

Electrocoagulación aplicada a la descontaminación de piezas de acero inoxidable contaminadas con Uranio

Alberto Alejandro Pujol Pozo^{1,2} y Fabiola Monroy Guzmán^{1*}

¹Instituto Nacional de Investigaciones Nucleares.

Carretera México-Toluca s/n, La Marquesa, Ocoyoacac, Edo. de México, C. P. 52750, México.

apujol@cideteq.mx ; fabiola.monroy@inin.gob.mx

Erika Bustos Bustos²

²Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico en Electroquímica, S. C.

Parque Tecnológico s/n Sanfandila, Pedro Escobedo, Querétaro. C. P. 76703, México.

ebustos@cideteq.mx

Resumen

La descontaminación de desechos radiactivos no compactables, como herramientas y equipos, tiene por objetivo remover los residuos radiactivos superficiales de los desechos, con el fin de disminuir el volumen de estos para ser acondicionados y almacenados. La aplicación de técnicas de tratamiento basadas en la electroquímica, como la electrocoagulación (EC) en la descontaminación de desechos o materiales radiactivos no compactables de acero inoxidable conteniendo uranio, fue estudiada en el presente trabajo y se evaluó su viabilidad técnica. Para ello se realizaron pruebas, primeramente con placas de acero inoxidable revestidas con WO_3 , para simular una contaminación fija y determinar las mejores condiciones de remoción de tungsteno por EC como: pH, electrolito soporte, potencial de celda, tipo de material de contraelectrodo y distancia entre los electrodos ánodo/cátodo. Además se probaron diferentes arreglos de configuraciones para una celda rectangular de acrílico y para una celda de configuración circular, empleando electrodos de placas planas y electrodos cilíndricos, para realizar el proceso de remoción del contaminante con las mejores condiciones. En el caso de la EC el mecanismo que ocurre es una electrodisolución de la placa de hierro, con desprendimiento de oxígeno en el ánodo y desprendimiento de la capa de WO_3 , pasando todo el material a la solución con formación de hidróxidos de hierro. Posteriormente, a partir de las mejores condiciones experimentales para remover WO_3 , se empleó $UO_2(NO_3)_2$ como contaminante radiactivo, para evaluar la viabilidad del proceso de descontaminación. Se obtuvieron eficiencias de remoción del uranio del 90% en tiempos de 1 hora, pH= 1, empleando una solución molar de H_2SO_4 como electrolito soporte y potencial de 2.4 V. Finalmente, después de probar los diferentes arreglos de celda electroquímica (EC) a nivel de laboratorio, se realizó la descontaminación radiactiva de piezas reales contaminadas con U-238 empleando el arreglo de configuración circular bajo las mejores condiciones experimentales anteriormente determinadas.

1. INTRODUCCIÓN

La gestión de desechos radiactivos tiene por objetivo evitar la dispersión de los radioisótopos a la biósfera. Dentro de la gestión de desechos radiactivos de materiales no compactables, como los son equipos y herramientas, se emplean técnicas de tratamiento que están enfocadas a su descontaminación, con el objetivo de reducir su volumen mediante la remoción de los radionúclidos presentes en el desecho.

La contaminación superficial en estos desechos se puede presentar en forma de capas de óxidos, lodos adheridos, sales o grasas; donde la contaminación radiactiva forma parte de estas capas y cuando son retiradas mediante las técnicas de descontaminación, los radionúclidos también son eliminados de estas piezas. La selección de los tratamientos o diferentes vías de descontaminación depende de las características del material a descontaminar como composición, dimensiones, tipo de contaminación y uso final que se le pretenda dar al material descontaminado: reclasificación, reutilización o liberación como desecho convencional [1] siguiendo los criterios para la dispensa de residuos con material radiactivo como indica la NON-035 NUCL- 2013.

Los métodos electroquímicos son muy útiles en la descontaminación de piezas de acero inoxidable de tamaño pequeño y geometrías simples que presenten contaminación fija [2]. En principio las piezas se sumergen en soluciones y se aplica una diferencia de potencial. Estos métodos de descontaminación son eficientes y generan bajos volúmenes de desechos secundarios [2]. Dentro de los métodos electroquímicos encontramos la electrocoagulación (EC) que puede ser aplicada en la descontaminación de desechos radiactivos de materiales no compactables. Es así como la electrocoagulación es un proceso de desestabilización de los contaminantes del agua, mediante la acción de corriente eléctrica directa de bajo voltaje y de electrodos metálicos de sacrificio, normalmente aluminio/hierro [3], donde se genera electroquímicamente una elevada carga de iones que son capaces de desestabilizar los contaminantes presentes.

En esta investigación se estudió la viabilidad de utilizar métodos electroquímicos como la EC para descontaminar acero inoxidable conteniendo en su superficie uranio. Por tal motivo, este trabajo de investigación se dividió en tres etapas esenciales, en la primera etapa se determinaron y obtuvieron los parámetros fundamentales para realizar el proceso electroquímico, en la segunda etapa se abordó todo lo referente a la descontaminación de las superficies de acero mediante la electrocoagulación pero empleando diferentes arreglos de celdas electroquímicas. Y finalmente, la última etapa se enfocó en la realización de todo el proceso de descontaminación radiactiva vía EC pero utilizando piezas reales contaminadas con uranio. El desarrollo de todo este proceso empleando las piezas reales contaminadas será lo que a continuación se expone en el presente artículo.

El acero puede ser disuelto en ácido después de un tiempo prolongado a su exposición, por lo que se pudiera intuir que la separación de los contaminantes pudiera ser debido a dicho proceso, sin embargo esto fuera posible si la contaminación en las piezas reales fuera del tipo superficial, pero se demostró luego de varios procesos de frotis químico que la contaminación en dichas piezas era del tipo fija.

Por lo tanto el proceso de EC es capaz de eliminar los contaminantes que se encuentran impregnados en las piezas, donde ocurre una electrodisolución de las piezas de hierro, con desprendimiento de oxígeno en el ánodo y de las capas superficiales e internas que conforman el material, pasando todo a solución con formación de hidróxidos de hierro.

De esta manera, se realizaron pruebas preliminares en piezas contaminadas con WO_3 , a fin de determinar las condiciones para el tratamiento de acero contaminado con $UO_2(NO_3)_2$, además se aplicó dicho tratamiento en probetas de acero contaminadas con W-187 (radiactivo) y por último se trabajó con piezas reales contaminadas con uranio y se determinó la eficiencia de descontaminación del proceso electroquímico, la cual mostró ser superior al 80%, considerando condiciones específicas de pH de la solución electrolítica, potencial de celda, material de contra-electrodo y duración del proceso.

2. METODOLOGÍA. DESCONTAMINACIÓN DE SUPERFICIES DE ACERO CONTAMINADAS CON URANIO

La electrocoagulación (EC) es una técnica muy utilizada en el tratamiento de diversas aguas residuales, donde son removidos los contaminantes que se encuentran suspendidos dentro del medio acuoso, por lo que se induce una corriente eléctrica en el agua a través de una serie de placas metálicas, el material de las placas suele ser diverso, siendo el hierro y el aluminio los más utilizados, Figura 1 [4].

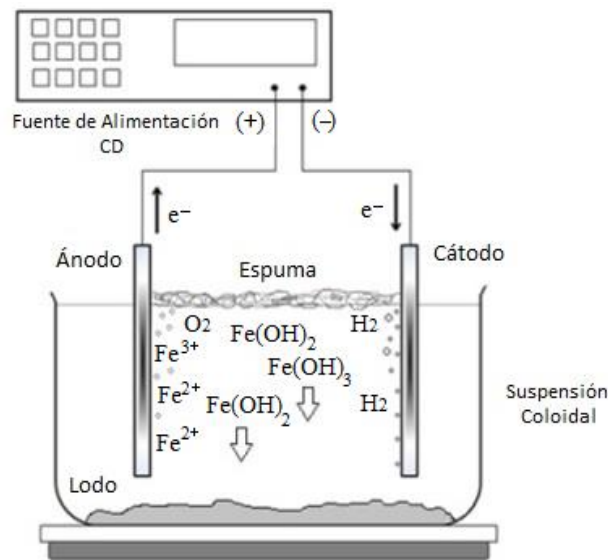


Figura 1. Sistema de electrocoagulación con ánodo de hierro [5].

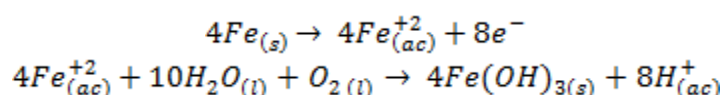
El proceso de remoción de contaminantes se realiza mediante una corriente eléctrica que es aplicada al medio acuoso y cuando esto sucede, los contaminantes forman componentes hidrofóbicos que bien se precipitan o flotan facilitando su separación por otros medios mecánicos

[4]. La EC es una alternativa para el tratamiento de aguas residuales que combina procesos electroquímicos con la coagulación química [6], en donde ocurren una serie de reacciones sobre los electrodos, que proporcionan iones tanto positivos como negativos, con desprendimiento de H_2 (cátodo) y O_2 (ánodo) durante el proceso. El ánodo provee iones metálicos, por lo que a este electrodo se le conoce como electrodo de sacrificio, ya que la placa metálica que lo conforma se disuelve, mientras la placa que forma el cátodo permanece sin disolverse [7]. Los iones producidos van a desestabilizar las cargas que poseen las partículas contaminantes presentes en el agua, cuando estas cargas se han neutralizado los sistemas que mantienen las partículas en suspensión permiten la formación de agregados de los contaminantes e iniciando así el proceso de coagulación [7]. El proceso de electrocoagulación es afectado por diferentes factores, entre los más importantes se encuentran la naturaleza y concentración de los contaminantes, el pH del agua residual y la conductividad eléctrica; estos factores determinan y controlan las reacciones ocurridas en el sistema y la formación del coagulante.

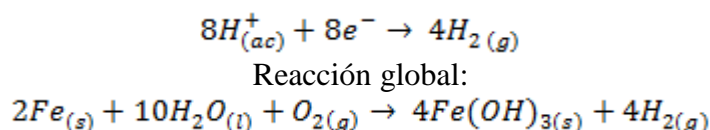
Para el caso en el cual el hierro actúa como ánodo, se han propuesto dos mecanismos que explican el proceso de Coagulación- Floculación. El coagulante es el ión Fe^{2+} que neutraliza las cargas superficiales de las partículas coloidales. En el proceso de floculación las partículas coloidales ya neutralizadas son absorbidas en formas de floc, gracias a la acción de los hidróxidos de hierro [7].

- **Mecanismo 1** (Formación de hidróxido férrico):

En el ánodo ocurren las siguientes reacciones:

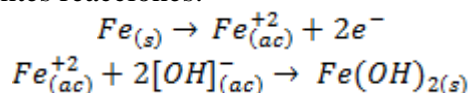


En el cátodo ocurren las siguientes reacciones:

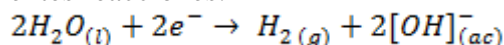


- **Mecanismo 2** (Formación de hidróxido ferroso):

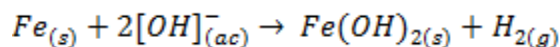
En el ánodo ocurren las siguientes reacciones:



En el cátodo ocurren las siguientes reacciones:



Reacción global:



En este estudio luego de haber determinado las mejores condiciones electroquímicas para realizar el proceso de descontaminación de placas y cilindros de acero, se determinaron las eficiencias de remoción de U en acero inoxidable por EC bajo condiciones de potencial 2.4V, pH =1, distancia entre los electrodos ánodo/catodo de 2cm, material de contraelectrodo de Ti y duración del proceso de 1 hora.

Igualmente otro parámetro de importancia fue estudiado: el arreglo ánodo/cátodo en la celda electroquímica, donde se probaron 2 configuraciones de celdas: una rectangular de acrílico de 16 x 4 x 5 cm con un volumen de 150 mL y otra circular de 5.5 cm de radio con un volumen de 1000 mL (Figura 2).

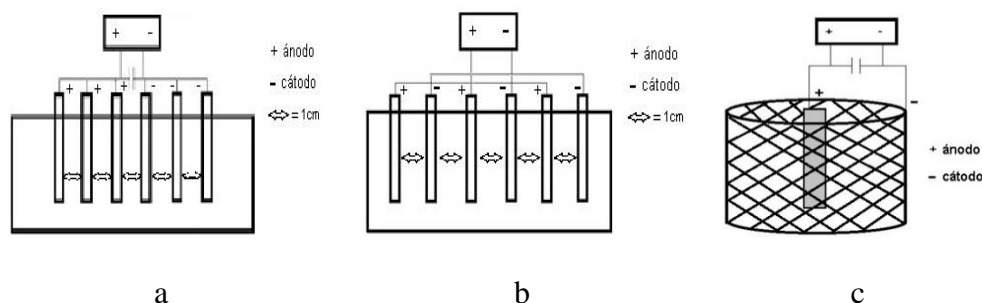


Figura 2. Configuraciones de celdas electroquímicas frente a frente (a), alternado (b) y circular (c)

Luego de obtener las mejores condiciones para realizar el proceso de EC, se realizaron pruebas experimentales a nivel de laboratorio con piezas reales contaminadas con uranio natural provenientes de la Planta de Tratamiento de Desechos Radiactivos (PRATADER) perteneciente al Instituto Nacional de Investigaciones Nucleares (ININ).

En México desde 1988-1994 la Planta Piloto de Refinación y Conversión de Uranio (PPRCU) del Instituto Nacional de Investigaciones Nucleares (ININ) llevó a cabo procesos de refinación y conversión (digestión de concentrados de uranio, purificación de soluciones de nitrato de uranilo y formación del óxido de uranio).

Al finalizar la operación de la PPRCU y posterior desmantelamiento, diferentes equipos resultaron contaminados (alrededor de 8 m³) y en el año 1997 se trasladaron a la Planta de Tratamiento de Desechos Radiactivos (PATRADER) para su gestión [8, 9], algunos de estos equipos fueron descontaminados, sin embargo otra mayor parte sigue almacenada y hasta el momento no ha recibido ningún tratamiento [9]. Estos equipos están contaminados principalmente con compuestos de uranio: nitrato de uranilo, diuranato de amonio y óxido de uranio por lo que deben ser aislados y confinados a fin de evitar la dispersión de estos compuestos.

El uranio natural es un elemento radiactivo compuesto de tres isótopos: Uranio-234, Uranio-235 y Uranio-238, este elemento es un metal radiactivo química y radiológicamente tóxico, emisor de

partículas alfa que posee un riesgo de ingestión propio a la alta densidad de ionización de las partículas y a su alta efectividad biológica en la inducción de mutaciones [10].

Se trabajó con un total de dos piezas reales contaminadas, se empleó el arreglo de celda circular y se siguió una metodología que consistió en la caracterización desde el punto de vista radiológica de cada una de las piezas, para luego proceder al montaje del sistema electroquímico necesario para realizar los procesos de descontaminación.

2.1. Dibujo y modelado de las piezas reales contaminadas.

Para el mejor trabajo y manipulación de las piezas reales fue necesario realizar un modelado de sus geometrías basándonos en el software de diseño asistido por computadora Solidworks 2016. Inicialmente para estos trabajos se tomaron fotos de ambas piezas en diferentes ángulos su manipulación se realizó siempre dentro de la campana de extracción de gases y empleando los medios de seguridad reglamentarios.

Pieza # 1 real contaminada. Fue entregada por el almacén de desechos radiactivos del ININ, con el objetivo de realizar pruebas reales de descontaminación. En este caso particular se trató de una especie de válvula tipo globo de hierro (Figura 3A), la cual fue necesario desarmar (vástago y carcasa) para poder realizar los trabajos con mayor comodidad y eficiencia. Las dimensiones de esta pieza eran de 8 cm de largo y 7 cm de altura de toda la pieza.

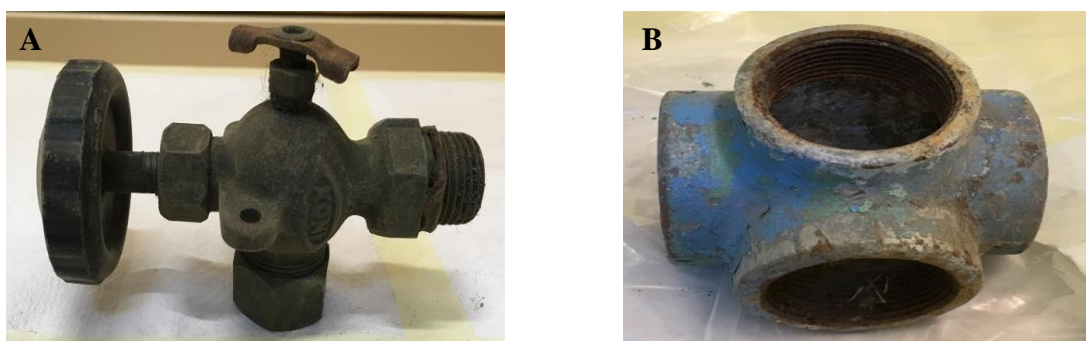


Figura 3. Imágenes de las piezas reales contaminadas (A): pieza 1, (B): pieza 2

Pieza # 2 real contaminada. Tuvo la misma procedencia de la pieza real 1. El material con el que estaba compuesta era fundamentalmente hierro, en forma de tubería como se muestra en la Figura 3B conformada por 4 orificios con diámetros interiores de 5 cm, diámetros exteriores de 5,8 cm y un espesor de toda la pieza de 0,7 cm. Las dimensiones eran 9,5 cm de largo, 7,5 cm de altura de toda la pieza, un peso de 989,9 gramos.

2.2. Caracterización Radiológica.

Las piezas reales contaminadas se sometieron a un proceso de identificación y mapeo basándonos en sus geometrías y auxiliándonos de los modelos antes realizados en 3D. En estos mapeos se

identificaron varias áreas de trabajo en cada una de las piezas para poder organizar el proceso de caracterización radiológica.

En la Figura 4 se representan cada una de las piezas reales contaminadas y sus clasificaciones por zonas. En el caso de la pieza 1 se identificaron diferentes zonas con las denominaciones A, B, C, D, E, F, G. En cambio, para la pieza 2 se identificaron los 4 orificios que se denominaron A, B, C, D. De esta manera se caracterizaron las piezas mediante el registro de los conteos por segundos en cada una de las zonas previamente identificadas, para obtener una panorámica general del estado de contaminación.

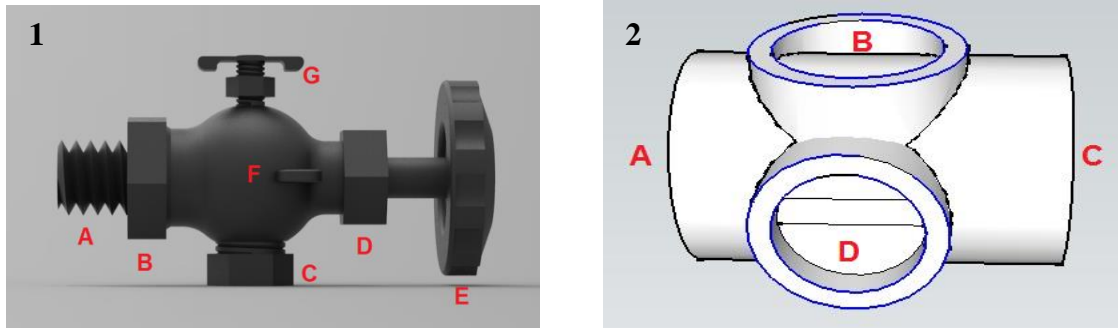


Figura 4. Identificación de las diferentes zonas en pieza 1 y 2.

Una vez identificadas las zonas en cada una de las piezas, se tomaron frotis químico tanto en la parte exterior como en el interior de cada una. El frotis se realizó empleando la sustancia descontaminante Bx-40 preparada al 50%, el objetivo fundamental fue obtener los niveles de actividad en conteos por segundo de todas las partes de las piezas y definir si la contaminación era exterior o solamente interior. Los procesos de frotis se dividieron en varias etapas y se midieron empleando un monitor Eberline SRM-200 unido a un detector HP-100.

Para la pieza 1 se tomaron frotis:

- En cada una de las zonas A, B, C, D, E, F, G antes descritas.
- En cada una de las roscas y el volante.
- A las partículas de óxido y polvo que se desprendieron de la pieza durante toda su manipulación.

Para la pieza 2 se tomaron frotis:

- A los orificios de la pieza, A, B, C, D, tanto en el borde como en sus alrededores.
- En todo el interior de la pieza introduciendo los frotis por los orificios B y D.
- A las partículas de óxido y polvo que se desprendieron de la pieza durante toda su manipulación.

Paralelamente a los procesos de frotis también las piezas fueron medidas empleando un sistema de espectrometría gamma, constituido por un detector coaxial GEHP CANBERRA conectado a un preamplificador CANBERRA 2002CSL, un alto voltaje modelo CANBERRA suministro Spower 3105, un amplificador 243 Tennelec TC y un analizador multicanal CANBERRA

soportado por el software Maestro. Estos análisis abarcaron desde la realización de los procesos de frotis químico hasta la culminación del proceso de descontaminación mediante la EC.

En el caso de la espectrometría gamma se emplearon los detectores de germanio, donde las muestras se dejaron contando durante un tiempo prolongado que osciló entre los 10800 y los 246455 segundos en dependencia de la eficiencia del detector utilizado. Posteriormente, los espectros obtenidos fueron analizados con el objetivo de identificar los radioisótopos de la cadena de desintegración del uranio natural que se encontraran presentes en las muestras, pues antes de las pruebas de EC se encontraban en equilibrio y luego al finalizar el proceso este equilibrio se rompe y comienzan a variar las concentraciones de cada radioisótopo en las diferentes muestras, lo que dificulta su cuantificación [11-12].

2.3. Factor de descontaminación.

El factor de descontaminación se calcula mediante la expresión que a continuación se muestra. Es un término, que brinda información cuantitativa acerca de la eficiencia en cada uno de los procesos de frotis químico (descontaminación primaria). Su cálculo es la razón entre las cuentas por segundo que se registraron antes y después del proceso de descontaminación, en cada número de frotis [13]. Este factor puede ser parcial o total, en función del número de frotis que se haya realizado.

Cálculo del Factor de Descontaminación (F_d) mediante la expresión:

$$F_d = \frac{\text{Tasa_Cuentas_Medidas antes de_Descontaminar}}{\text{Tasa_Cuentas_Medidas después de_Descontaminar}} \quad (1)$$

2.4. Condiciones del sistema de EC.

En cuanto a la selección del arreglo de configuración de celda a emplear, se observó que con el arreglo circular la eficiencia de remoción fue más elevada en todas las pruebas anteriores (WO_3 y el $\text{UO}_2(\text{NO}_3)_2$). Esto se debe a que el arreglo circular en forma de malla evita la repartición de corriente desigual dentro del proceso al aumentar los sitios activos, además permite trabajar con piezas de diferentes geometrías y formas, cuestión fundamental a la hora de realizar el proceso con piezas reales contaminadas.

En el caso del vástago (pieza real 1), se montó un sistema donde el cátodo estaba conformado por una malla enrejada de Ti en forma de cilindro de 4,5 cm de diámetro x 6,0 cm de altura y ubicado en el centro el vástago de la válvula haciendo función de ánodo. Todo el proceso se realizó con agitación constante a 600 rpm mediante un agitador magnético y el volumen total de electrolito soporte fue de 200 mL.

En el caso de la carcasa de la válvula (pieza real 1), se montó un sistema donde el cátodo estaba conformado por una malla enrejada de Ti en forma de cilindro de 8,5 cm de diámetro x 5,5 cm de

altura y ubicada en el centro la carcasa haciendo función de ánodo. Un sistema de agitación mecánico fue acoplado al proceso y el volumen total de electrolito soporte fue de 500 mL.

En el caso de la pieza real 2, se montó un sistema similar al de la pieza 1 (carcasa) donde solo variaron las dimensiones del cátodo: 11 cm de diámetro x 12 cm de altura, con un volumen total de electrolito soporte de 1800 mL.

2.4.1. Desechos derivados del proceso de EC.

La electrocoagulación como método de descontaminación electroquímica no se encuentra ajeno de generar desechos secundarios. En el caso de las piezas reales contaminadas, luego de cada proceso de EC cada uno de los componentes que ejercían función de ánodo (pieza contaminada) y cátodo (malla Ti) se enjuagaban con agua desionizada, generando un volumen considerable de aguas de enjuague.

También es necesario monitorear la sustancia que se emplea como electrolito soporte (H_2SO_4 0,1M, pH = 1) para realizar la EC, así como las partículas de óxido embebidas en la solución provenientes del desgaste del ánodo (pieza contaminada) [7], donde se va a concentrar parte del material radiactivo eliminado de las piezas durante todo el proceso. Por tanto es preciso monitorear mediante espectrometría gamma y empleando el monitor Eberline SRM-200 unido a un detector HP-100, todos los desechos que del proceso se derivaban.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Modelación de las piezas reales.

Las piezas reales contaminadas se lograron dibujar y modelar gracias al trabajo con el software Solidworks 2016, lo que permitió una mayor visualización y conocimiento de cada una en cuanto a sus formas geométricas, manipulación y posterior trabajo. Por lo que constituyó un elemento clave dentro de todo el proceso de descontaminación (Figura 5).

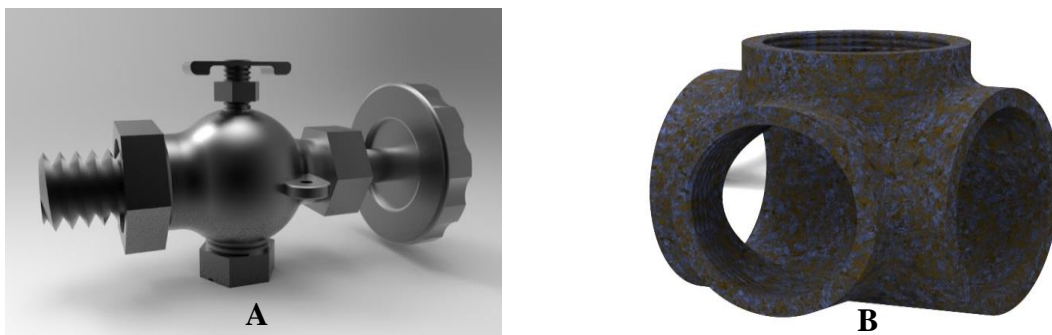


Figura 5. Modelado de las piezas reales contaminadas (A): pieza 1, (B): pieza 2

3.2. Niveles de conteos por zonas (cps).

A continuación en la (Figura 6) se muestran los niveles de contaminación en cps de la pieza 1 registrados durante el avance de las diferentes etapas el proceso de descontaminación. Primero se registraron los cps de toda la pieza en general y luego se realizó por zonas con la toma de frotis químico.

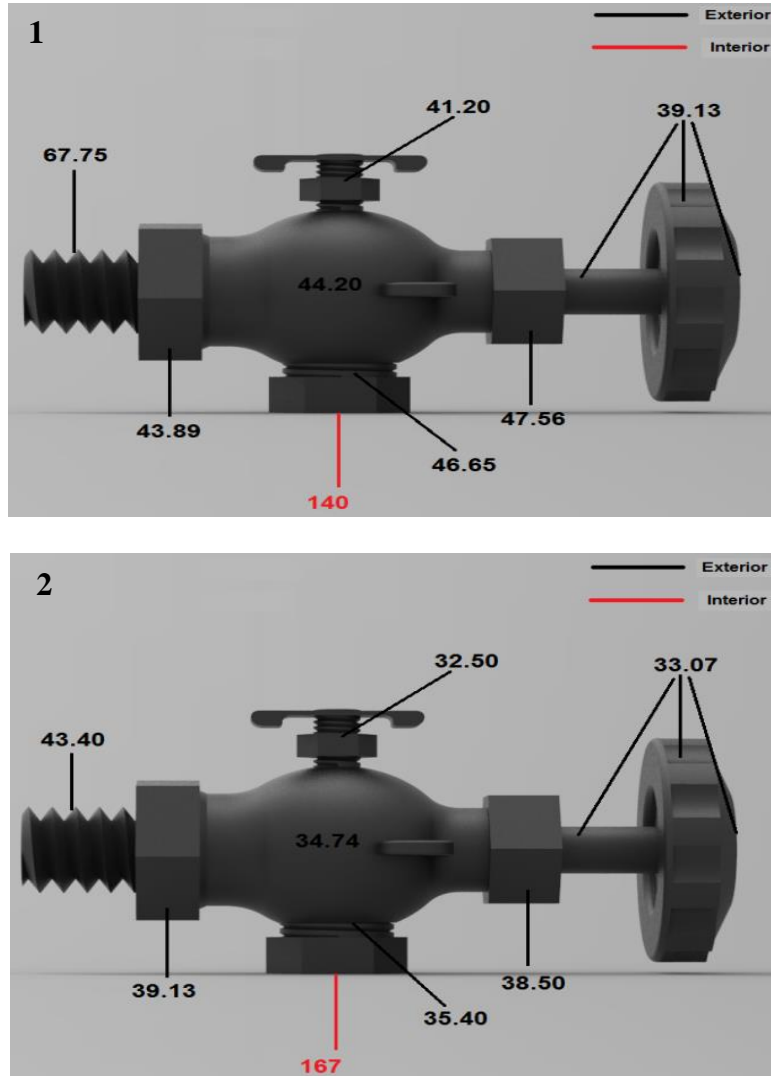


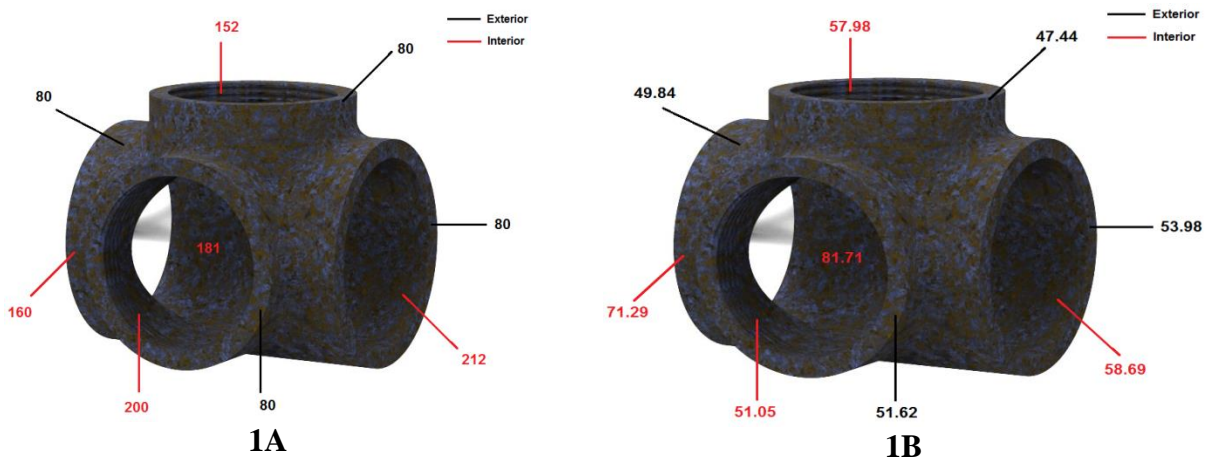
Figura 6. Valores de cps registrados después del primero (1) y segundo (2) frotis.

Se registraron los valores de cps después de la realización de los frotis químicos y se demostró que la contaminación de la pieza real 1 era fundamentalmente interna por lo que se procedió a desarmarla en partes (Figura 7A). Las partes que componían la pieza igualmente fueron monitoreadas y se comprobó que los únicos componentes que se encontraron contaminados fueron los que se muestran en la Figura 7B y 7C.



Figura 7. Imágenes de la pieza 1 real contaminada desarmada en partes (A), así como el vástago (B) y carcasa (C) contaminadas.

Después de identificar las partes de la pieza 1 que se encontraban contaminadas, se realizaron frotis químicos y medición de los conteos por segundo. Se registró para el vástago 121 cps y para el interior de la carcasa de la válvula 464 cps. Posteriormente, se midieron los niveles de contaminación en cps de la pieza 2 real contaminada registrados durante todo el proceso de descontaminación por zonas (Figura 8).



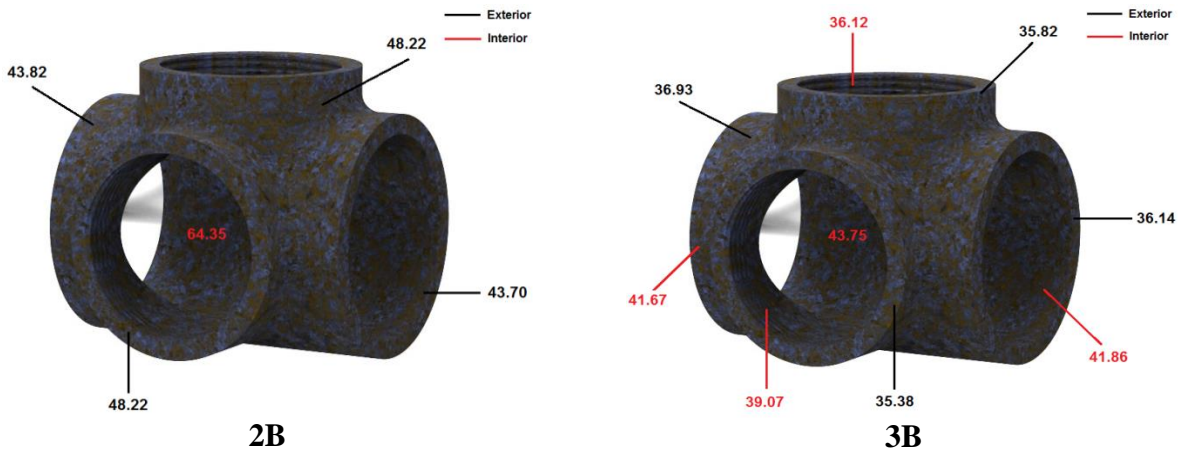


Figura 8. Valores de cps registrados antes (1A), después del primer frotis (1B), del segundo frotis (2B) y después del proceso de EC (3B).

Luego de realizar las diferentes etapas del proceso de frotis en la pieza 2 se concluye que presenta contaminación en su interior que ya no es removible empleando técnicas de descontaminación químicas, por lo que se procedió al uso de técnicas electroquímicas.

3.3. Factor de descontaminación.

En la pieza 1 debido a su geometría compleja no se pudo obtener inicialmente una evaluación de la actividad de la superficie contaminada en cps (todo la pieza), por tanto desde un inicio se procedió a evaluar su actividad en la superficie contaminada y en su interior, mediante 2 procesos de limpieza (frotis químico). Por tanto el factor de descontaminación que se calculó fue solamente parcial, el primer frotis con respecto al segundo y se determinó para cada una de las partes en las que se dividió la pieza 1 (vástago y carcasa).

Se midió el primer proceso de limpieza con respecto al segundo:

$$\text{Vástago: } F_d = \frac{121,1[\text{c.p.s.}]}{41[\text{c.p.s.}]} = 2,95$$

$$\text{Carcasa: } F_d = \frac{464,78[\text{c.p.s.}]}{247,98[\text{c.p.s.}]} = 1,87$$

Se demostró que el factor de descontaminación de la primera limpieza con respecto a la segunda en el vástago (2,95) fue más significativo que el obtenido en la carcasa (1,87). Lo que demuestra que los procesos de frotis realizados al vástago fueron más precisos en cuanto a su ejecución, cuestión que se puede justificar debido a la diferencia entre las geometrías de ambas piezas [13].

Con la pieza 2 el análisis resultó relativamente menos complejo debido a la proporción de sus dimensiones, por lo que fue posible realizar 4 procesos de descontaminación mediante frotis

químico y determinar los niveles de cps iniciales, realizar 2 procesos más de frotis y un último luego del proceso de electrocoagulación.

Se calculó para el interior de la pieza el factor de descontaminación total respecto a los niveles de cps iniciales en función del número de frotis.

Primer proceso de limpieza:

$$F_d = \frac{181[c.p.s.]}{64,14[c.p.s.]} = 2,82$$

Segundo proceso de limpieza, calculado respecto a la contaminación inicial:

$$F_d = \frac{181[c.p.s.]}{64,35[c.p.s.]} = 2,81$$

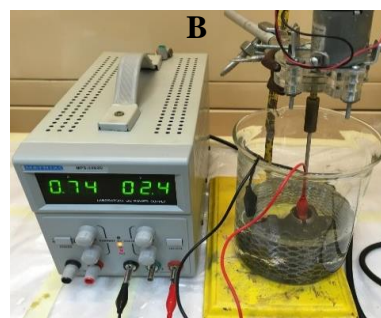
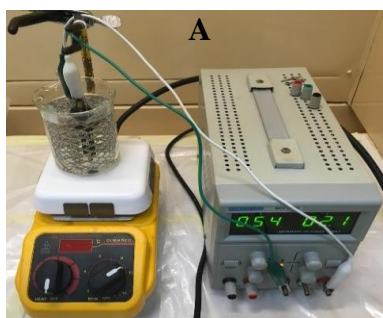
Tercer proceso de limpieza (después del proceso de electrocoagulación):

$$F_d = \frac{181[c.p.s.]}{40,49[c.p.s.]} = 4,47$$

El factor de descontaminación de la primera (2.82) y segunda limpieza (2,81) se encontraron en el mismo orden, lo que significa que la contaminación en esa superficie es del tipo fija y que se deben emplear otros métodos para realizar la descontaminación radiactiva. Sin embargo la tercera arrojó un valor más representativo demostrando que se logró remover material contaminado (4.47). Por lo cual la correcta y exitosa ejecución de la tercera limpieza fue crucial para el proceso de descontaminación [13].

3.4. Electrocoagulación y sistema electroquímico.

El proceso de EC se realizó para cada una de las piezas reales contaminadas una vez terminada la caracterización radiológica y registrados los niveles de contaminación en cps bajo las condiciones descritas en el apartado 2.4. Cada uno de los sistemas electroquímicos montados para cada pieza a descontaminar varió en dependencia de la geometría de las piezas (Figura 9).



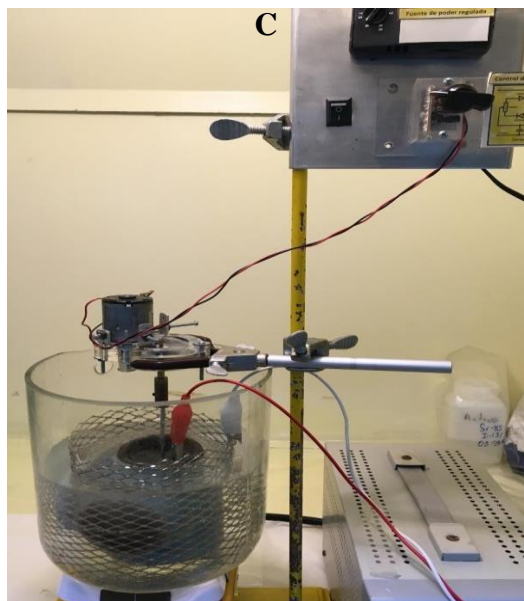


Figura 9. Sistema de EC del vástago (A), carcasa de la válvula (B) y pieza 2 (C).

Al terminar todos los procesos de EC, se registraron las cps de cada una de las piezas con tomas de frotis químico y su posterior análisis con el detector Eberline SRM-200. En todos los casos las cps disminuyeron en el interior de cada pieza y en el vástago a los niveles que a continuación se muestran: vástago (pieza real 1) a 40,98 cps, carcasa de la válvula (pieza real 2) a 247 cps y pieza real 2 a 43,75 cps.

3.4.1. Desechos derivados del proceso de EC.

Se determinó si al término del proceso de EC el material radiactivo queda en solución, pasa al cátodo o simplemente se encuentra contenido en las partículas que se desprenden de la pieza a lo largo de su desgaste. Cada uno de los elementos antes descritos fueron caracterizados y analizados con el fin determinar sus niveles de contaminación en cps.

En la Figura 10 se muestra una comparación de las cps de los desechos (lodos filtrados y cátodo) junto con la pieza al final del proceso. Luego de terminar el proceso de descontaminación, en los filtros de las soluciones electrolíticas (lodos), se registran los mayores valores de cps, a diferencia del cátodo que sus valores de cps se encuentran inferiores o en el orden de los niveles de fondo ambiental (34,2) que se representa con una línea horizontal de color amarilla.

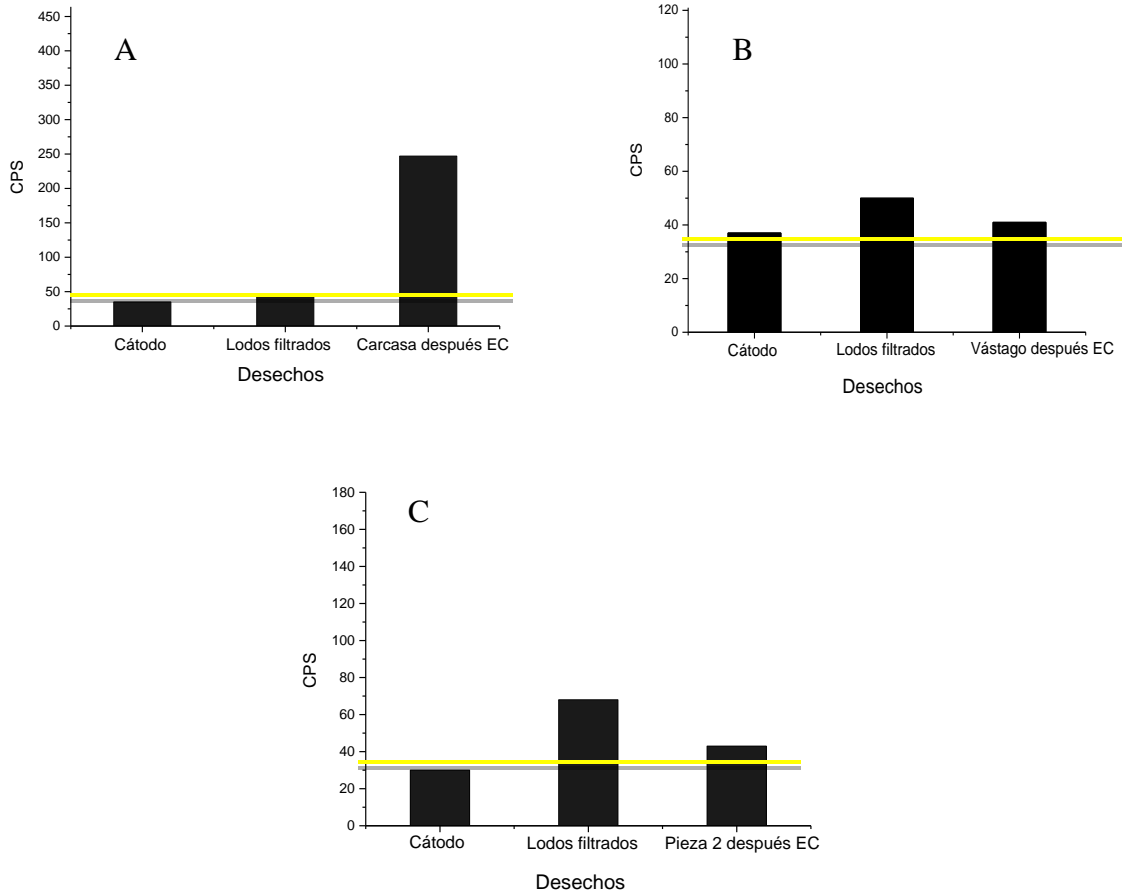


Figura 10. Valores de cps de los desechos de la EC: carcasa (A), vástago (B) y pieza 2 (C).

La distribución de la remoción del contaminante se muestra en la Figura 11, donde se observa que el mayor porcentaje se localiza en los filtros de las partículas dispersas en la solución electrolítica y en menor grado en el cátodo y en el electrolito, donde los niveles de cps son del orden del fondo.

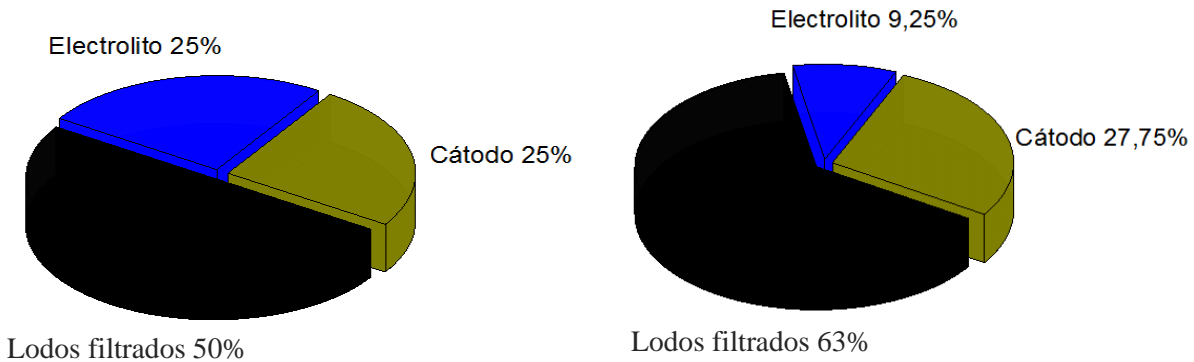


Figura 11. Distribución en porciento de la remoción del material radiactivo en los desechos de la EC pieza 2 (A) y vástago pieza 1 (B).

3.3. Eficiencia del proceso de EC.

Al terminar todos los procesos de EC, se registraron las cps de cada una de las piezas con tomas de frotis químico y su posterior análisis con el detector Eberline SRM-200. En todos los casos las cps disminuyeron en el interior de cada pieza y en el vástago, a los niveles que a continuación se muestran: vástago (pieza real 1) a 40,98 cps, carcasa de la válvula (pieza real 2) a 247 cps y pieza real 2 a 43,75 cps.

La Figura 12 muestra una comparación de las eficiencias de remoción del material radiactivo en cada una de las piezas reales sometidas al proceso de EC. Es importante destacar que aunque las condiciones electroquímicas empleadas fueron las establecidas previamente con WO_3 y $UO_2(NO_3)_2$, las dimensiones y geometrías de cada una de las piezas influyó en la eficiencia de remoción. Es así como, el mayor porcentaje de remoción se obtuvo con la pieza 2 con un 75,8 %, en cuanto a la pieza 1 en el vástago se registró una eficiencia de remoción del 66,1%, mientras que con la carcasa de la válvula solo se alcanzó remover el 46,7%, eficiencia de remoción que no llegó al 50%, sin embargo es importante tener en cuenta sus altos niveles de cps que fueron reducidos a casi la mitad.

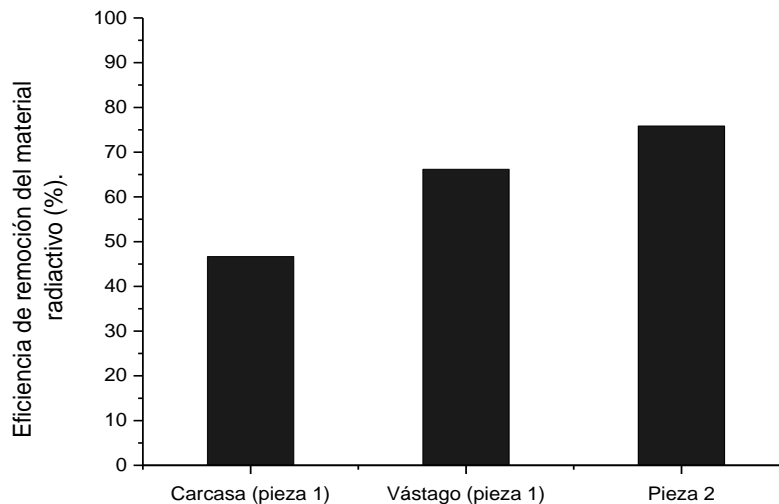


Figura 12. Eficiencia del proceso de EC para las piezas reales.

4. CONCLUSIONES

La caracterización radiológica de las piezas es un paso fundamental dentro de todo el proceso de descontaminación y para ello es necesario realizar la determinación del factor de descontaminación. Además, se comprobó que es posible descontaminar mediante tratamiento

electroquímico materiales no compactables de acero inoxidable clasificados como desechos radiactivos con elevados porcentos de remoción del material radiactivo.

En el caso de piezas reales contaminadas, las mejores condiciones para la remoción del uranio mediante el proceso de electrocoagulación son: potencial de celda de 2,4 V, solución electrolítica H_2SO_4 0,1M (pH = 1), cátodo de Ti, 1h de proceso y configuración de arreglo circular. Por lo tanto, la geometría y dimensiones de las piezas a descontaminar son un factor fundamental a la hora de montar todo el sistema electroquímico, así como su influencia en cuanto a la eficiencia de remoción del proceso electroquímico.

AGRADECIMIENTOS

A.A. Pujol Pozo agradece al (CONACyT) por la beca de maestría en Ingeniería Ambiental otorgada para el desarrollo de este tema de investigación, igualmente al Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico en Electroquímica S. C. e Instituto Nacional de Investigaciones Nucleares de México por la estancia en ambas instituciones.

REFERENCIAS

1. (IAEA), 1985, "Decontamination of Nuclear Facilities to Permit Operation, Inspection, Maintenance, Modification or Plant Decommissioning", Technical Reports Series No. 249.
2. Voit S.L., Boerigter S.T., 1997, "An Analysis of Radioactive Waste Minimization Efforts at Los Alamos National Laboratory", Report by Los Alamos National Laboratory, pp-98-150.
3. Bustos Bustos E., 2012, "Purification by Electrocoagulation in a Whey: Kinetics of the process", Tecnología Química, Vol. XXXII No.2, pp 202-213.
4. Lic. Judith Callejas- Hernández I, j. D.-G.-C.-S. (2012). Depuración por electrocoagulación en un lactosuero.
5. Marriaga-Cabrales, N. Machuca-Martínez, F. (2014). Fundamentals of electrocoagulation. En Evaluation of Electrochemical Reactors as a New Way to Environmental Protection, Research Signpost (1-16). Kerala, India.
6. Juan M. Peralta-Hernández, M. A.-R.-H. (2004). Evaluation of Electrochemical Reactors as a New Way to Environmental Protection. Kerala, India. Shankar G. Pandala.
7. Ruiz, A. (2005). La electrocoagulación: una alternativa para el tratamiento de aguas residuales. Revista Lasallista de Investigación Vol 2 No. 1.
8. García Aguilar J., Díaz Malina M., Tovar Velázquez C. (1998). Informe Final de Actividades de Desmantelamiento de la Planta Piloto de Refinación y Conversión de Uranio. IFA.PPRCU-01. Informe Técnico SR-98-01 Gerencia de Seguridad Radiológica, ININ.

9. Lizcano D. (1999). Inventario de Desechos Radiactivos Sólidos: Ir-07 Inventario Antiguo de Material Contaminado. Gerencia de Seguridad Radiológica, Departamento de Desechos Nucleares. ININ.
10. National Research Council (NRC), (1999). Health Effects of Exposure to Radon: BEIR VI. Committee on Health Risks of Exposure to Radon (BEIR VI), National Academy Press, Washington, DC.
11. Gómez Faustino, “Dosimetría y radioprotección”, Facultad de Física, Universidad de Santiago, Chile, curso 2008 – 2009.
12. Gerhard, E. y Werner, S. (1988). The Gamma Rays of the Radionuclides. 2nd ed., Vol. 7. ISBN: 3527258167.
13. Mera, Eduardo (2012). Técnicas de operación de material radiológico. Experimento V: técnicas de descontaminación. (Diplomado en tecnología nuclear). Universidad Tecnológica Metropolitana, Santiago de Chile, Chile.