

Comparación entre la coagulación convencional y la electrocoagulación en la remoción de fluoruros de agua para consumo humano

Comparison between conventional coagulation and electrocoagulation in fluoride removal for drinking water

Fabián Almazán-García, María de Lourdes Rivera-Huerta*, Alejandra Martín-Domínguez

Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Paseo Cuauhnáhuac 8532, Col. Progreso, 62550 Jiutepec, Morelos, México
Tel.: +52(777)3293600. Fax: +52(777)3194381. Correo-e (e-mail): lrivera@tlaloc.imta.mx

RESUMEN

El consumo prolongado de agua con concentraciones superiores a 1.5 mg/L de fluoruros (F^-), provoca severos padecimientos en el organismo humano tales como fluorosis dental y esquelética. En México este problema se presenta principalmente en los estados del norte y centro del país. La electrocoagulación es una tecnología emergente que se vislumbra como una alternativa para la remoción de F^- . En este trabajo se presentan los resultados de estudios a escala laboratorio en los que se compara el desempeño de los procesos de coagulación química con sales de aluminio (CQ) y la electrocoagulación con electrodos de aluminio (EC), para remover F^- del agua destinada a consumo humano. También se muestran los efectos del gradiente de velocidad de mezclado (G) dentro del reactor electroquímico y la conductividad eléctrica del agua (CE), sobre la eficiencia de remoción de este anión, utilizando un diseño estadístico de experimentos tipo factorial a dos niveles 2^k . Los resultados mostraron que la EC comparada con la CQ a diferentes condiciones de operación (G y CE) tiene mayor eficiencia de remoción de F^- con la misma dosis de aluminio (Al^{+3}) utilizado como coagulante. Para agua

con una concentración inicial de F^- entre 3.3 y 3.5 mg/L, aplicando una dosis de 30 mg/L de Al^{+3} , la eficiencia de remoción fue de 56.6 a 72.5% para la EC y entre 47.8 a 68.4% con CQ. La EC mostró la ventaja de no incrementar la concentración de sólidos disueltos en el agua tratada, así como de producir 21% menos volumen de lodos que la CQ. Los resultados del diseño experimental revelaron, al menos en el intervalo de estudio, que las condiciones de operación del proceso de EC que favorecen la remoción de F^- son valores de G bajos ($210 s^{-1}$), mientras que la CE no tiene efecto significativo sobre la misma.

ABSTRACT

Long-term consumption of water containing fluoride (F^-) above 1.5 mg/L, can lead to dental and skeletal fluorosis. In Mexico this problem occurs mainly in the northern and central states of the country. Electrocoagulation (EC) is an emerging technology that is perceived as an alternative to the removal of F^- . This paper compares, at lab scale, the performance of chemical coagulation (CQ) using aluminum salts and EC using aluminum electrodes to remove F^- for drinking water. Also the effects of the mixing velocity gradient (G) within the electrochemical reactor and the water electrical conductivity (CE) over F^- removal efficiency are shown. Operation conditions were set using a two-level 2^k experimental design. The results obtained in experiments with different operation conditions (G and CE) showed that with the same dose of aluminum (Al^{+3}) the EC remove F^- more efficiently than CQ. For water with an initial concentration of F^- between 3.3 and 3.5 mg/L, using a dose of 30 mg/L of Al^{+3} , the removal efficiency was 56.6 to 72.5% for the EC and from 47.8 to 68.4% with CQ. Two other advantages of EC over CQ were observed: EC does not increase total dissolved solids concentration, so as to produce 21% less volume of sludge than CQ. The results of experimental design revealed, at least in the interval of study, that low G values ($210 s^{-1}$) enhance F^- removal efficiency, while the CE has no significant effect thereon.

Palabras clave: Remoción de fluoruros, electrocoagulación, coagulación, gradiente de velocidad

Keywords: Defluoridation, electrocoagulation, coagulation, velocity gradient

(Recibido: Enero 10, 2012)

Aceptado: Junio 28, 2012)

*Autora a quien debe dirigirse la correspondencia

INTRODUCCIÓN

La presencia de fluoruros (F^-) en el agua de bebida es benéfica o perjudicial dependiendo de la concentración en la que se presenta. La concentración óptima de fluoruros se encuentra entre 0.5 y 1.0 mg/L debido a que en estas condiciones se favorece la calcificación de los tejidos duros del cuerpo y la prevención de caries dental. Sin embargo, concentraciones mayores pueden provocar fluorosis dental o esquelética. Por esta razón, la Organización Mundial de la Salud recomienda un valor máximo de 1.5 mg/L de F^- en agua para consumo humano (WHO, 2011) y, con base en ello, la normativa mexicana, a través de la NOM-127-SSA1-1994 modificada en 2000 (DOF, 2000), establece ese mismo valor como límite permisible.

En México existen varios cuerpos de agua subterránea, localizados principalmente en los estados de Aguascalientes, Baja California, Baja California Sur, Coahuila, Chihuahua, Durango, Guanajuato, Guerrero, Jalisco, Michoacán, Morelos, Puebla, San Luis Potosí, Sonora y Zacatecas, que contienen F^- por arriba de 1.5 mg/L (Hurtado y Gardea, 2004). En la Tabla 1 se muestran los valores máximos reportados en los estados antes mencionados y en el caso de que exista más de un acuífero, se indica el intervalo entre el cual se encuentran las concentraciones máximas en ellos. Cabe mencionar que las fechas de los análisis varían entre los años 1972 y 2007; sin embargo, hasta el momento no se cuenta con información oficial más reciente.

Tabla 1
Concentraciones de fluoruros registrados en fuentes de agua subterránea (Hurtado y Gardea, 2004)

Estado (Número de acuíferos con fluoruros fuera de NOM)	Concentración máxima de fluoruros reportada (mg/L)
Aguascalientes (1)	9.26
Baja California (1)	7.92
Baja California Sur (2)	1.7 - 2.42
Coahuila (1)	6.97
Chihuahua (10)	2.20 - 10.33
Durango (2)	8.0 - 24.12
Guanajuato (5)	3.67 - 13.10
Guerrero (3)	1.96 - 53.11
Jalisco (6)	1.70 - 9.5
Michoacán (1)	7.00
Morelos (1)	1.51
Puebla (1)	10.70
San Luis Potosí (1)	20.0
Sonora (3)	2.10 - 10.10
Zacatecas (25)	1.52 - 11.38

Fuente: Datos proporcionados directamente por personal de la Subdirección General Técnica, Gerencia de Aguas Subterráneas de la Comisión Nacional del Agua (2007)

Para remover fluoruros del agua han sido estudiadas diversas técnicas de tratamiento, entre ellas se encuentran los procesos de adsorción en alúmina activada o carbón de hueso, intercambio iónico con resinas, precipitación con cal y sales de calcio, así como coagulación con sales de aluminio. Dentro de las tecnologías emergentes para la remoción de fluoruros se encuentra la electrocoagulación (EC), que es una variante de la coagulación química, con la diferencia que una corriente eléctrica genera cationes polivalentes en el agua a tratar mediante la oxidación de ánodos de sacrificio (Mameri y col., 2001; Mohammad y Muttucumar, 2006; Qianhai y col., 2008).

Con el objetivo de aportar información acerca del potencial de la EC para remover F^- de agua destinada a consumo humano y de sus ventajas con respecto a la coagulación con sales metálicas para el mismo fin, en este estudio se compara la eficiencia de ambos procesos. Así mismo, se analizan los efectos del gradiente de velocidad (G) en la etapa de coagulación y de la conductividad eléctrica (CE) del agua a tratar, en la eficiencia de remoción de fluoruros.

METODOLOGÍA

Preparación del agua utilizada

En todos los experimentos se utilizó agua proveniente de un pozo profundo, cuyas características principales son: sílice 50 mg/L, dureza total ~ 100 mg/L como $CaCO_3$, SDT ~ 450 mg/L, sulfatos ~ 25 mg/L, y a la que se le adicionó la cantidad de fluoruros deseada empleando fluoruro de potasio (KF) grado ACS. Para establecer la concentración de fluoruros con la que se realizó este estudio, se tomó en cuenta el promedio de las concentraciones máximas de iones fluoruro que tienen las fuentes de abastecimiento de agua subterráneas de nuestro país (4.6 mg/L) y se trabajó con un valor cercano a éste.

Métodos analíticos

Para la determinación de fluoruros las muestras fueron analizadas con un electrodo selectivo de ión fluoruro, el cual se calibró con estándares certificados cada vez que fue utilizado, en un rango de 1 a 10 mg F^- /L, con un error menor o igual al 2%. En la Tabla 2 se muestran los parámetros analizados en esta investigación, así como los métodos utilizados y los límites permisibles para el consumo humano.

Tabla 2.
Parámetros fisicoquímicos analizados en este estudio

Parámetros	Método/equipo	*LP	Unidades
Alcalinidad	Titulométrico/Titulador digital Hach modelo 16900 Hach 8012/	**	mg/L como CaCO ₃
Aluminio	Espectrofotómetro Hach DR 2800	0.20	mg/L
CE	Conductimétrico/ Conductímetro Orion modelo 130	**	µS/cm
Fluoruros	Electrodo selectivo de iones/ Thermo Scientific 9609 BNWP	1.5	mg/L
pH	Potenciómetro ORION modelo 420A+ Hach 8051/	6.5-8.5	pH
Sulfatos	Espectrofotómetro Hach DR 2800	400	mg/L

* Límite permisible, **Parámetro no regulado por la NOM-127-SSA-1994 (DOF, 2000)

Selección del mejor coagulante para remover fluoruros mediante CQ

Como primera etapa se realizaron pruebas para comparar la eficiencia del hierro trivalente (Fe⁺³) y del aluminio trivalente (Al⁺³), como coagulantes para la remoción de fluoruros. Las sales químicas que se utilizaron son las que comúnmente se emplean en plantas potabilizadoras de agua, como son el cloruro férrico (FeCl₃·6H₂O) y el sulfato de aluminio (Al₂(SO₄)₃·18H₂O). El propósito de estas pruebas fue determinar cuál de los dos cationes era el más conveniente a utilizar en el resto del estudio. Para esta parte del estudio se empleó un equipo de prueba de "jarras", el cual utiliza agitación mecánica y puede operar con seis recipientes, de 2 L cada uno, al mismo tiempo. Cada coagulante se probó a concentraciones bajas (20 a 120 mg/L) y altas (140 a 490 mg/L) para encontrar la dosis que permitiera disminuir los fluoruros hasta lo que marca la NOM (DOF, 2000). La concentración inicial (Co) de fluoruro en esta etapa del trabajo fue de aproximadamente 4 mg F⁻/L. El gradiente de velocidad de la mezcla rápida (etapa de coagulación) se fijó en G = 630 s⁻¹ y en la floculación se utilizaron gradientes descendentes convencionales de G = 60, 40 y 20 s⁻¹ durante siete minutos cada uno. La velocidad de la paleta en rpm para cada gradiente de velocidad se calculó aplicando la ecuación 1 (IMTA, 1998):

$$G = 0.0982 * T^{0.1514} * rpm^{1.4538} \quad (1)$$

Los valores numéricos de la ecuación, son constantes de mezclado obtenidas al poner en forma de ecuación las gráficas mostradas en Zeta-Meter Inc. (1993) para este tipo de "jarras".

Posterior a la floculación, el sistema permaneció en reposo durante 30 minutos para permitir que los floculos sedimentaran y al término de esta etapa se colectó la muestra del sobrenadante para la determinación de iones fluoruro. El ajuste de pH se realizó mediante la adición de hidróxido de sodio (NaOH) 0.5 N, el cual fue agregado previo a la adición de cada coagulante, para establecer un pH final muy cercano a 7.0. Este pH es el que recomienda la literatura (y se comprobó en pruebas no mostradas en este trabajo) como el más adecuado para este tipo de coagulantes.

Obtención de la dosis óptima de coagulante

Para el resto del estudio se trabajó con una concentración inicial de fluoruros entre 3 y 3.5 mg/L, que es un valor muy cercano al de una fuente real a la que se tiene acceso y en la que se espera posteriormente aplicar los resultados de este trabajo; por esta razón, una vez seleccionado el mejor catión (aluminio), se determinó la dosis apropiada del coagulante para garantizar una concentración de F⁻ menor que 1.5 mg/L en el agua tratada. Las pruebas fueron realizadas usando el mismo procedimiento descrito en el apartado anterior, a excepción de la dosis del sulfato de aluminio que se varió entre 60 y 160 mg/L.

Material utilizado en los electrodos del reactor electroquímico

Los resultados obtenidos en las pruebas realizadas con cloruro férrico y sulfato de aluminio sirvieron como referencia para la elección del material de los electrodos del reactor electroquímico; también permitieron seleccionar la dosis del catión metálico requerida (30 mg Al⁺³/L aproximadamente) para disminuir la concentración de fluoruros por abajo del valor normado (1.5 mg F⁻/L). A partir de dicha dosis se calculó el amperaje a fijar en el reactor, utilizando la Ley de Faraday expresada para un sistema a flujo continuo:

$$I(A) = C_{Al^{+3}} Q n F \quad (2)$$

Efecto del gradiente de velocidad y la conductividad eléctrica en la CQ y la EC

Para establecer si el gradiente de velocidad (G) en la etapa de coagulación y la conductividad eléctrica (CE)

del agua a tratar, tenían algún efecto sobre la remoción de fluoruros, se decidió utilizar un diseño factorial 2^2 (2 factores evaluados a 2 niveles) con tres puntos centrales, para cada uno de los sistemas de tratamiento (CQ y EC). Este tipo de diseños permiten hacer un cribado de las variables de interés para establecer solamente si influyen significativamente o no en la variable de respuesta.

La elección de G como factor de estudio se basa en la experiencia de trabajos realizados sobre este tema por Martín y Panamá (2004) y en la teoría básica de la coagulación química. De acuerdo con las observaciones realizadas en el trabajo mencionado, la eficiencia de remoción de un contaminante en un reactor electroquímico a flujo continuo se logra a valores de G altos en la etapa de coagulación o mezcla rápida; sin embargo, esas pruebas se hicieron a concentraciones bajas de coagulante, es decir, con coagulación por neutralización y no por barrido como es el caso de este estudio.

Por otro lado, la conductividad eléctrica del agua a tratar es un factor importante en el fenómeno de pasivación de los electrodos y en el costo de operación del proceso de electrocoagulación. Los niveles para cada factor evaluado se muestran en la Tabla 3; los gradientes se eligieron con el propósito de utilizar valores extremos dentro del intervalo comúnmente citado en la literatura, es decir, entre 400 y 1000 s^{-1} (IMTA, 1998), mientras que para la conductividad eléctrica se utilizaron valores normalmente encontrados en cuerpos subterráneos de agua. Cabe mencionar que no es recomendable operar equipos de electrocoagulación con valores de conductividad eléctrica bajos, ya que aumentan considerablemente los costos de operación.

Tabla 3.
Factores considerados en el diseño experimental y niveles estudiados

Factores evaluados	Niveles		
	Bajo	Central	Alto
Gradiente de velocidad, G (s^{-1})	210	755	1300
Conductividad eléctrica, CE ($\mu S/cm$)	320	1160	2000

Considerando que se utilizó el diseño experimental 2^2 , el número de pruebas que se realizaron fueron siete por cada proceso (coagulación química y electrocoagulación) ya que se incluyeron tres repeticiones del valor central, esto con el fin de incrementar los grados de libertad del error y tener un análisis de varianza (Andeva) confiable. Los resultados obtenidos en las pruebas experimentales fueron analizados mediante el paquete Statgraphics

(2002) Centurión Versión XV, con el cual se obtuvo el análisis de varianza y la gráfica de efectos principales.

La concentración inicial de fluoruros (Co) en el agua utilizada para ambos tratamientos (CQ y EC) varió entre 3 y 3.5 mg/L. La variable de respuesta que se estableció en los experimentos fue la eficiencia de remoción de fluoruros de cada prueba después de la etapa de sedimentación. Sin embargo, al inicio y al término de las corridas experimentales se determinaron los parámetros involucrados, como son la conductividad eléctrica, pH, concentración de iones fluoruro, sulfatos, aluminio y alcalinidad total. Con el fin de conocer la producción de lodos generados por electrocoagulación (EC) y coagulación química (CQ), se colectó el lodo sedimentado durante cada corrida experimental y se colocó en conos Imhoff para determinar el volumen de lodo a las 24 horas.

Descripción del diseño experimental con la coagulación química convencional

Los experimentos realizados con la CQ se llevaron a cabo en el equipo para prueba de “jarras”. Los gradientes de velocidad en la etapa de coagulación y floculación para cada corrida experimental fueron ajustados mediante la ecuación 1. La mezcla rápida se efectuó por 15 segundos, seguida de tres etapas de floculación con gradiente descendente (G) de 60, 40 y 20 s^{-1} durante siete minutos cada una y finalmente un tiempo de sedimentación de 30 minutos. Para el caso del gradiente alto en la etapa de coagulación (1300 s^{-1}), la velocidad de rotación de la paleta se mantuvo constante pero se disminuyó el volumen de agua en la “jarra”. La dosis de sulfato de aluminio ($Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$) aplicada en estos experimentos fue de 360 mg/L (determinada previamente como la dosis óptima equivalente a 29.16 mg Al^{+3}/L). El pH fue ajustado a 7.0 con la adición de NaOH 0.5 N y la conductividad eléctrica se estableció con la adición de NaCl, dependiendo de lo requerido en la cada prueba según el diseño de experimentos.

Descripción del diseño experimental con la electrocoagulación

El proceso de EC se realizó en un reactor electroquímico con placas de aluminio, operado a flujo pistón y a presión (Figura 1). A la salida del reactor se colectaban 2 litros de agua y se colocaban en un equipo de prueba de “jarras” para llevar a cabo la mezcla lenta o floculación, así como la sedimentación, con los mismos valores de operación que en la CQ (Figura 2).

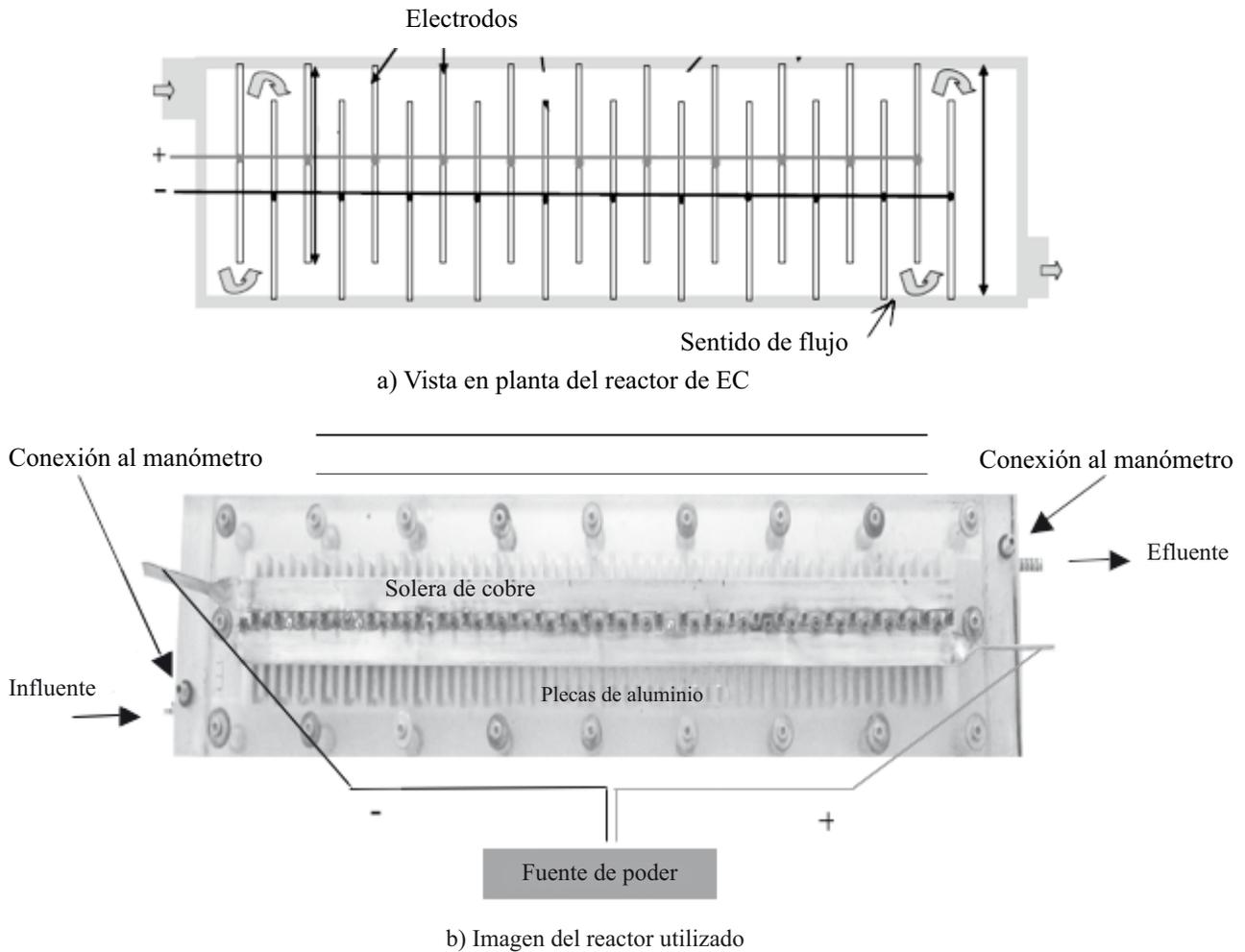


Figura 1. Reactor electroquímico utilizado en el experimento

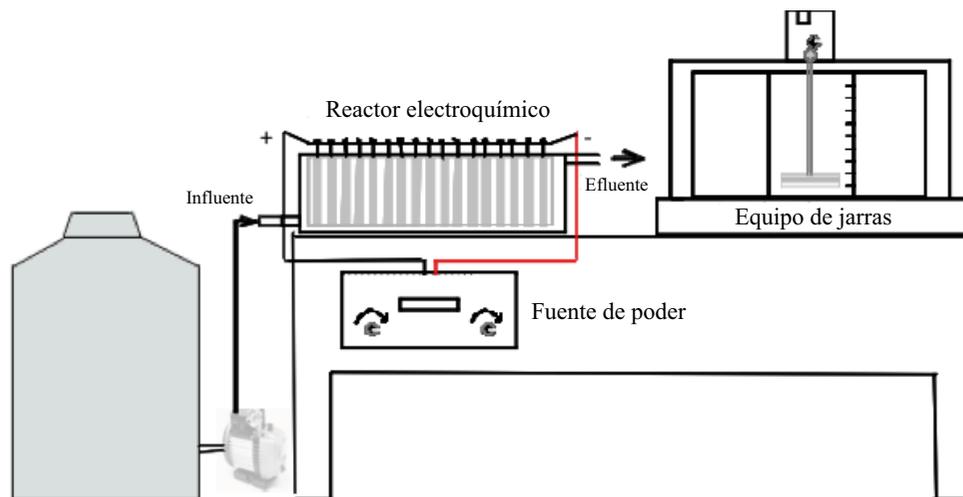


Figura 2. Esquema del tren de tratamiento utilizado en el proceso de electrocoagulación

Se utilizó un reactor a flujo pistón por ser la configuración hidráulica en la que se presentan menores problemas de zonas muertas y cortocircuitos (Martín y col., 2008). El reactor electroquímico (Figura 1b) consistió de 60 electrodos con dimensiones de 4 x 8 x 0.4 cm, construidos de aluminio (por ser el metal que presentó mayor eficiencia de remoción de iones fluoruro). El área activa de electrodos fue 0.1934 m² y la relación: área del electrodo/volumen del reactor fue de 148.77 m²/m³. Para fijar la corriente eléctrica se utilizó una fuente de poder Sorensen modelo DLM 40-15 con control de voltaje de 0 a 40 Volts y que puede aplicar una corriente directa de 0 a 15 Amperes. A la salida del reactor y una vez que el sistema estaba en equilibrio con respecto a la producción del aluminio, aproximadamente 15 minutos, se midieron el aluminio producido, el pH, la conductividad eléctrica y la alcalinidad del agua que se transfería al equipo de “jarras”.

También se midieron las pérdidas de carga hidráulica (ΔH) a través del reactor, para lo cual se utilizó un manómetro de mercurio conectado en los extremos del mismo; este parámetro es importante para calcular el valor del gradiente de mezcla de acuerdo a la ecuación siguiente:

$$G = \sqrt{\frac{\rho G \Delta H}{\mu T}} \quad (3)$$

Dado que la configuración del reactor y sus dimensiones son fijas, la variación del gradiente, de acuerdo con lo requerido por el diseño de experimentos, se obtuvo mediante la variación del caudal, el cual a su vez modifica las pérdidas de carga hidráulica; por tal motivo se llevó a cabo la calibración hidráulica del

reactor midiendo la pérdida de carga en función del caudal de agua que pasa a través de él. El caudal fue medido mediante una probeta graduada y un cronómetro a la salida del reactor. En la Tabla 4 se muestran los valores de los flujos obtenidos para lograr los gradientes de velocidad requeridos para cada condición experimental.

Tabla 4. Valores de los flujos requeridos para fijar los gradientes de velocidad deseados

Caudal (L/min)	t (s)	V (L)	ΔH (cm H ₂ O)	G (s ⁻¹)
1.02	75.32	1.27	30.56	210
2.75	27.85	1.27	145.72	755
4.19	18.25	1.27	282.98	1300

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Selección del mejor coagulante para remover fluoruros mediante CQ

En la Figura 3 se comparan las concentraciones residuales de F⁻ obtenidas aplicando diferentes dosis de los coagulantes estudiados (cloruro férrico y sulfato de aluminio). Aunque se parte de concentraciones de fluoruros ligeramente diferentes, el sulfato de aluminio logró mejores eficiencias de remoción que el cloruro férrico, tanto en dosis alta como baja. Esto sirvió como referencia para utilizar electrodos de aluminio en el reactor electroquímico, así como para continuar el estudio referente a la coagulación química sólo con sulfato de aluminio.

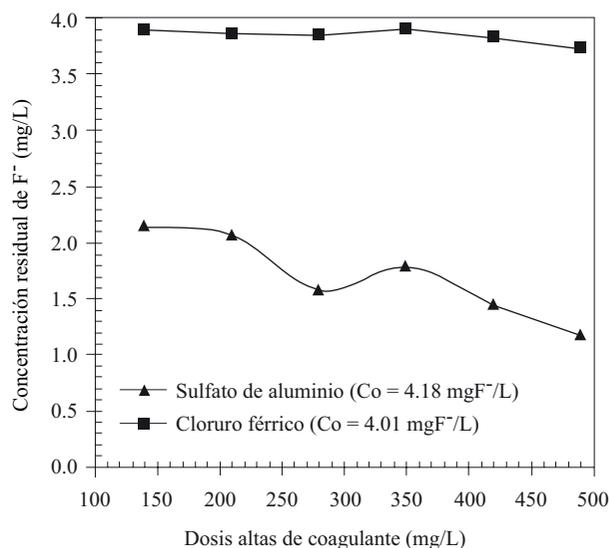
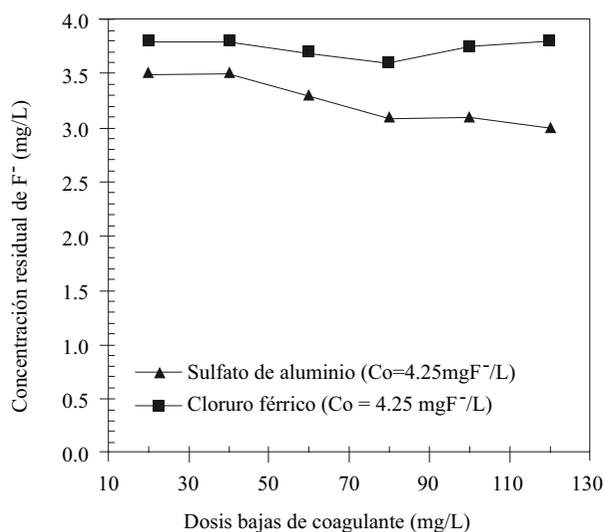


Figura 3. Concentración residual de fluoruros en función de la dosis y tipo de coagulante

Obtención de la dosis requerida de coagulante

Los resultados de remoción de F^- con diferentes dosis de coagulante para tratar agua con 3.30 mg/L de F^- se muestran en la Tabla 5. Con base en estos resultados se consideró utilizar una dosis de 360 mg/L de sulfato de aluminio ($Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$), que equivalen a 29.16 mg/L del catión (Al^{+3}), para disminuir el contaminante a valores menores de 1.5 mg/L que es el límite permisible para fluoruros según la NOM-127-SSA1-1994 (DOF, 2000). Dicha dosis es alta y se apega a lo descrito por la Universidad de New Hampshire donde revelan que se requiere una dosis de sulfato de aluminio de 350 mg/L para disminuir la concentración de iones fluoruro de 3.6 a 1.0 mg/L (Villa, 2001).

Esta dosis de agente coagulante sirvió también como referencia para fijar la concentración de aluminio en la salida del reactor electroquímico. En la misma tabla se muestra que la relación Al^{+3}/F^- fue de 14.6 lo cual coincide con lo mencionado por Ming y col. (1987) así como por Emamjomeh y Sivakumar (2009), donde los primeros mencionan que la tasa se encuentra en un intervalo de 10 y 15 y los segundos en el intervalo de 13 y 17.5.

Comparación de los procesos de CQ y EC para la remoción de fluoruros

En las Tablas 6 y 7 se presentan las diferentes condiciones de prueba y los resultados obtenidos en el diseño de experimentos con la CQ y la EC respectivamente, con una dosis de sulfato de aluminio de 360 mg/L, mientras que en la Figura 4 se muestra gráficamente la eficiencia de remoción de fluoruros para cada una de las condiciones evaluadas. Estos resultados mostraron que en la coagulación química se incrementó considerablemente la cantidad de sulfatos en el agua tratada, aumentando por consiguiente la concentración de sólidos disueltos y la conductividad eléctrica del agua. Es importante señalar que, en el caso de la electrocoagulación, eficiencias mayores al 100% ya han sido observada por otros autores cuando se utilizan electrodos de aluminio (Cañizares y col., 2005; Shulz y col., 2009).

La EC logró mejores eficiencias de remoción de fluoruros que la CQ en la mayoría de las corridas experimentales evaluadas (Figura 4), bajo las mismas condiciones de operación.

Tabla 5.

Resultados obtenidos en prueba de "jarras" para una concentración inicial de 3.30 mg F^- /L (C_0)

Dosis (mg/L) $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$	Cr F^- (mg/L)	Al^{+3} utilizado (mg/L)	F^- removido (mg/L)	Remoción de F^- (%)	Tasa Al^{+3}/F^-
60	2.34	4.9	1.0	30.3	4.9
120	2.13	9.7	1.2	36.3	8.1
180	1.78	14.6	1.5	45.4	9.7
240	1.50	19.4	1.8	54.5	10.8
300	1.41	24.3	1.9	57.5	12.8
360	1.32	29.2	2.0	60.6	14.6

C_0 = Concentración inicial de fluoruros

Cr = concentración residual de F^- después de cada prueba

Tabla 6.

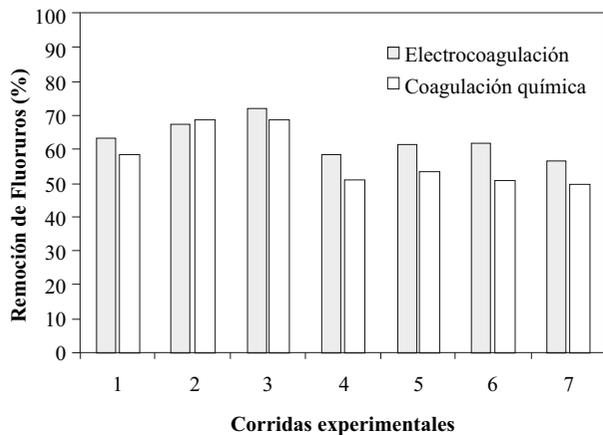
Resultados de la coagulación química en la remoción de fluoruros

Prueba	G (s^{-1})	CE inicial ($\mu S/cm$)	CE final ($\mu S/cm$)	Co F^- (mg/L)	Cr F^- (mg/L)	Remoción de F^- (%)	Sulfatos final (mg/L)	pH
1	755	1160	1350	3.35	1.56	53.43	210	7.2
2	210	2000	2004	3.36	1.06	68.45	210	7.0
3	210	320	706	3.33	1.05	68.47	205	7.0
4	1300	320	350	3.50	1.73	50.57	203	7.4
5	755	1160	1545	3.30	1.54	53.33	208	7.3
6	755	1160	1434	3.32	1.73	47.89	213	7.1
7	1300	2000	2026	3.32	1.67	49.70	212	7.2

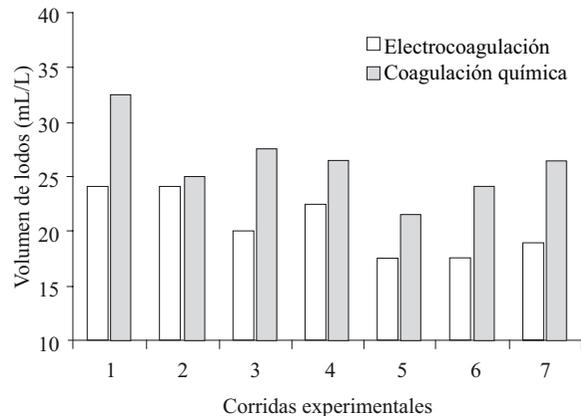
Tabla 7.*Resultados de la electrocoagulación en la remoción de fluoruros*

Corrida	G (s^{-1})	CE inicial ($\mu S/cm$)	CE final ($\mu S/cm$)	$Q_{reactor}$ (L/min)	Corriente (A)	Voltaje (V)	Al^{+3} teórico (mg/L)	Al^{+3} real producido (mg/L)
1	755	1160	1040	2.75	7.35	4.0	14.96	31.0
2	210	2000	1766	1.02	2.96	2.0	16.24	30.5
3	210	320	369	1.02	2.96	4.5	16.24	29.5
4	1300	320	335	4.20	14.70	21.1	19.59	31.5
5	755	1160	1059	2.75	7.54	4.1	15.35	30.0
6	755	1160	1078	2.75	7.45	4.1	17.03	30.0
7	1300	2000	1900	4.20	14.70	5.2	19.59	29.5

Corrida	Co F- (mg/L)	Cf F- (mg/L)	Iones F- removidos (mg)	Remoción de F- (%)	pH final	Sulfatos final (mg/L)
1	3.35	1.22	2.13	63.58	7.2	25
2	3.36	1.09	2.27	67.56	7.1	26
3	3.33	0.92	2.42	72.52	7.2	24
4	3.50	1.45	2.05	58.57	7.1	27
5	3.30	1.27	2.03	61.52	7.1	25
6	3.32	1.27	2.05	61.75	7.0	28
7	3.32	1.44	1.88	56.63	7.2	28

**Figura 4. Eficiencias de remoción de fluoruros logradas por los sistemas estudiados (EC y CQ)**

La Figura 5 muestra el volumen de lodos producidos por la CQ y la EC. Esta última tuvo una menor producción de lodos en todas las corridas. Esto coincide a lo descrito por Martín y col. (2008), donde mencionan que los flocúlos formados en el reactor electroquímico están menos hidratados y tienen menor cantidad de agua ligada; por lo tanto, se compactan con mayor facilidad logrando así un menor volumen.

**Figura 5. Volumen de lodos generados por electrocoagulación y coagulación química**

Efecto del gradiente de velocidad y la conductividad eléctrica en la CQ y la EC

El análisis de varianza (Andeva) de los resultados obtenidos con la electrocoagulación (Tabla 8) indica que solamente el gradiente de velocidad tuvo un efecto significativo sobre la variable de respuesta (eficiencia de remoción de F^-), ya que el valor P (0.003) es menor al valor de significancia ($\alpha = 0.05$) para un 95% de confianza.

Tabla 8.
Andeva para la remoción de fluoruros por EC

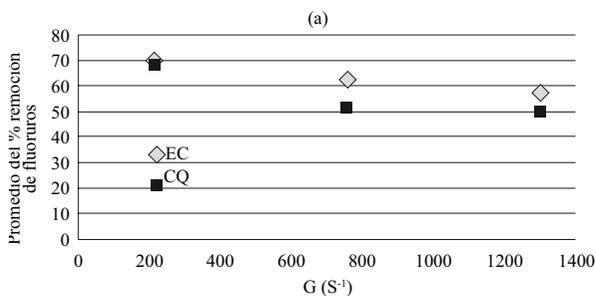
Fuente	Suma de Cuadrados	gl	Cuadrado Medio	Razón F	Valor P
A:G	154.75	1	154.75	70.38	0.003
B:CE	11.90	1	11.90	5.41	0.102
AB	2.28	1	2.28	1.04	0.383
Error total	6.59	3	2.19		

En cuanto a la coagulación química, con el mismo nivel de confianza, ninguno de los dos factores de estudio G y CE tienen un efecto significativo sobre la remoción de fluoruros (Tabla 9).

Tabla 9.
Andeva para la remoción de fluoruros por CQ

Fuente	Suma de Cuadrados	gl	Cuadrado Medio	Razón F	Valor P
A:G	335.81	1	335.81	8.19	0.064
B:CE	0.19	1	0.19	0.00	0.94
AB	0.18	1	0.18	0.00	0.95
Error total	122.99	3	40.99		

En la gráfica de efectos principales (Figura 6a) se muestra que al cambiar el valor del gradiente de velocidad en la EC, de un valor bajo (210 s^{-1}) a uno alto (1300 s^{-1}), la eficiencia de remoción de fluoruros se modifica considerablemente pasando (en promedio) del 70.0 al 57.6%, mientras que la conductividad eléctrica no muestra efectos significativos (Figura 6b). Por otro lado, en la CQ se observa un menor impacto sobre la de remoción de fluoruros cuando cambia G entre los mismos valores pasando de 68.4 a 50.14 (promedio). Al igual que en la electrocoagulación, la conductividad eléctrica no modifica significativamente la remoción.



CONCLUSIONES

La electrocoagulación comparada con la coagulación química a diferentes condiciones de operación (G y conductividad eléctrica del agua) mostró mayor eficiencia de remoción de fluoruros, con las mismas dosis de coagulante (Al^{+3}). Bajo las mismas concentraciones de fluoruros y adicionando 30 mg/L de Al^{+3} aproximadamente, la eficiencia de remoción de fluoruros estuvo entre un valor mínimo de 56.6 y un máximo de 72.52% para electrocoagulación y entre 49.7 a 68.4% con coagulación química.

La electrocoagulación presentó la ventaja de no incrementar la cantidad de sólidos disueltos en el agua tratada, como ocurre con la CQ debido a los aniones que se adicionan en el coagulante utilizado.

Otra ventaja de la EC sobre la CQ es la producción de un menor volumen de lodos. El volumen de lodos generados en electrocoagulación fue en promedio del 21% menos que en la coagulación química. El volumen de lodo producido impacta en los costos del equipamiento, operación, mantenimiento y transporte, requeridos para retirarles la humedad antes de su disposición, además de la propia disposición (Panizza-de-León, 2009).

Derivado de un diseño factorial a dos niveles, en el que se analizó el efecto del gradiente de velocidad en la mezcla rápida (G) así como la conductividad eléctrica (CE) del agua a tratar, sobre la eficiencia de remoción de fluoruros, se concluye que solamente G tiene efecto estadísticamente significativo sobre la variable de respuesta en el caso de la electrocoagulación (la remoción de fluoruros aumenta cuando el gradiente disminuye). En el caso de la coagulación química ninguno de los dos factores tienen un efecto significativo sobre la variable de respuesta.

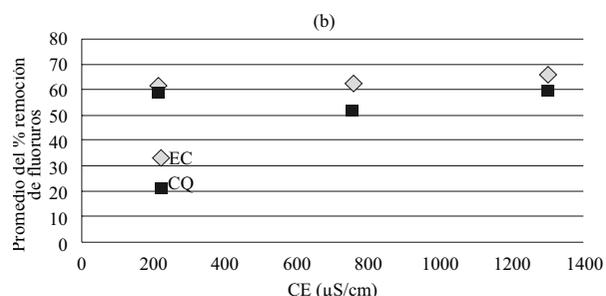


Figura 6. Efectos principales (a) G y (b) CE, sobre la remoción de fluoruros en la coagulación química y en la electrocoagulación

Debido a esto, conviene en los dos procesos fijar el gradiente de mezcla más bajo, con la finalidad de disminuir los costos de operación por agitación. En cuanto a la conductividad, con la coagulación química es mejor trabajar con la conductividad propia del agua problema, mientras que en la electrocoagulación es necesario tomar en cuenta que a bajas conductividades, el voltaje requerido para fijar la corriente se incrementa, por lo tanto se requiere analizar la conveniencia de disminuir costos por consumo energético a costa de aumentar los costos por la adición de sal para subir la conductividad.

NOMENCLATURA

ACS	Grado American Chemical Society (reactivo QP)
Andeva	Análisis de varianza (<i>anova</i> en inglés)
C	Concentración del ión
$C_{Al^{+3}}$	Concentración de aluminio
CE	Conductividad eléctrica, $\mu S/cm$
C_o	Concentración inicial de fluoruros
C_r	Concentración residual de fluoruros
CQ	Coagulación química
EC	Electrocoagulación
F	Estadístico de prueba (cuadrados medios de la fuente de variación/cuadrados medios del error)
F	Constante de Faraday
G	Gradiente de velocidad en el mezclado, s^{-1}
gl	Grados de libertad (análisis estadísticos)
g	Aceleración de la gravedad, m/s^2
I(A)	Intensidad de corriente
LP	Límite permisible
n	Número de electrones intercambiados en la reacción de oxidación
P	Probabilidad de exceder el valor del estadístico de prueba bajo las condiciones de la hipótesis nula
Q	Flujo continuo, L/min
QP	Químicamente puro
rpm	Revoluciones por minuto
t	Tiempo de residencia hidráulica en la unidad de mezclado, s
T	Temperatura del agua, $^{\circ}C$

LETRAS GRIEGAS

ΔH	Pérdida de carga hidráulica, m
μ	Viscosidad dinámica, $kg/m \cdot s$ (ecuación 2)
ρ	Densidad del líquido, kg/m^3 (ecuación 2)

BIBLIOGRAFÍA

- Cañizares, M.P., Carmona, M., Lobato, J., Martínez, F., Rodrigo, M.A. 2005. Electrodeposition of aluminum electrodes in electrocoagulation processes. *Ind. Eng. Chem. Res.* 44:4178-4185.
- DOF. 2000. Modificación a la *Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994*, Salud ambiental, Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización. Diario Oficial de la Federación. 22 de noviembre de 2000. Gobierno de los Estados Unidos Mexicanos. México D.F., México.
- Emamjomeh, M.M., Sivakumar, M. 2009. Fluoride removal by a continuous flow electrocoagulation reactor. *Journal of Environmental Management.* 90:1204-1212.
- Hurtado, R., Gardea, J. 2004. Estimación de la exposición a fluoruros en los altos de Jalisco México. *Salud Pública de México. (Revista electrónica).* 47(001):58-63. Disponible en <http://www.insp.mx/salud>
- IMTA. 1998. *Manual de evaluación de plantas potabilizadoras*. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Jiutepec, Morelos, México.
- Martín, A., Panamá, L.A. 2004. *Desarrollo e implantación de la electrocoagulación para la eliminación de contaminantes en agua y acondicionamiento de la misma para uso industrial*. Instituto de Investigaciones Eléctricas. Informe final. Proyecto 12383. Palmira, Morelos, México.
- Mameri, N., Lounici, H., Belhocine, D., Grib, H., Piron, D., Yahiat, Y. 2001. Defluoridation of Sahara water by small plant electrocoagulation using bipolar aluminium electrodes. *Separation and Purification Technology (Revista electrónica).* 24:113-119. Disponible en <http://www.elsevier.com/locate/watres>
- Martín, A., Rivera, M.L., Piña, M., Pérez, S. 2008. Incidencia del gradiente de velocidad en la eficiencia de la electrocoagulación para remover arsénico en un reactor a flujo pistón. *Interiencia (Revista electrónica).* 33(007):496-502. Disponible en: <http://redalyc.uaemex.mx>
- Ming, L., Yi, S.R., Hua, Z.J., Lei, B.Y.W., Ping, L., Fuwa, K.C. 1987. Elimination of excess fluoride in potable water with coagulation by electrolysis using aluminium anode. *Fluoride.* 20:54-63.
- Mohammad, M., Muttucumar, S. 2006. An empirical model for defluoridation by batch monopolar electrocoagulation/flotation (ECF) process. *Journal of Hazardous Materials (Revista electrónica).* 131:118-125. Disponible en: www.elsevier.com/jhazmat
- Panizza-de-León A. 2009. Evaluación de la fitoextracción de aluminio en condiciones ácidas. *Tesis doctoral*. UNAM. Programa de Maestría y Doctorado en Ingeniería. México D.F. México.
- Qianhai, Z., Xueming, C., Wei, L. y Guohua, C. 2008. Combined electrocoagulation and electroflotation for removal of fluoride from drinking water. *Journal of Hazardous Materials. (Revista electrónica).* 159:452-457. Disponible en: www.elsevier.com/jhazmat
- Shulz, M.C., Baygents, J.C., Farrel, J. 2009. Laboratory and pilot testing of electrocoagulation for removing scale forming species from industrial process waters. *Int. J. Environ. Sci. Tech.* 6(4):521-526.
- Statgraphics. 2002. *Programa estadístico*. Centurión Versión XV, Serie A. Página electrónica: <http://www.statgraphics.com>
- Villa, F. 2001. Remoción del exceso de flúor de aguas subterráneas para consumo humano. *Tesis de Maestría*. UNAM, Programa de Maestría y Doctorado en Ingeniería. Campus Morelos. Jiutepec, Mor., México.
- WHO. 2011. *Guidelines for drinking-water quality*. 4a ed. World Health Organization. Disponible en: <http://whqlibdoc.who.int>
- Zeta-Meter, Inc. 1993. *Everything you want to know about coagulation & flocculation*. Disponible en: <http://www.zeta-meter.com/coag.pdf>