LOS MINERALES EN EL CONFINAMENTO DE DESECHOS NUCLEARES

Verónica Elizabeth Badillo Almaraz
Universidad Autónoma de Zacatecas / Unidad Académica de Estudios Nucleares
C. Ciprés No. 10 Fracc. La Peñuela 98068 Zacatecas, Zac.
e-mail: ebadillo@cantera.reduaz.mx

1. INTRODUCCION

Las numerosas investigaciones ligadas generalmente a problemas de medio ambiente, por ejemplo, a la contaminación de los cuerpos de agua con metales tóxicos y al almacenamiento subterráneo de desechos nucleares, han contribuido de manera significativa a caracterizar varios sólidos con respecto a su mineralogía y capacidad de retención de iones. En el concepto de almacenamiento subterráneo a barreras múltiples de desechos nucleares, diferentes materiales son susceptibles de ser utilizados o de estar presentes en las diferentes barreras de ingeniería. La utilización de minerales en las distintas operaciones como son la inmovilización que consiste en incorporar los desechos en el seno de una matriz por medio de la precipitación con minerales como apatita. Fases minerales fuertemente adsorbentes como la arcilla bentonita, los óxidos, la clinoptilolita, etc., pueden ser seleccionadas para rodear este bloque de desechos y retener selectivamente especies aniónicas y catiónicas liberadas por efecto de la disolución. Y por ultimo la roca huésped, que no es otra cosa que la formación geológica que albergará de forma indefinida el almacén de desechos nucleares.

En los inicios de la aventura nuclear, el problema de los residuos radiactivos se consideró marginal; luego se consideró serio pero remediable. Actualmente se percibe como uno de los problemas más complejos y uno de los mayores desafíos de este siglo. Los minerales naturales o sintéticos han venido a contribuir en mucho al buscar una solución definitiva al problema de que hacer con los desechos nucleares.

2. EL CICLO DEL COMBUSTIBLE NUCLEAR [1]

La energía nuclear se obtiene mediante la fisión nuclear (rompimiento del núcleo), así como también mediante la fusión nuclear (unión de núcleos). La fisión es la que se emplea actualmente en las centrales nucleares para la producción de energía eléctrica.
El descubrimiento del uranio como el combustible de los reactores nucleares impulsó la prospección y en su caso, la extracción del uranio natural[1] en todo el mundo. El mineral natural contiene habitualmente una concentración de uranio comprendida entre 0.1% y 0.5%. Una vez triturado y molido, se ataca con ácido sulfúrico para disolver el uranio. La disolución resultante (algunos cientos de mg de uranio por litro) se concentra a continuación hasta un contenido del orden del 70% en forma de la llamada torta amarilla, destinados a la fabricación del elemento combustible.

1 **Uranio natural.** Está constituido por un 0.71% del isótopo de uranio 235 y del 99.3% del isótopo de uranio 238.

Las operaciones sucesivas en el ciclo del combustible nuclear producen desechos. La *torta amarilla* se transforma en dióxido de uranio y luego en hexafluoruro de uranio para lograr el enriquecimiento del uranio, es decir el aumento en el contenido del isótopo ^{235}U, que es material fisionable, material que se puede fragmentar. Actualmente, más del 90% del uranio natural que se somete a la operación de enriquecimiento no se utiliza. Se trata de un residuo de muy baja actividad pero de vida media muy larga.

La irradiación de los combustibles en el seno del reactor dura tres años y conduce a la formación de radionúclidos muy variados, resultado de las reacciones de fisión o de captura de neutrones en las que se ven implicados los núcleos pesados (uranio y plutonio) y en menor proporción por la activación de otros elementos presentes en el combustible o en las estructuras que lo rodean. La composición inicial del combustible se ha transformado notablemente. Después de permanecer tres años en el seno del reactor, el combustible quemado es descargado del reactor. En el momento de descargar, el combustible quemado desprende mucho calor debido a la emisión intensa de radiaciones beta y gamma. Esta es la razón por la que se deja “enfriar” en una piscina la cual se encuentra a un lado del reactor, durante un cierto tiempo. Después de este enfriamiento, actualmente se practican en el mundo dos formas de tratar los combustibles irradiados.

El primero consiste en reprocesar estos combustibles para separar el plutonio y el uranio de los otros productos los cuales se inmovilizan en bloques de vidrio destinados al almacenamiento profundo y el segundo consiste en dejar los combustibles usados sin tratar para almacenarlos directamente. Es el reprocesamiento de este combustible irradiado el que genera la mayor parte de los residuos de actividad elevada. Efectivamente, los desechos radiactivos de actividad elevada provienen esencialmente del tratamiento del combustible quemado que sale de las plantas núcleo-eléctricas. Esta operación se hace necesaria para recuperar los actínidos[2] reutilizables -uranio y plutonio- que él contiene, para producir energía en el futuro. Estos dos actínidos calificados de mayores, representan el 96% de la masa del combustible quemado, repartidos entre uranio (95%) y el plutonio (1%).

Además, los desechos de actividad elevada son altamente radiactivos y termógenos (liberan calor) durante las primeras decenas de su existencia ya que contienen grandes concentraciones de productos de fisión de vida media corta como el estroncio 90 (28 años) y el cesio 137 (30 años). Son considerados como los desechos últimos del ciclo del combustible electro-nuclear ya que no tienen ningún interés energético. Otros productos de fisión de suma importancia debido a su movilidad química y a su abundancia en el combustible quemado son el yodo-129 (15.7 millones de años), el cesio-135 y el tecnecio-99; tres importantes elementos de vida media larga.

3. LOS MINERALES EN EL CONFINAMIENTO DE DESECHOS

Desde hace varios años, en los países que han optado por el ciclo cerrado del combustible[3] nuclear, entre ellos Francia, se desarrollan procesos industriales para confinar las soluciones acuosas radioactivas que provienen del tratamiento de desechos y se realizan numerosos estudios para seleccionar materiales aptos para confinar e inmovilizar los radionúclidos y reducir de esta forma el volumen de desechos.

2 **Actínidos:** elementos naturales y/o artificiales de número atómico (número de protones en el núcleo) comprendido entre 89 (actinio) y 103 (laurencio).

3 **Ciclo del combustible cerrado: conjunto** de etapas del combustible físil (uranio) desde la extracción del mineral, pasando por la fabricación del elemento combustible, el tratamiento del combustible quemado

El objetivo de confinar los desechos es de hacer que pierdan toda su nocividad y garantizar una inmovilidad efectiva y durable de los radionúclidos que ellos contienen. Para lograr esto, se requieren dos operaciones complementarias: la inmovilización que consiste en incorporar los desechos en el seno de una matriz (cemento, vidrio, asfalto) dependiendo del tipo de desechos; y el embalaje de esta matriz de desechos en un contenedor formado de una o varias capas de distintos materiales (p.ej. acero inox.). Al conjunto resultante se le llama ***bloque*** de desechos.

En Francia desde 1978, así como en Gran Bretaña, Japón y Rusia, la matriz industrial de referencia para confinar las soluciones de productos de fisión que se producen en el tratamiento de desechos, es el vidrio de boro y sílice. El vidrio, único material que permite incluir en su estructura desordenada todos los elementos presentes en las soluciones de productos de fisión y actínidos menores, ha sido seleccionado para confinar los desechos de actividad elevada. Además, por su estructura desordenada, el vidrio es poco sensible a las radiaciones. Sin embargo, se reportan estudios con diferentes matrices específicas como las apatitas para confinar radionúclidos como el ^{129}I [2] o los silicatos de calcio para inmovilizar uranio y estroncio [3]

La barrera de ingeniería que rodeará a esta matriz, podría estar constituida de diferentes materiales ya sea en forma de bloques compactos o como materiales de relleno para las posibles fracturas. El mineral con mas potencial y que ha sido ampliamente estudiado es la arcilla bentonita a la cual se le ha dedicado una gran cantidad de trabajos en su interacción con los radionúclidos [4, 5]; los silicatos de calcio son materiales también considerados para rodear el bloque de desechos [6]. Numerosos materiales son estudiados como posible aditivos de la bentonita, entre ellos se tiene a las apatitas, [7] los óxidos [8, 9, 10], las zeolitas [11] por mencionar solamente algunos y con el fin de aumentar los coeficientes de retardo de los radionúclidos a la atmósfera.

El almacenamiento geológico profundo constituye la solución de referencia en la mayoría de los países. Casi todos piensan enterrar los residuos nucleares de actividad media y elevada a varios centenares de metros de profundidad en formaciones geológicas estables y prácticamente impermeables. El éxito de aislar los desechos depende del sistema de barreras de ingeniería y de la formación geológica huésped para limitar o prevenir el transporte de los radionúclidos liberados. Un almacenamiento geológico profundo presenta múltiples ventajas ya que constituye una barrera natural capaz de retardar e incluso detener la migración hacia la biosfera de los radionúclidos liberados luego que la corrosión de los contenedores metálicos se haga inevitable. Existen diferentes formaciones geológicas interesantes como son la sal, la arcilla, el granito [12] y algunas rocas volcánicas, dependiendo de la situación geográfica de cada país.

Numerosas investigaciones son pues dirigidas para encontrar esa solución definitiva al problema de los desechos nucleares, ya sea en forma de bloque de desechos vitrificados o bien como el combustible quemado sin reprocesar.

hasta el almacenamiento de desechos, después de su utilización en el reactor. Se le llama cerrado luego que el combustible se reprocesa con fines de recuperar los actínidos uranio y plutonio para su posible reutilización.

REFERENCIAS

- BADILLO-ALMARAZ, V.E., PEREZ, J.A. (2004) – Los desechos Nucleares, ¿de donde vienen y hacia donde van? Revista CIENCIA, abril-junio.

- CARPENA J, AUDUBERT F., LACOUT J.-L. (1994) – Procédé de conditionnement de l'iode 129 utilisant une apatite comme matrice de confinement. Patente francesa, no. 94.14706.

- ATKINS, M., GLASSER, F.P., (1992) – Application of Portland cement-based materials to radioactive waste immobilization. Waste management. Vol. 12, Issues 2-3, 105-131.

- SHAHWAN T., ERTEN H.N., (2001) – Sorption studies of Cs+, Ba2+, and Co2+ ions on bentonite using radiotracer, ToF-SIMS, and XRD techniques. Radiochim. Acta 89, 799-804.

- HUREL, C., MARMIER, N., SEBY, F., GIFFAUT, E., BOURG, A.C.M., FROMAGE, F. (2002) – Sorption behaviour of caesium on a bentonite sample. Radiochim. Acta 90, 695-698.

- VIALLIS-TERRISE, H., NONAT, A., PETIT, J.-C., LANDESMAN, C., RICHET, C. (2002) – Specific interaction of cesium with the surface of calcium silicate hydrates. Radiochim. Acta 90, 699-704.

- BADILLO-ALMARAZ V.E. (1999) – Mecanismos de retención del uranio y algunos productos de fisión en la hidroxiapatita. Tesis de Doctorado de la Universidad de Paris-XI.

- NAKATA, K., NAGASAKI, S., TANAKA, S., SAKAMOTO, Y., TANAKA, T., OGAWA H. (2002) – Sorption and reduction of neptunium(V) on the surface of iron oxides. Radiochim. Acta 90, 665-669.

- JACQUIER, Ph., MEIER, P., LY, J. (2001) – Adsorption of radioelements on mixtures of minerals –experimental study. Applied Geochemistry 16, 85-93.

- NAKATA, K., NAGASAKI, S., TANAKA, S., SAKAMOTO, Y., TANAKA, T., OGAWA H. (2000) – Sorption and desorption kinetics of Np(V) on magnetite and hematite. Radiochim. Acta 88, 453-457.

- PRIKRYL, J.D., PABALAN, R.T. (1999) – Sorption of uranium(6+) and neptunium(5+) by surfactant-modified zeolites. Mar. Res. Soc. Symp. Proc. Vol. 556, 1035-1042.

- CHUN-NAN, H., YUAN-YAW, W., JUI-TANG, Ch., CHIA-LIANG, T., JEN-YAN, Y., CHENG-HSIUNG K., HWAI-PING, Ch., SHI-PING T. (2002) – Sorption of several safety relevant radionuclides on granite and diorite - a potential repository host rock in the Taiwan area. Radiochim. Acta 90, 659-664.