un potenciostato-galvanostato PAR™ modelo 273 A (Fig. 2.6), el cual está conectado a una computadora personal con interfase de adquisición GPIB, que trabaja con el software Echem M270. Para la determinación del potencial de celda en el reactor REM-CL, se utilizó un multímetro de alta impedancia Agilent™.



Fig. 2.6. potenciostato-galvanostato PAR™ modelo 273.

2.2.4 Equipo empleado para el seguimiento de la electrodisolución de aluminio y remoción de arsénico.

El seguimiento de la cinética de disolución de aluminio se realizó mediante la determinación de la concentración, con un equipo de absorción atómica Vrian™ modelo Espectronic AA, mostrado en la Figura 2.7.



Fig. 2.7 Equipo de absorción atómica.

En el seguimiento de la remoción de arsénico se realizó mediante la determinación de la concentración con un equipo espectrometría de absorción atómica con generación de hidruro (HG-AAS), Fig. 2.8, acoplado al espectrómetro de AA mostrado en la Fig. 2.7.



Fig. 2.8 Equipo de generación de hidruros.

2.3.- Metodología empleada en el estudio de la electrólisis en una solución modelo que simula un efluente que contiene arsénico.

2.3.1.- Caracterización de la interfase metal/solución (estudios de microelectrólisis)

Para observar el dominio de potencial (E) y de la densidad de corriente (j) que favorezca la disolución del metal, se realizó un estudio cronopotenciométrico de potencial muestreado.

En la Figura 2.9(a), se muestra la perturbación de la densidad de corriente (j) aplicada en el electrodo de trabajo durante un intervalo de tiempo. La respuesta obtenida (Fig. 2.9b), está dada por la variación temporal del potencial de electrodo. La construcción de la curva de polarización $E_{muestreado}$ Vs. $I_{aplicada}$ (Fig. 2.9c) se hace a un tiempo de muestreo.



Fig. 2.9.- Curva de polarización galvanostática (a) perturbación aplicada (b) tipo de respuesta obtenida (c) curva $E_{muestreado}$ Vs. $I_{aplicada}$ construida a partir de los pulsos galvanostáticos a un tiempo de muestreo.

Las curvas de polarización galvanostáticas se realizaron imponiendo diferentes intensidades de corriente de oxidación al sistema comprendidas $0.5 \leq j \leq 25 \text{ mA cm}^{-2}$, en presencia de Na_2SO_4 a una concentración de 0.001 M . Esta misma experimentación fue repetida pero ahora en presencia de 0.6 mg L^{-1} de arsénico trivalente (H_3AsO_3). Las microelectrólisis se realizaron utilizando una celda típica de tres electrodos descrita en la Figura 1.1, con una velocidad de rotación de disco rotatorio de 600 rpm , y llevadas a cabo durante 300 s . Es importante mencionar que antes de cada experimento, la superficie del electrodo se desbastó con lija de carbono de silicio grado 280, con el propósito de renovar la superficie entre cada prueba. Posteriormente, los electrodos se sometieron a un baño ultrasónico durante 5 minutos para eliminar los posibles residuos del pulido.

2.3.2.- Caracterización global de electrocoagulación en el REM-LC (estudios de macroelectrólisis).

Para la caracterización global de electrocoagulación, se utilizó un reactor electroquímico multietapas en operación continua, que se muestra en la Figura 2.4.

Los estudios de macroelectrólisis en el reactor electroquímico multietapas, se llevaron a cabo a diferentes condiciones hidrodinámicas comprendidas entre $0.91 \leq u \leq 4.55 \text{ cm s}^{-1}$ y a densidades de corriente comprendidas en el intervalo de $2 \leq j \leq 8 \text{ mA cm}^{-2}$, con el propósito de analizar la influencia de la convección y la densidad de corriente (j) en la disolución de aluminio. Para estos estudios se utilizó una solución modelo de As (V).

Por otro lado, se caracterizó el proceso de EC aplicando una densidad de corriente $j = 6 \text{ mA cm}^{-2}$ a velocidades comprendidas entre $0.91 \leq u \leq 4.55 \text{ cm s}^{-1}$. Estas pruebas fueron llevadas a cabo en una solución con una concentración de 1ppm de As (V) y una concentración de 0.001M de Na_2SO_4 .

Para el seguimiento de la electrocoagulación, con respecto al tiempo, se tomaron muestras a la salida del reactor cada 30 s y se analizaron las diferentes concentraciones de aluminio (Al) y arsénico (As (V)).

CAPÍTULO III

RESULTADOS DE MICROELECTRÓLISIS

3.- CARACTERIZACIÓN DE LA DISOLUCIÓN DE METALES (ALUMINIO, COBRE, HIERRO Y ZINC), EN PRESENCIA DE ARSÉNICO. RESULTADOS DE MICROELECTRÓLISIS.

En el presente capítulo, se muestran las curvas de polarización de potencial muestreado, construidas a partir de los cronopotenciogramas a un tiempo de muestreo, obtenidos en electrodos de aluminio, cobre, hierro y cinc, con y en ausencia de As (III), con el propósito de seleccionar el material a usar como ánodo de sacrificio dentro del reactor de EC. La solución modelo contenía 0.6 ppm de As (III) en 0.001 M Na₂SO₄ a pH= 6.5.

3.1.- Curva de polarización de la disolución de aluminio, cobre, hierro y zinc en la interfase metal/Na₂SO₄/H₂O.

Se realizaron una serie de cronopotenciogramas sobre RDE, en 0.001M de Na₂SO₄ como electrolito soporte, en ausencia de arsénico, rotando el RDE a 600 rpm, y diferentes pulsos galvanostáticos comprendidos entre $0.1 \geq j \geq 20 \text{ mA cm}^{-2}$ vs. SHE. A partir de estudios cronopotenciométricos (no mostrados) se construyeron las curvas $E_{\text{muestreado}}$ Vs. i_{aplicada} , a diferentes tiempos de muestreo.

La Figura 3.1 (a-c) muestra las curvas $E_{\text{muestreado}}$ vs. J_{aplicada} , empleando los diferentes RDE de cobre, zinc y acero 1045, respectivamente, que fueron realizados en un intervalo de densidad de corriente de $0.5 \leq J \leq 20 \text{ mA cm}^{-2}$, y construidos a diferentes tiempos de muestreo comprendidos entre $10 \text{ s} \leq t \leq 300 \text{ s}$. Se observa que en la Figura 3.1(a)-(b), el potencial de electrodo incrementa su valor, como función de la densidad de corriente; sin embargo, estas curvas son invariantes con el tiempo. Mientras que en la Figura 3.1(c) se encuentra una variación en el potencial en función de la densidad de corriente y del tiempo de muestreo.

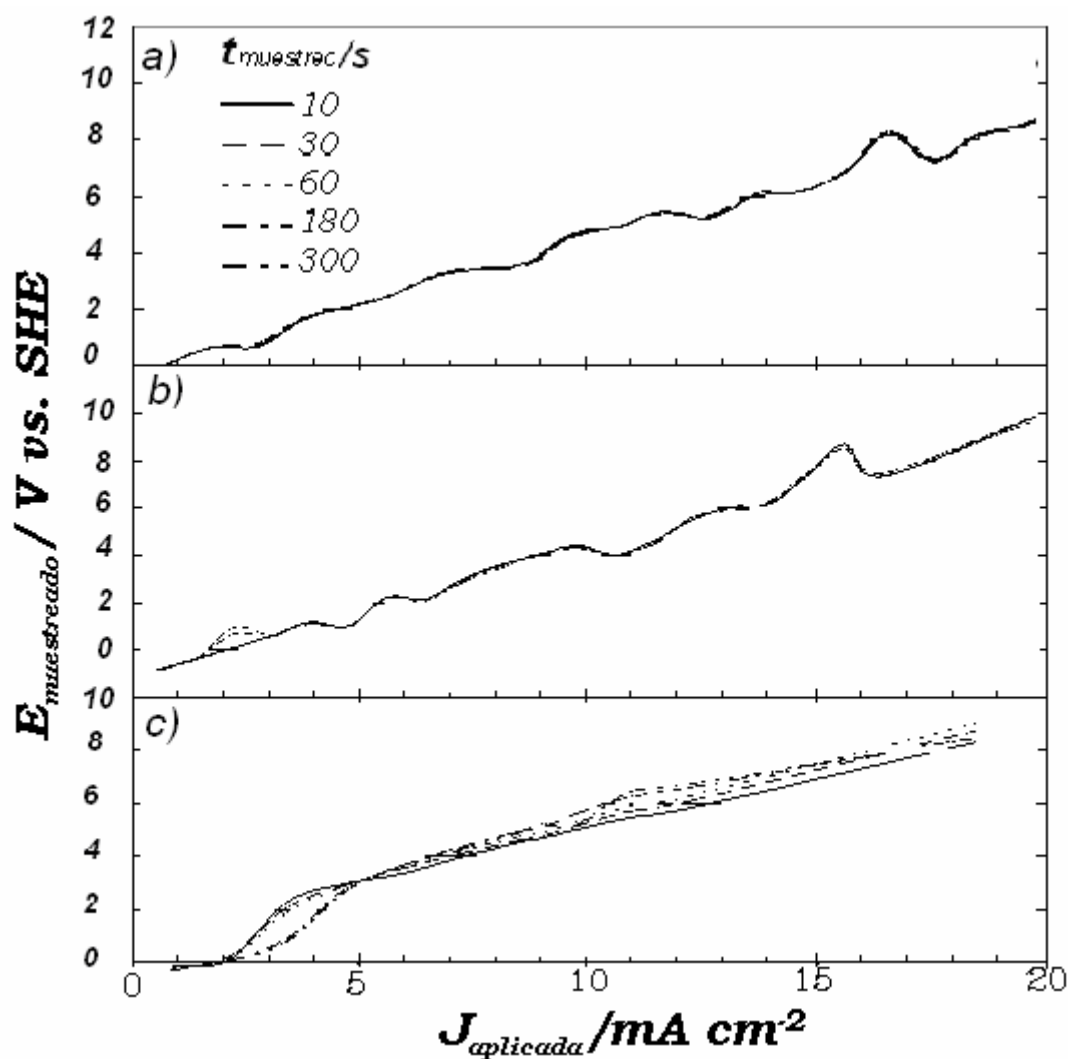


Fig. 3.1.- Curvas típicas $E_{muestreado}$ vs. $J_{aplicada}$ construidas a partir de los cronopotenciogramas obtenidos a 600 rpm, en 0.001M Na_2SO_4 a pH 6.5. a) cobre b) zinc, c) acero 1045. Los tiempos de muestreo son mostrados dentro de la figura. El RDE fue rotado a 600rpm.

La Figura 3.2 muestra la curva $E_{muestreado}$ vs. $J_{aplicada}$ trazadas sobre el electrodo de aluminio, realizadas en un intervalo de densidad de corriente de $0.1 \leq J \leq 1 \text{ mA cm}^{-2}$, a diferentes tiempos de muestreo. Se observa claramente que el potencial del electrodo aumenta en función del tiempo debido a que el electrodo se está pasivando. La pasivación puede ser consecuencia de la formación de una capa de productos oxidados sobre la superficie del electrodo [28].

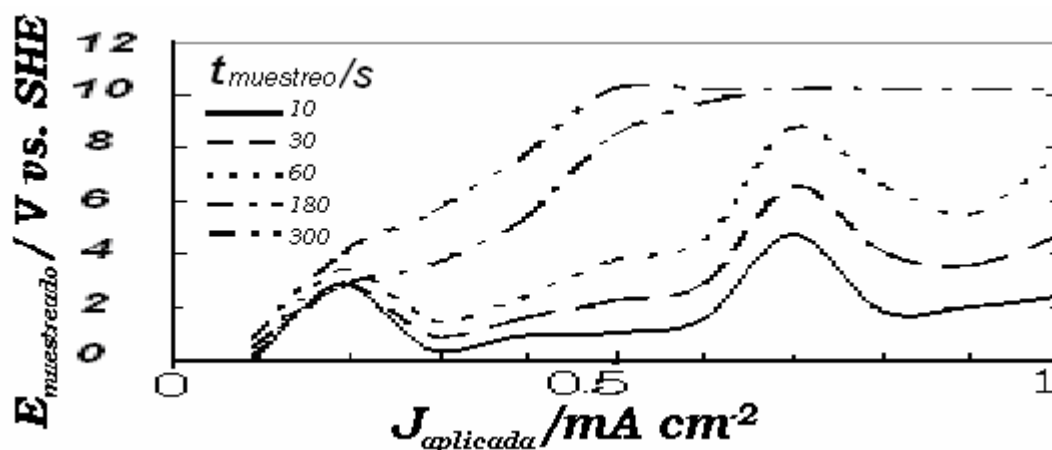


Fig. 3.2.- Curvas típicas $E_{muestreado}$ vs. $J_{aplicada}$ de aluminios contruidos a partir de los cronopotenciogramas obtenidos a 600rpm, en 0.001 M Na_2SO_4 a pH 6.5. Los tiempos de muestreo son mostrados dentro de la figura. El RDE fue rotado a 600rpm

Del análisis de las Figuras 3.1 (a-b) se observa claramente que mientras el cobre y el zinc permiten cinéticas de electrodisolución, mayores que los obtenidos sobre 1045 y aluminio, el potencial que se registra es invariante en función del tiempo; mientras que el aluminio (Fig. 3.2) y el hierro (Fig. 3.1c) solo permiten lentas cinéticas de electrodisolución, que además indican la pasivación del electrodo, originado por la presencia de $\text{Fe}(\text{OH})_{3(s)}$ y $\text{Al}(\text{OH})_{3(s)}$ en la superficie de ambos electrodos. Por otro lado, a pesar de que el aluminio y el hierro presentaron variaciones temporales de potencial, se observa notoriamente que el aluminio presenta potenciales de electrodo elevados (10.6 V), a densidades de corrientes bajas de hasta (1mA cm^{-2}), mientras que el hierro presenta valores de $E = 8\text{ V}$ a $0.1 \geq j \geq 20\text{ mA cm}^{-2}$.

3.2.- Curva de polarización de la disolución de aluminio, cobre, hierro y zinc en la interfase metal/ Na_2SO_4 /As (III)/ H_2O .

La Figura 3.3 (a-d) muestra la curva $E_{muestreado}$ vs. $J_{aplicada}$ para aluminio, acero 1045, cobre y zinc, en presencia de arsénico respectivamente. Del análisis de la Figura 3.3(a) se observa que el potencial de electrodo es

muy alto (10.6 V) a densidades de corriente bajas como se había visto en presencia de sulfatos (Fig. 3.2). Por otro lado, el acero 1045, cobre y zinc presentan también comportamientos similares a los obtenidos en ausencia de arsénico (Fig. 3.1 a-c).

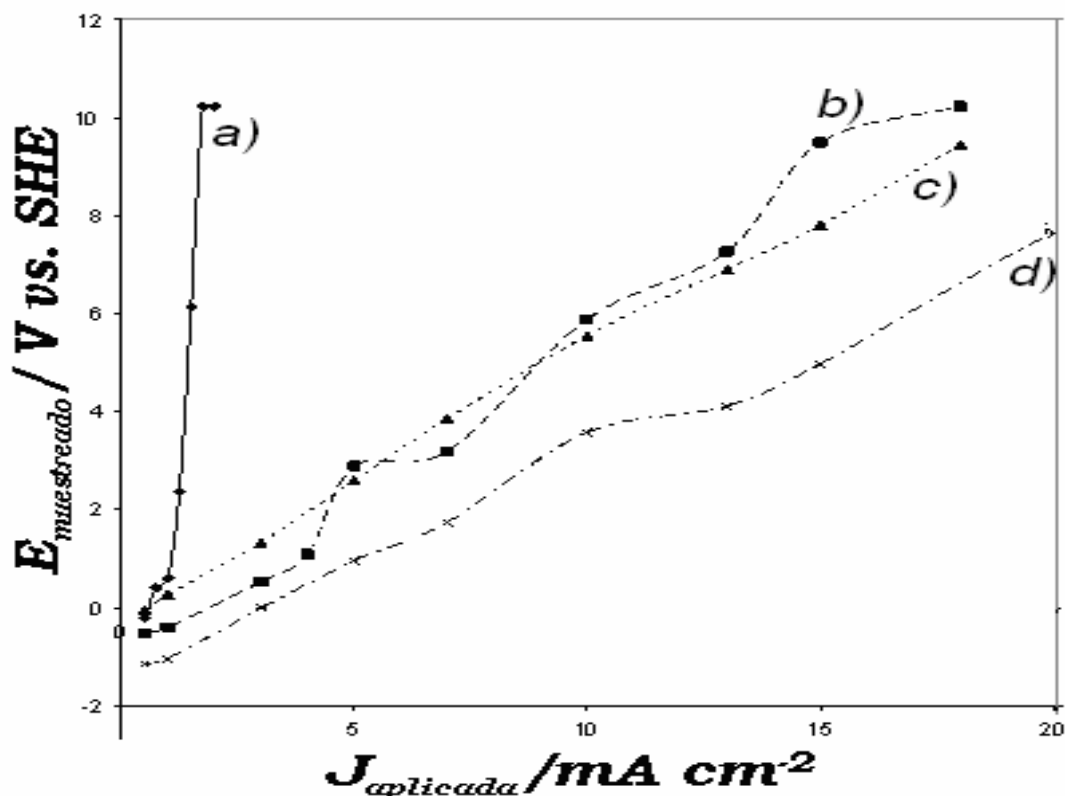


Fig. 3.3.- Curvas típicas $E_{muestreado}$ vs. $J_{aplicada}$ construidas a partir de los cronopotenciogramas obtenidos a 600rpm, en 0.001M Na_2SO_4 y 0.6mg/l de H_3AsO_3 , muestreadas al tiempo de 300 seg. a) aluminio b) acero 1045, c) cobre, d) zinc. El RDE fue rotado a 600rpm

Es importante mencionar que la disolución de aluminio en presencia de arsénico permitió obtener disoluciones con densidades de corriente de 2 mA cm^{-2} , mientras que en ausencia de arsénico sólo se alcanzaron densidades de 1 mA cm^{-2} (Fig. 3.2). A través de esta comparación se pone en evidencia el efecto del As (III) en la electrodisolución de aluminio.

De los estudios $E_{muestreado}$ vs. $J_{aplicada}$ para zinc, cobre y hierro se encontró que la disolución es invariante en la presencia y ausencia de arsénico. Además, se encontró que el hierro contenido en el acero 1045 presenta pasivación durante la electrodisolución, debido a que se forman $\text{Fe}(\text{OH})_3 (s)$ sobre la superficie del acero. La formación de hidróxidos metálicos en la superficie del electrodo no fue detectado en la electrodisolución de cobre y zinc.

Por otra parte, se encontró que la electrodisolución de aluminio fue favorecida en presencia de arsénico; no obstante, este electrodo presentó una mayor pasivación que el electrodo de acero 1045.

Cabe mencionar que la elección del ánodo de sacrificio sólo es una parte del proceso de electrocoagulación y su disolución progresiva estará determinada por el diseño del reactor. En el siguiente capítulo se muestra dicho estudio.

CAPÍTULO IV

RESULTADOS DE MACROELECTRÓLISIS

4.- ELECTROCOAGULACIÓN (EC) DE ARSÉNICO CONTENIDO EN UN AGUA POTABLE, APLICANDO UN REACTOR ELECTROQUÍMICO MULTIETAPAS A ESCALA LABORATORIO (REM-CL).

En el presente capítulo, se muestra la caracterización de la electrodisolución de aluminio dentro del REM-CL en 0.001M Na₂SO₄ a diferentes velocidades en el intervalo de $0.91 \leq u \leq 4.55 \text{ cm s}^{-1}$, y densidades de corriente en un intervalo de $2 \leq j \leq 8 \text{ mA cm}^{-2}$, con el objetivo de seleccionar la densidad de corriente y la condición hidrodinámica que favorezca la electrodisolución progresiva de aluminio. Posteriormente, con las variables antes mencionadas, se caracterizó el proceso de EC en el REM-CL, para la remoción de As (III) (H₃AsO₃)_(ac) y As (V) (H₂AsO₄⁻) contenidos en un efluente que simula un agua potable del Bajío (1ppm As(III) ó bien As(V) en 0.001M Na₂SO₄ a pH de 6.5).

4.1.- Caracterización de la electrodisolución de aluminio en el REM-CL.

Es importante mencionar que la caracterización de electrodisolución de aluminio partió de un modelo que simula la disolución progresiva del aluminio en función de la densidad de corriente (j), tiempo de residencia de un canal ($\tau = \frac{u}{L}$) y la geometría del reactor REM-CL, ecuación 4.1 (ver anexo A):

$$C_{AL(III)(N)} = \frac{j\tau PM}{zFS} (1 \times 10^6) (N) \quad (4.1)$$

donde, $C_{Al(III)(N)}$ es la concentración de aluminio en (ppm), j la densidad de corriente en (mA cm^{-2}), F la constante de faraday en (96485 C mol^{-1}), PM el peso molecular de aluminio (26.98 g mol^{-1}), S el espesor del canal en (cm), z número de electrones, y N numero de canales de la celda. El valor 1×10^6 es un factor de conversión que permite obtener unidades de ppm de Al.

Para el proceso de electrodisolución de aluminio, la cantidad máxima de electrodisolución de aluminio ($C_{Al(III)(N)}$), se puede calcular usando la ecuación (4.1), tomando los parámetros de la celda mostrados en la Tabla 4.1. El numero de canales (longitud del reactor) fue modelado a través de la ec 4.1 para diferentes velocidades y numero de canales (no mostrados) indicando que para seis canales se logra obtener una concentración de aluminio entre 3 y 14 ppm, que son las dosis de coagulante que permitirán remover el arsénico. De esta manera se diseño la longitud total del reactor ($L_T = 48.6 \text{ cm}$).

Tabla 4.1.- Dimensiones del REM-CL.

Volumen del reactor ($V_r = B \cdot S \cdot L_T$) (cm^3)	88.938
Ancho (B) (cm)	3.05
Espesor (S) (cm)	0.6
Longitud en un canal (L) (cm)	8.1
Longitud total en 6 canales (L_T) (cm)	48.6
Número de canales (N)	6
Promotor de turbulencia	De malla de plástico tipo D*

* [29]

La Figura 4.1 muestra la curva $C_{Al(III)(N)}$ vs. j experimental, en un intervalo de densidad de corriente de $2 \leq J \leq 8 \text{ mA cm}^{-2}$, y una $u = 4.55 \text{ cm s}^{-1}$ ($Re = 479$) en $0.001 \text{ M Na}_2\text{SO}_4$, estos resultados son comparados con los obtenidos teóricamente. La curva teórica fue construida a partir

de la ecuación (4.1) de donde se tomaron los valores de la Tabla 4.1, mientras que la curva experimental fue construida con el promedio de las concentraciones de aluminio obtenidas por absorción atómica. Del análisis de la Figura 4.1 se observa que hay una diferencia muy marcada entre el valor calculado y el experimental, siendo probablemente la principal causa de esto, la pasivación del electrodo. La curva experimental presenta un decaimiento en el intervalo de $2 \leq j \leq 4 \text{ mA cm}^{-2}$, debido a las corrientes capacitivas, posteriormente al aumentar la densidad de corriente ($4 \leq j \leq 6 \text{ mA cm}^{-2}$) se muestra un incremento de la concentración de aluminio, debido a que en este intervalo se está generando una disolución progresiva de aluminio. Por último a ($6 \leq j \leq 8 \text{ mA cm}^{-2}$) presentan una modificación en la pendiente, que puede ser asociado a un proceso de traspasivación originado por el $\text{Al(OH)}_{3(s)}$.

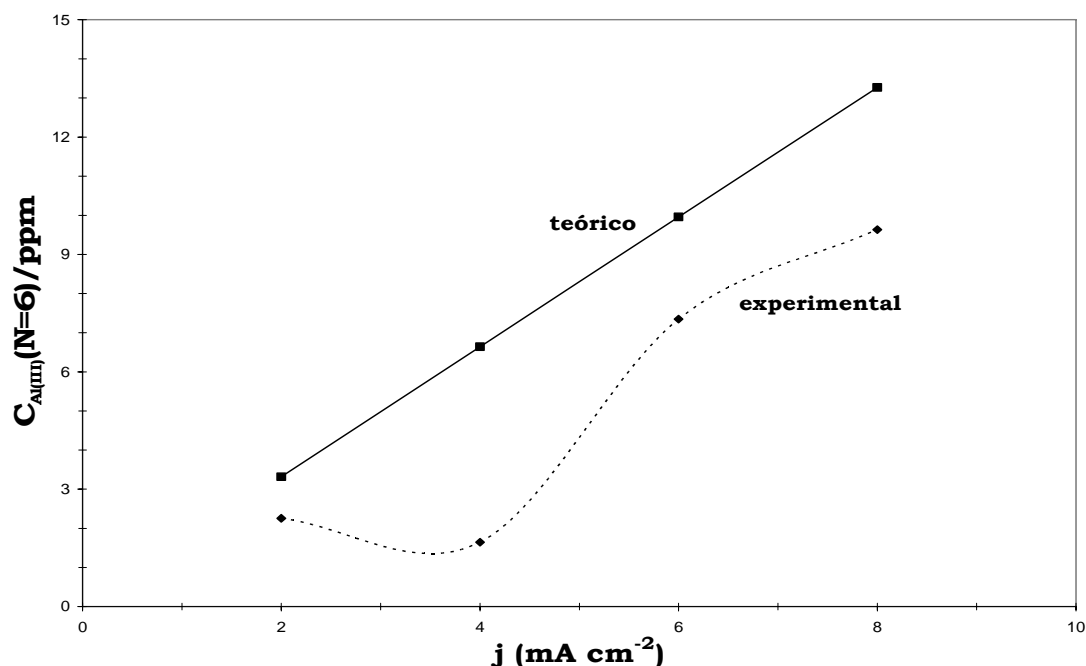


Fig. 4.1.- Influencia de la densidad de corriente en la electrodisolución de aluminio en el REM-CL a una $u=4.55 \text{ cm s}^{-1}$ ($\text{Re}=479$ y $\tau_{(N=6)}=10.67 \text{ s}$ en $0.001\text{M Na}_2\text{SO}_4$. Promotor de turbulencia tipo D, $L_T=48.6 \text{ cm}$.

Es importante mencionar que la simulación del cálculo teórico no considera la pasivación; sin embargo, el resultado experimental pone en evidencia que el proceso de pasivación es originado por la presencia de $\text{Al(OH)}_{3(s)}$, en la superficie del electrodo de aluminio. Esto muestra congruencia con los estudios de RDE (microelectrólisis) discutido en el capítulo 3.

Después del análisis de la curva $C_{\text{Al(III)(N)}}$ vs. j experimental se concluye que la densidad de corriente optima es la de 6mA cm^{-2} , debido a que a 8mA cm^{-2} presenta un decaimiento, que como ya se mencionó, se debe a la formación de la capa transpasa de $\text{Al(OH)}_{3(s)}$.

La Figura 4.2 muestra la curva $C_{\text{Al(III)(N)}}$ vs. u experimental, en el intervalo de $0.91 \leq u \leq 4.55 \text{ cm s}^{-1}$ y una densidad de corriente constante de $j= 6 \text{ mA cm}^{-2}$, en $0.001\text{M Na}_2\text{SO}_4$. Estos resultados son comparados con los obtenidos teóricamente. La Fig. 4.2 presenta un desfaseamiento entre la curva teórica de la experimental, siendo la principal causa de esto la pasivación del electrodo, se observa que en el intervalo de $0.91 \leq u \leq 1.82 \text{ cm s}^{-1}$ el desfaseamiento en la concentración es más prolongado, posteriormente, a $1.82 \leq u \leq 3.64 \text{ cm s}^{-1}$ disminuye esta diferencia ligeramente; finalmente, a $u= 4.55 \text{ cm s}^{-1}$, la electrodisolución de aluminio es muy parecida a la teórica. Es importante mencionar que mientras aumentan la velocidad, la curva experimental se ajusta más a la curva teórica, debido a que se evita la formación de $\text{Al(OH)}_{3(s)}$, en la superficie del electrodo, por efecto de la convección, generando condiciones progresivas de electrodisolución.

Es importante mencionar que las electrodisoluciones mostradas en la Fig. 4.1 y 4.2 fueron realizadas empleando promotores de turbulencia tipo D, que favorece la formación de vórtices dentro de la celda mejorando las electrodisolución de aluminio.

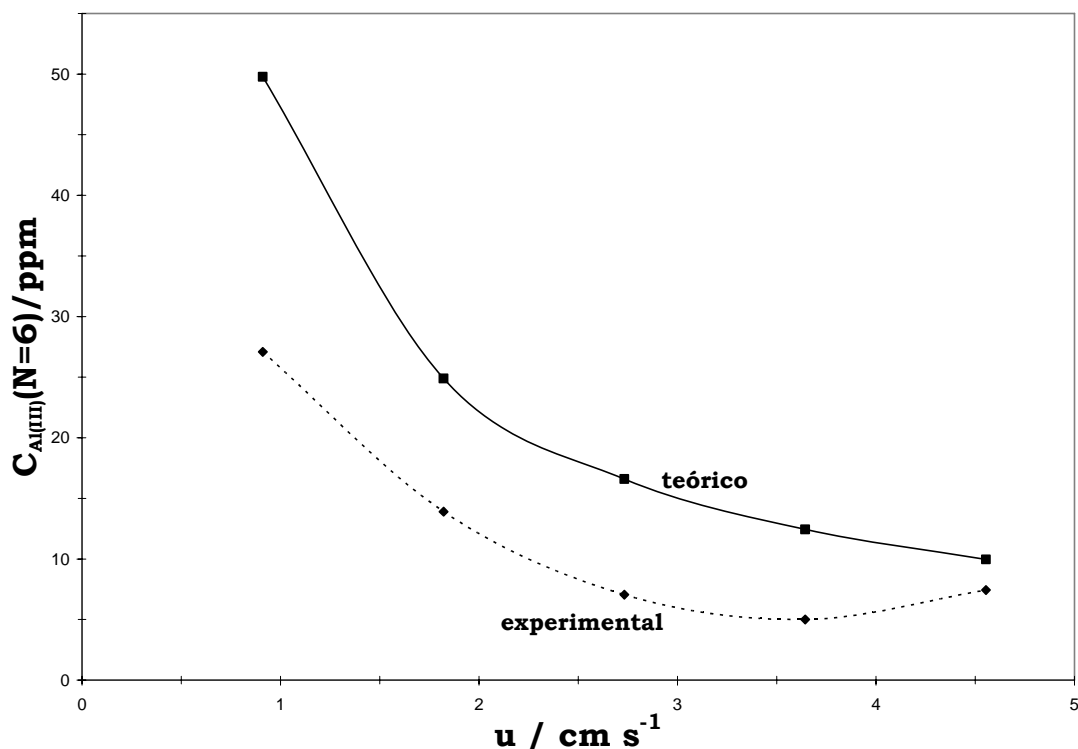


Fig. 4.2.- Influencia de la velocidad lineal en la electrodisolución de aluminio en el REM-CL a una $j = 6 \text{ mA cm}^{-2}$ en $0.001\text{M Na}_2\text{SO}_4$. Promotor de turbulencia tipo D, $L_T = 48.6 \text{ cm}$.

4.2.- Caracterización del proceso de electrocoagulación (EC) en el REM-CL, para la remoción de As (III) (H_3AsO_3 (ac)).

La Fig. 4.3 (a)-(b) muestra las curvas $C_{\text{Al(III)}(N)}$ vs. u experimentales con y sin promotor de turbulencia respectivamente, en el intervalo de $0.91 \leq u \leq 4.55 \text{ cm s}^{-1}$ y una densidad de corriente constante $j = 6 \text{ mA cm}^{-2}$, en $0.001\text{M Na}_2\text{SO}_4$ y $1 \text{ ppm As (III) (H}_3\text{AsO}_3$ (ac)). Estos resultados son comparados con los obtenidos teóricamente (Fig. 4.3(c)). Se observa que en la Fig. (4.3(a)) presenta un decaimiento de tipo potencial; mientras que la Fig. (4.3(b)) presenta un incremento en el intervalo de $0.91 \leq u \leq 1.82 \text{ cm s}^{-1}$, posteriormente en el intervalo de $1.82 \leq u \leq 4.55 \text{ cm s}^{-1}$, las curvas de la Fig. 4.3(a y b) son muy similares. Es importante mencionar que ambas curvas están por encima de los valores de la curva teórica (Fig. 4.3 (c)). Esto es debido, a que la presencia de arsénico mejora la electrodisolución del aluminio como se había detectado en las pruebas de microelectrólisis, mostradas en el capítulo

3. Por tanto, después del análisis de las curvas presentadas en la Fig. 4.3 (a)-(b), se observó que la concentración de electrodisolución de aluminio es invariante con el promotor de turbulencia tipo D, en el intervalo de velocidad del electrolito comprendido entre $1.82 \leq u \leq 4.55 \text{ cm s}^{-1}$, a una densidad de 6 mA cm^{-2} .

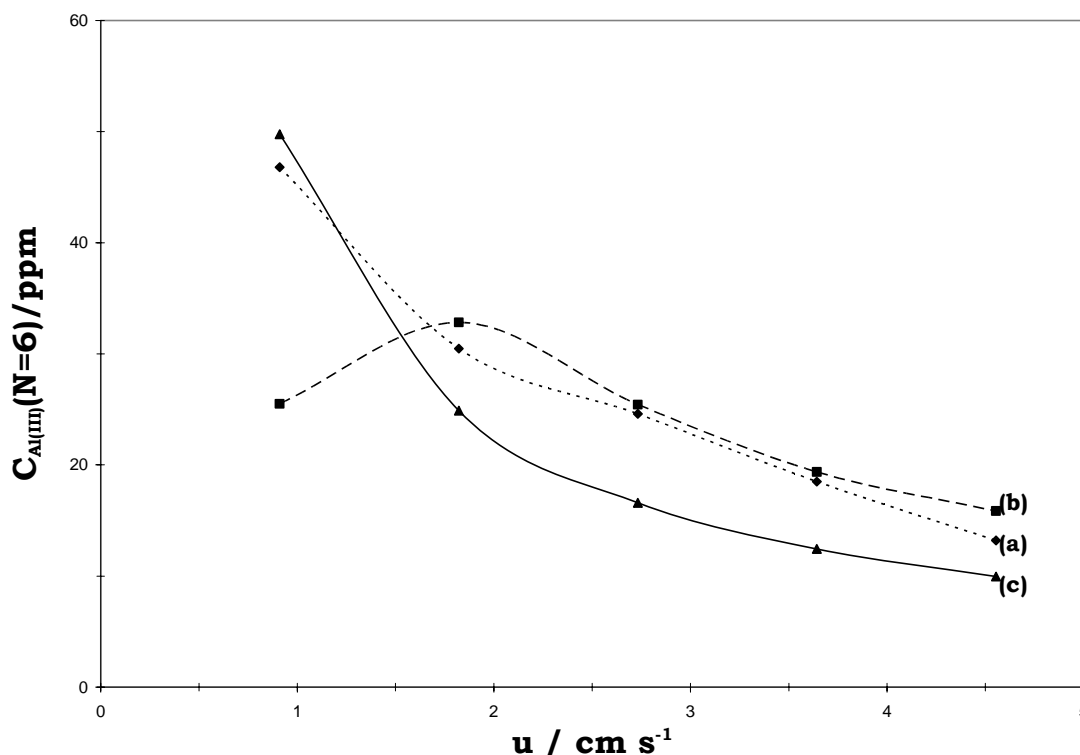


Fig. 4.3.- Influencia de la velocidad lineal en la electrodisolución de aluminio en el REM-CL a una $j = 6 \text{ mA cm}^{-2}$ $L_T = 48.6 \text{ cm}$, en $0.001 \text{ M Na}_2\text{SO}_4$ y 1 ppm de As (III). (a) sin promotor de turbulencia, (b) con promotor de turbulencia, tipo D, (c) teórica.

La Fig. 4.4 muestra las curvas $C_{\text{As(III)}}$ vs. u experimentales con y sin promotor de turbulencia, en el intervalo de $0.91 \leq u \leq 4.55 \text{ cm s}^{-1}$ y una densidad de corriente constante de $j = 6 \text{ mA cm}^{-2}$, en $0.001 \text{ M Na}_2\text{SO}_4$ y 1 ppm de As (III) ($\text{H}_3\text{AsO}_3_{(\text{ac})}$). Es importante mencionar que estas curvas están directamente relacionadas con las curvas de electrodisolución de aluminio de la Fig. 4.3. Se observa que la curva realizada con el promotor de turbulencia tipo D (Fig. 4.4 (b)) presenta remociones bajas, de $\text{H}_3\text{AsO}_3_{(\text{ac})}$ en el intervalo de $0.91 \leq u \leq 2.73 \text{ cm s}^{-1}$, posteriormente a velocidades comprendidas entre $2.73 \leq u \leq 4.55 \text{ cm s}^{-1}$ se presenta un incremento en la concentración de As (III). Esto último

esta asociado a la fractura de los flocs y las bajas concentraciones de aluminio.

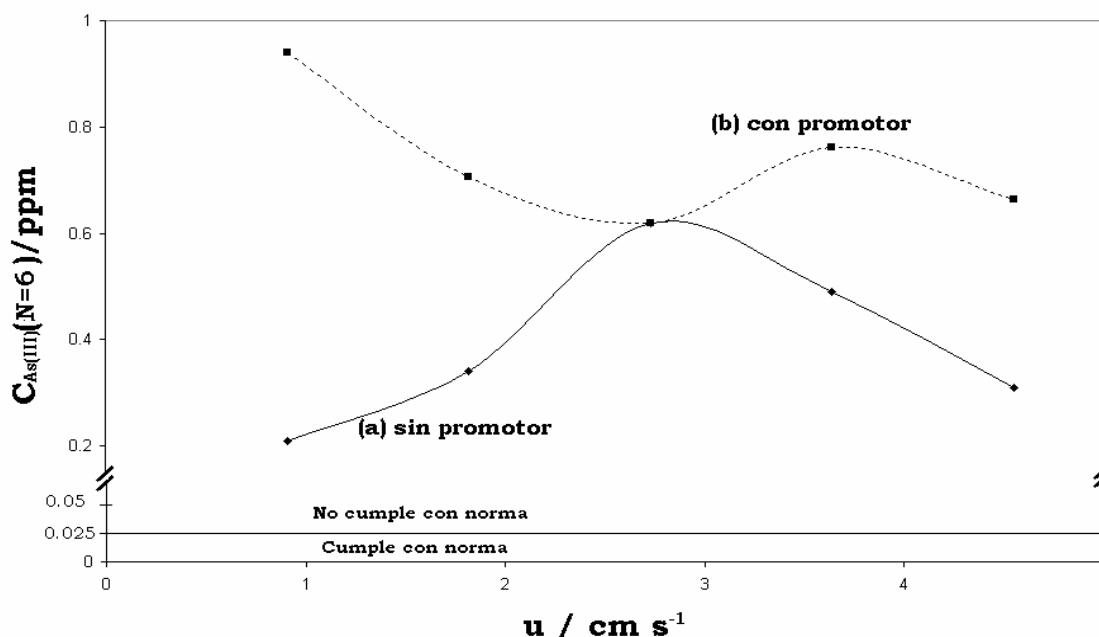


Fig. 4.4.- Influencia de la velocidad lineal en la remoción de As(III) en el REM-CL a una $j = 6 \text{ mA cm}^{-2}$ $L_T=48.6$, intervalo de $0.91 \leq u \leq 4.55 \text{ cm s}^{-1}$, en $0.001\text{M Na}_2\text{SO}_4$ y 1 ppm As (III) . (a) Sin promotor de turbulencia, (b) con promotor de turbulencia tipo D.

Por otra parte, la curva realizada sin promotor de turbulencia tipo D (Fig. 4.4 (a)) presenta un incremento en la concentración de As (III) en el intervalo de $0.91 \leq u \leq 2.73 \text{ cm s}^{-1}$, debido a que las concentraciones de aluminio disminuye, posteriormente a velocidades comprendidas entre $2.73 \leq u \leq 4.55 \text{ cm s}^{-1}$ se observa un decaimiento de de la concentración As(III).

Del análisis de las curvas $C_{\text{As(III)}}$ vs. u (Fig. 4.4(a)-(b)), se observa que el promotor de turbulencia tipo D no deforma el floc a bajas velocidades comprendidas entre $0.91 \leq u \leq 2.73 \text{ cm s}^{-1}$. Sin embargo, este sistema trabaja con eficiencias mayores sin la presencia del promotor de turbulencia, debido a que dicho promotor tiende a fracturar los flocs formados, liberando nuevamente el H_3AsO_3 (ac). Los resultados de EC indicaron que la remoción de As (III) estuvo fuera de lo requerido por la norma mexicana. Es importante mencionar que probablemente a

concentraciones de aluminio superiores a las obtenidas en este trabajo, el As (III) pueda removerse, por coagulación por barrido, poniéndolo en norma; sin embargo, esto estuvo fuera de los alcances de trabajo de tesis.

4.3.- Caracterización del proceso de electrocoagulación en el REM-CL, para la remoción de As (V) (H_2AsO_4^-).

Para las pruebas de remoción de As (V) se decidió evitar el uso de promotores de turbulencia, debido a que estos suelen fracturar los flocs, que va en detrimento del proceso de EC.

La Figura 4.5(a)-(b) muestra las curvas $C_{\text{Al(III)(N)}}$ vs. u experimental y teórica, respectivamente, en el intervalo de $0.91 \leq u \leq 6.38 \text{ cm s}^{-1}$ y una densidad de corriente constante $j = 6 \text{ mA cm}^{-2}$, en $0.001 \text{ M Na}_2\text{SO}_4$ y 1 ppm de As (V). Del análisis de la figura 4.5(a) se observa un decaimiento exponencial de la concentración de aluminio en el dominio de $0.91 \leq u \leq 3.64 \text{ cm s}^{-1}$, posteriormente en $u \geq 4.55 \text{ cm s}^{-1}$ se observa una modificación en la pendiente, favoreciendo el decaimiento de la concentración de aluminio. Es importante mencionar que la disolución de aluminio está por encima de lo teórico, debido a la presencia H_2AsO_4^- que favorece la electrodisolución de aluminio. Es importante distinguir que el H_2AsO_4^- favorece aún más la electrodisolución de aluminio, con respecto a lo obtenido en presencia de H_3AsO_3 . Esto último puede estar asociado a la forma iónica del As (V) (H_2AsO_4^-), que evita la formación del hidróxido de aluminio en la superficie del electrodo.

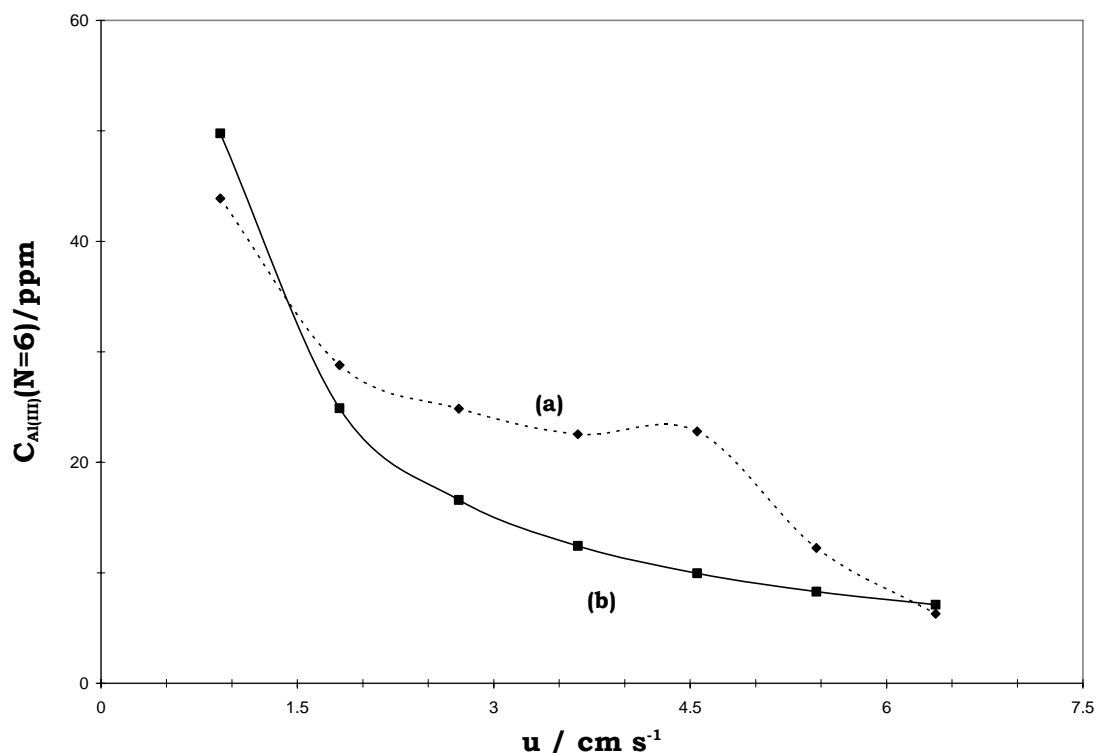


Fig. 4.5.- Influencia de la velocidad lineal en la electrodisolución de aluminio en el REM-CL a una $j = 6 \text{ mA cm}^{-2}$ $L_T = 48.6 \text{ cm}$, en $0.001 \text{ M Na}_2\text{SO}_4$ y 1 ppm de As (V). (a) experimental, (b) teórico

La Fig. 4.6 muestra la curva $C_{\text{As(V)}}$ vs. u experimental, realizadas en el intervalo de $0.91 \leq u \leq 6.38 \text{ cm s}^{-1}$ a una densidad de corriente constante de $j = 6 \text{ mA cm}^{-2}$, en $0.001 \text{ M Na}_2\text{SO}_4$ y 1 ppm de As(V). Del análisis de la Fig. 4.6 se muestra que la remoción de H_2AsO_4^- presentó un comportamiento aleatorio, observando que en el dominio de $0.91 \leq u \leq 2.73 \text{ cm s}^{-1}$, la curva presenta un incremento en la concentración de As (V) debido a la baja interacción $\text{floc-H}_2\text{AsO}_4^-$. Posteriormente, a velocidades comprendidas entre $2.71 \leq u \leq 4.55 \text{ cm s}^{-1}$, la concentración de As (V) permite concentraciones de hasta 0.015 ppm . Sin embargo, a velocidades $u > 4.55 \text{ cm s}^{-1}$ las concentraciones de As (V) se incrementan hasta 0.45 ppm , debido a la fractura del floc ($\text{floc-H}_2\text{AsO}_4^-$), además de las bajas concentraciones de aluminio, que se obtienen en este dominio de velocidades (Ver. Fig. 4.5 (a)).

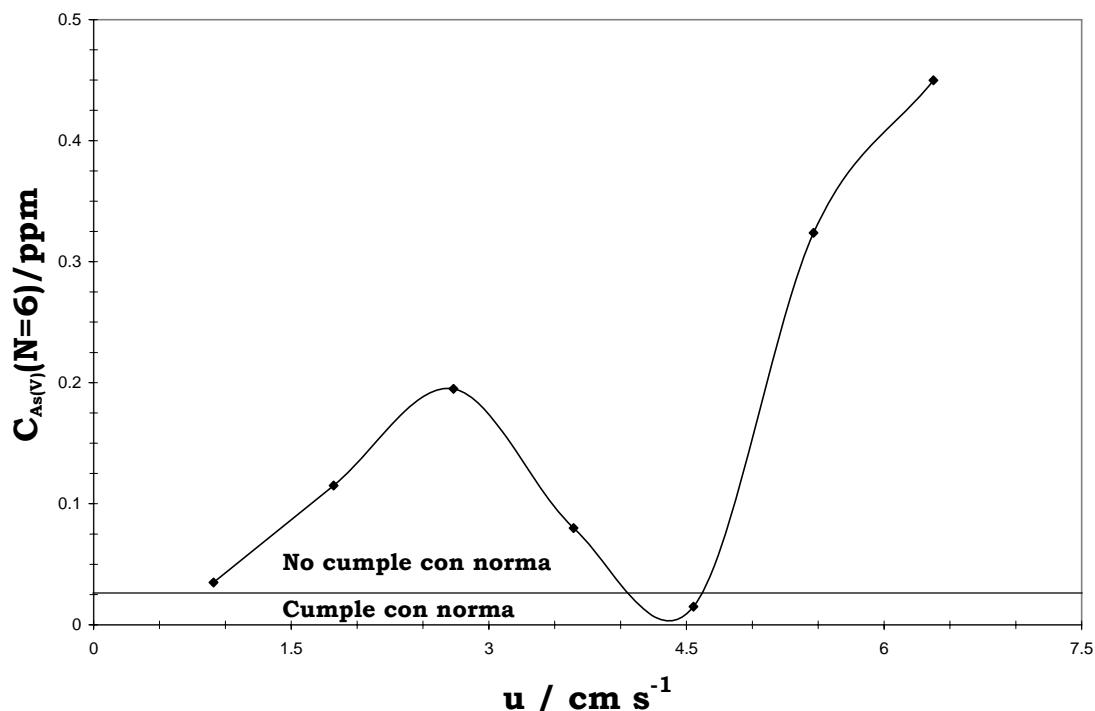


Fig. 4.6.- Influencia de la velocidad lineal en la remoción de As (V) en el REM-CL a una $j=6 \text{ mA cm}^{-2}$ $L_T=48.6$, intervalo de $0.91 \leq u \leq 6.38 \text{ cm s}^{-1}$, en $0.001\text{M Na}_2\text{SO}_4$ y 1 ppm As (V) .

Del análisis de la Figura 4.6 se observa que a una $u=4.55 \text{ cm s}^{-1}$ se tiene una remoción de As (V) hasta 0.015ppm , a una densidad de corriente de 6 mA cm^{-2} . Este último resultado permite cumplir con la norma mexicana, por lo que este proceso ha cumplido con el objetivo propuesto inicialmente.

4.4.- Análisis de costos de electrocoagulación (EC) en el REM-CL para la remoción de As (V).

Un parámetro muy importante, en la evaluación del desempeño de electrocoagulación, es el consumo de energía ($E_{S,VOL}$) evaluado por medio de la ec. 4.2 [30].

$$E_{S,VOL} = \frac{(E_{celda} \times I)}{3.6 Su} \quad (4.2)$$

donde: E_{celda} es el potencial de celda ($J C^{-1}$), I la corriente durante la microelectrólisis en ($C s^{-1}$), u es la velocidad en ($cm s^{-1}$), S el espesor del canal en (cm) y el valor 3.6 es un factor de conversión que permite obtener $E_{S,VOL}$ en unidades de $kWh m^{-3}$.

En la Figura 4.7 se muestra el consumo de energía de las electrólisis de la Figura 4.5, como función del porcentaje de electrocoagulación obtenida a partir de la ec. 4.2.

Del análisis de la Figura 4.7, se observa un consumo de energía máximo de $2.04 kWh m^{-3}$ en $u = 0.91 cm s^{-1}$. Posteriormente, se observa un decaimiento tipo potencial en el intervalo de $0.91 \leq u \leq 6.37 cm s^{-1}$, reportando un consumo mínimo de energía de $0.1344 kWh m^{-3}$. La disminución del consumo de energía de electrolisis disminuye con la velocidad lineal del electrolito como lo indica la ec 4.1, debido a que como aumenta la velocidad, el tiempo de residencia es menor, por tanto el tiempo de las electrólisis se reducen como función del aumento de la velocidad pero también la remoción de arsénico.

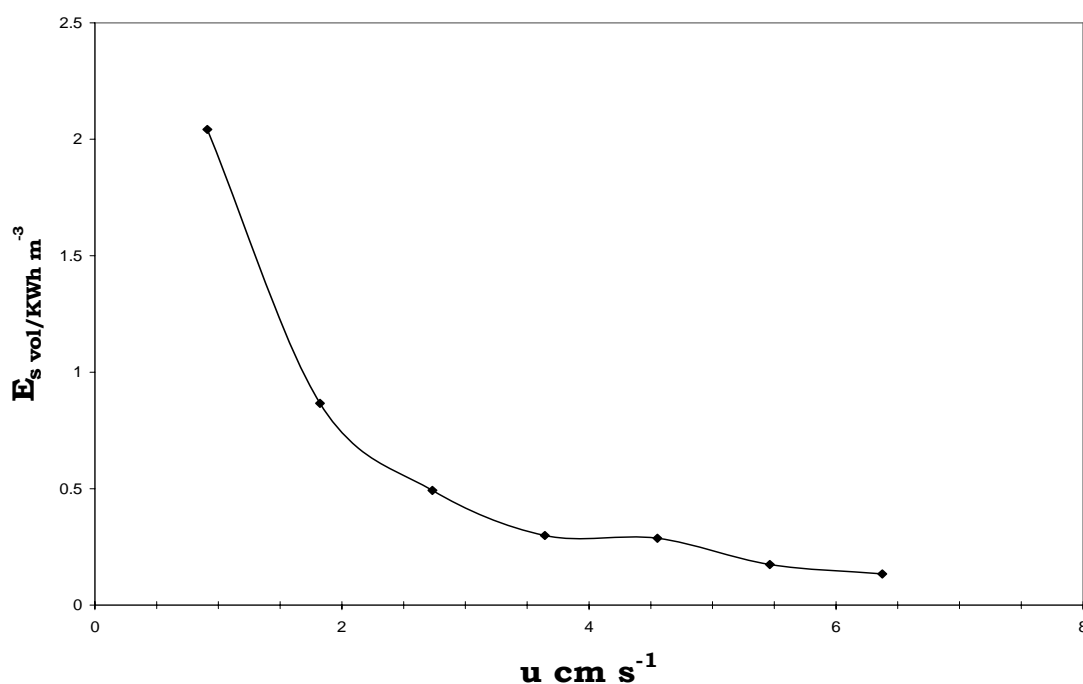


Figura 4.7 Consumo de energía por metro cúbico de efluente con As (V) tratado en el REM-CL, para la electrólisis mostrada en la Figura 4.5.

Por otro lado, se calculó el costo de energía por electrólisis a partir de la ecuación 4.3.

$$\text{\$USD} = 0.2 \frac{\text{\$}}{\text{Kwh}} \times E_{S, VOL} \quad (4.3)$$

Los costos en el consumo de energía por m³ de efluente tratado está dado en dólares americanos por m³.

En la Figura 4.8 se muestra el costo por electrólisis en función de la velocidad. Del análisis de esta Figura se observa un costo máximo de \$0.9701 dólares por m³ en $u = 0.9107 \text{ cm s}^{-1}$. El costo baja en función del aumento de la velocidad. Es importante mencionar que no se realizó el cálculo de consumo de energía para As (III), se consideró innecesario por su ineficiente remoción. Es importante mencionar que para $u = 4.55 \text{ cm s}^{-1}$, se remueve el As (V) hasta 0.015 mg L^{-1} (0.025 mg L^{-1} norma mexicana), se tiene un costo de $\text{\$} = 0.14 \text{ USD m}^3$. de esta manera se mostró la viabilidad técnica del proceso de (EC).

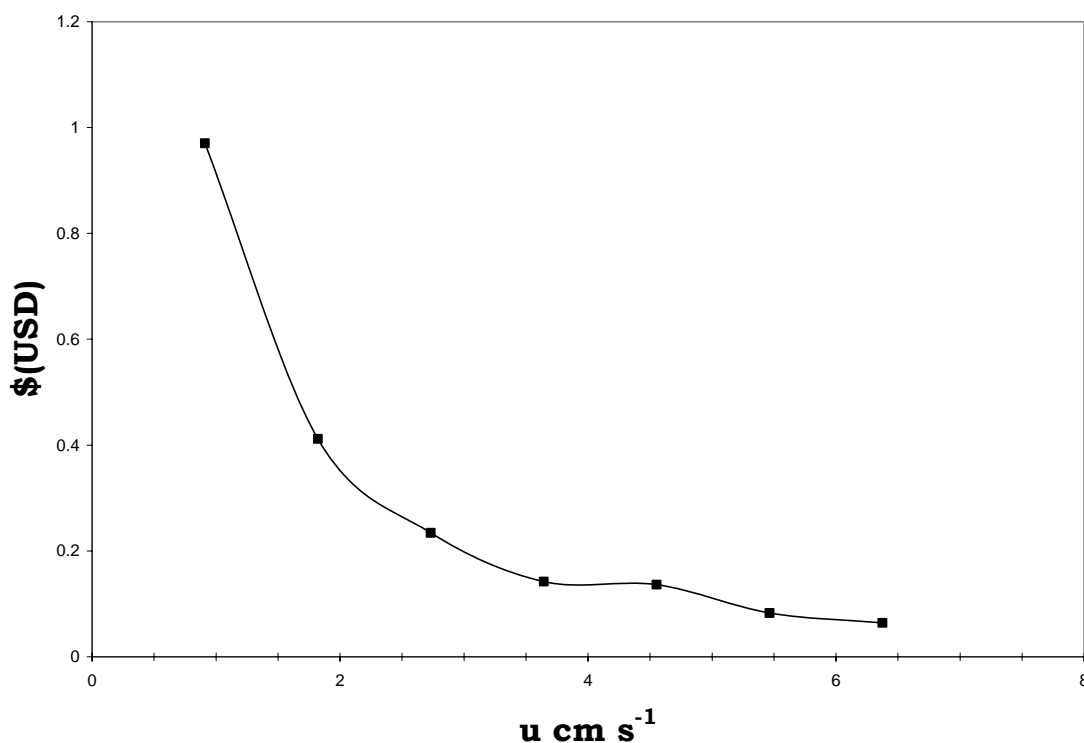


Figura 4.8.- Costo de energía de electrólisis por metro cúbico de efluente con As (V) tratado en el REM-CL, para las electrólisis mostradas en la Figura 4.5.

Es importante destacar que los costos mostrados en la Figura 4.8, solamente consideran el consumo de energía por electrólisis.

Este trabajo mostró la viabilidad técnica y económica de la remoción de H_2AsO_4^- , contenido en un agua sintética que simula un agua potable de la región del Bajío, mediante un proceso de electrocoagulación, empleando el REM-CL equipado con electrodos de aluminio.

CONCLUSIONES GENERALES



CONCLUSIONES

Mediante la caracterización de la interfase metal/solución en los diferentes materiales (aluminio, el hierro (acero 1045), cobre y zinc se selecciono al aluminio como ánodo de sacrificio, debido a la estabilidad de los $\text{Al}(\text{OH})_{3(s)}$ en solución que son indispensables para la coagulación.

De la caracterización de la electrodisolución de aluminio (macroelectrólisis), en el reactor electroquímico multietapas a escala de laboratorio (REM-CL), mostrando que la electro-disolución de aluminio depende de la densidad de corriente, de la convección y de la presencia de H_3AsO_3 y/o H_2AsO_4^- .

La electrocoagulación de As (III) ($\text{H}_3\text{AsO}_3_{(ac)}$) en el REM-CL a las condiciones experimentales realizadas ($j=6\text{mA cm}^{-2}$ y velocidades comprendidas entre $0.91 \leq u \leq 4.55\text{ cm s}^{-1}$), permitió sólo la remoción parcial de As (III), lo que impidió cumplir con la norma mexicana (0.025 mg L^{-1}), debido a que el As (III) se presenta de manera acuosa ($\text{H}_3\text{AsO}_3_{(ac)}$). Por otro lado, la presencia del promotor de turbulencia tipo D en el REM-CL, fractura los flocs, formados dentro del reactor, desfavoreciendo el proceso de remoción de $\text{H}_3\text{AsO}_3_{(ac)}$.

La EC de As (V) (H_2AsO_4^-) en el REM-CL fue satisfactoria, removiendo desde 1 ppm hasta 0.015ppm, permitiendo poner en norma al arsénico, con $j=6\text{ mA cm}^{-2}$ y $u=4.55\text{ cm s}^{-1}$. Y a un costo de electrólisis de 0.14 dólares por m^3 .

Se demostró la viabilidad técnica y económica de la remoción de H_2AsO_4^- , contenido en un agua sintética que simula un agua potable de la región del Bajío, mediante un proceso de electrocoagulación, empleando el REM-CL equipado con electrodos de aluminio.

Trabajo a Futuro

- Implementar dentro del REM-CL una primera etapa que permita la oxidación de As (III) a As (V) facilitando el proceso de electrocoagulación empleando ánodos de aluminio. Esta hipótesis contempla que el As (V) podrá ser removido de manera eficiente mediante el proceso de electrocoagulación.
- Diseñar un reactor con características específicas que faciliten la disolución progresiva del metal sin fracturar los flocs formados para poder remover directamente el As (III) por coagulación por barrido.
- Realizar pruebas empleando el reactor electroquímico multietapas, en escala piloto con el propósito de hacer una primera aproximación en el tratamiento de grandes volúmenes de agua.

ANEXO A



ANEXO A. MODELO DE FUNCIONAMIENTO DEL REM-CL PARA LA ELECTRODISOLUCIÓN DE ALUMINIO.

Para obtener la concentración por litro de aluminio generados por electrodisolución dentro del REM-CL se partió de la ley de Faraday que se muestra a continuación.

$$M = \frac{Q PM}{zF} \quad (\text{A.1})$$

donde M es la masa de sustancia que se desprende en el electrodo en (g), PM es la masa atómica del elemento en (g mol^{-1}), Q es la carga eléctrica que pasa por el electrolito en (Coulomb), z número de electrones, F la constante de faraday en (96485 C mol^{-1}).

Posteriormente se divide la ec (A.1) entre el volumen de un canal del REM-CL (A.2), con el propósito de obtener unidades de concentración en gramos por unidad de volumen, (A.3).

$$V = SBL \quad (\text{A.2})$$

donde, V es el volumen del canal en (cm^3), S es el espesor del canal en (cm), B el ancho del canal en (cm) y L la longitud del canal en (cm), como se observa en la siguiente figura (A.1)

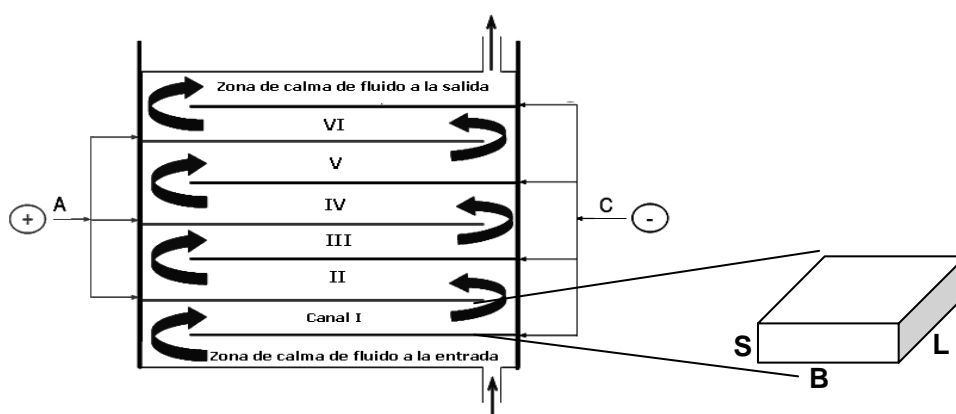


Figura A.1 canal del REM-CL.

$$C = \frac{Q PM}{zFSBL} \quad (A.3)$$

donde, C es la concentración de aluminio en (g L^{-1}), es importante mencionar que en un proceso continuo, como es el caso de REM-CL, la carga esta dada por el producto:

$$Q = I\tau \quad (A.4)$$

donde, I es la corriente suministrada en (C s^{-1}), $\tau = \frac{u}{L}$ es el tiempo de residencia en un canal en (s), se obtiene:

$$C = \frac{I\tau PM}{zFSBL} \quad (A.5)$$

De esta manera se obtiene, sustituyendo la ec (A.4) en la ec (A.3) la ec (A.5).

La ec (A.5) permite estimar la concentración de aluminio sólo para un canal; por lo tanto, para obtener la concentración de aluminio a la salida del REM-CL, para más de un canal, se multiplicará la ec (A.5) por N , que es el número de canales obteniendo la ec (A.6).

$$C = \frac{I\tau PM}{zFSBL}(N) \quad (A.6)$$

Por otro lado considerando que la densidad de corriente está dada por la ec (A.7), de esta manera reorganizando la ec (A.6) se obtiene la ec (A.8), que describe la dependencia de la concentración de aluminio en el

REM-CL, en términos de la densidades corriente, del numero de etapas, y de los paramentos de la celda:

$$j = \frac{I}{BL} \quad (\text{A.7})$$

se obtiene:

$$C = \frac{j\tau PM}{zFS} (N) \quad (\text{A.8})$$

Finalmente para obtener la concentración de aluminio a la salida del REM-CL en unidades de ppm (mg L^{-1}) se multiplica la ec (A.8) por 1×10^6 como un factor de conversión.

$$C_{Al(III)(N)} = \frac{j\tau PM}{zFS} (1 \times 10^6) (N) \quad (\text{A.9})$$

donde, $C_{Al(III)(N)}$ es la concentración de aluminio en (ppm).

REFERENCIA BIBLIOGRÁFICA



REFERENCIAS.

- [1] G.B. Rios, F. Almeraya, M.T.A Herrera, Electrode Passivation in the Electrocoagulation Process. *Port. Electrochim. Acta* 23 (2005) 17.
- [2] X. Chen, G. Chen, P. Yue, Investigation on the electrolysis voltage of electrocoagulation. *Chem. Eng. Sci.* 57 (2002) 2449.
- [3] L. Chen, H. Shen, Electrocoagulation of chemical mechanical polishing wastewater from semiconductor fabrication. *Chem. Eng. Sci.* 95 (2003) 205.
- [4] F. Shen, X. Chen, P. Gao, G. Chen, Electrochemical removal of fluoride ions from industrial wastewater. *Chem. Eng. Sci.*, 58 (2003) 987.
- [5] H.K. Hansen, P. Nuñez, D. Raboy, I. Schippacasse, R. Grandon, Electrocoagulation in wastewater containing arsenic: Comparing different process designs. *Electrochim. Acta* 52 (2007) 3464.
- [6] SSA, 1994. NOM-127-SSA1-1994, "Salud ambiental, agua para uso y consumo humano-límites permisibles de calidad y tratamiento a que debe someterse el agua para su potabilización. *Diario Oficial de la Federación CVIII*, (1996) 13.
- [7] S.M. Gorby, in: J.O. Nriagu (Ed), *Arsenic in environmental. Arsenic in Human Medicine*, John Wiley & Sons, New York, 1994.
- [8] U.S Environmental Protection Agency. Arsenic in drinking water. 22 enero (2001). <http://www.epa.gov/safewater/arsenic/regulation.html>.
- [9] Lenntech, Distribuidor de sistemas de tratamiento. Enero (2004), <http://www.lenntehc.com/español/tabla-comparativa-estandares-OMS-UE.htm>.
- [10] A. Carrillo, Environmental geochemistry of the San Antonio-El Triunfo mining area, Baja California Peninsula, México. Ph. D. Thesis. University of Wyoming, USA, 1996.
- [11] R. Cheng, S. Liang, H. Wang, M. Beuhler, Enhanced coagulation for arsenic removal, *J. AWWA* (1994) 79.
- [12] U.S Environmental Protection Agency, *Arsenic in Drinking Water, Treatment Technologies*, Washington D.C. 1997.
- [13] R. Johnston, H. Heinjnen, P. Wurzel, *Arsenic in Drinking Water. Safe Water Technol., Final Draft*, 2001. Cap. 6.

- [14] T. Viraraghavan, K.S. Subramarian, T.V. Swaminathan, Drinking Water Without Arsenic: A Review of Treatment Technologies. Environmental Systems Information Center. Asian Institute of Technol., Bangkok, 1994.
- [15] M.L. Esparza, M. Wong. Abatimiento de Arsénico en Aguas Subterráneas para Zonas Rurales, Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Lima, 1998.
- [16] C. Kirchmer, M.L. Castro de Esparza. Remoción de Arsénico en aguas con alto contenido de Magnesio, Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Lima, 1978.
- [17] M. Rivera, J. Cortés, M. Soberanis, A. Martín. Remoción de Hierro y Arsénico de Agua de Consumo Humano Mediante Precipitación y Adsorción en Zimapán, Hidalgo, México, Anales del XXVII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental: Las Américas y la Acción por el Medio Ambiente en el Mundo, Río de Janeiro, 2000.
- [18] L. De Vargas, Tratamiento de agua para consumo humano Plantas de filtración rápida Manual I: Teoría Tomo I, Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Lima, 2004.
- [19] J. Hering, P. Chen, J. Wilkie, M. Elimelech, Arsenic removal from drinking water during coagulation, J. Environ. Eng. 123 (1997) 800.
- [20] M.L. Castro de Esparza, M. Wong, Remoción de arsénico a nivel domiciliario, Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, 1999.
- [21] P. Holt, G. Barton, C. Mitchell, Proceedings of The Third Annual Australian Environ. Eng. Research (1999) 23.
- [22] K. Peter, P.K. Holt, G.W. Barton, C.A. Mitchell, The future for electrocoagulation as a localised water treatment technology. Chemosphere 59 (2005) 355.
- [23] L.L. Chen, H.L. Sheng, Electrocoagulation of chemical mechanical polishing wastewater from semiconductor fabrication, Chem. Eng. J. 95 (2003) 205.
- [24] Henrik K. Hansen, P. Nuñez, D. Raboy, I. Schippacasse, R. Grandon, Electrocoagulation in wastewater containing arsenic: Comparing different process designs, Electrochim. Acta 52 (2007) 3464.
- [25] F. Shen, X. Chen, P. Gao, G. Chen, Electrochemical removal of fluoride ions from industrial wastewater, Chem. Eng. Sci. 58 (2003) 987.

- [26] E. Butrón, Diseño, construcción y caracterización de un reactor electroquímico de flujo cruzado multietapas (REM-CL) para la incineración electroquímica de un efluente textil que contiene azul índigo, UNAM, Fes Zaragoza, (2007).
- [27] C. Oloman. Electrochemical processing for the pulp and paper industry. The Electrochemical Consultancy, Romsey, 1996.
- [28] U.R. Evans, Corrosiones metálicas. Editoriales Reverte, 1987.
- [29] M. Griffiths, C. Ponce de León, F.C. Walsh, AIChE J. 51 (2005) 682.
- [30] R. Ramesh Babu, N.S. Bhadrinarayana, K.M.Meera Sheriffa Begum, N. Anantharaman, Treatment of tannery wastewater by electrocoagulation, J. the University of Chem. Technol. and Metallurgy 42 (2007) 201.