



CENTRO DE INVESTIGACIÓN EN MATERIALES AVANZADOS, S. C.

“Modelo conceptual de las concentraciones de uranio en agua superficial y subterránea en la zona de San Marcos-Sacramento”

Tesis que como Requisito para obtener el Grado de Doctor en Ciencias en Ciencia y Tecnología Ambiental presenta:

M. C. Marusia Rentería Villalobos

**Director de tesis:
Dra. María Elena Montero Cabrera**

Chihuahua, Chih., Octubre de 2007

Agradecimientos

A mis padres Arturo y Luz María que me han apoyado en las decisiones que he tomado y que gracias a su voluntad, fuerza y cariño he superado momentos difíciles en mi vida. ¡Muchas gracias!

Agradezco también a mis hermanos que siempre me han animado a seguir adelante.

Agradezco al Centro de Investigación en Materiales Avanzados (CIMAV) por haberme permitido realizar mi Doctorado en Ciencia y Tecnología Ambiental.

También agradezco al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por brindarme el apoyo económico para concluir mis estudios de Doctorado.

De manera muy especial quiero agradecer a la Dra. María Elena Montero por compartir conmigo sus conocimientos y experiencias, pero sobre todo agradezco su valiosa amistad.

Agradezco también al Dr. Herrera por su asesoría y consejos, ¡gracias doc!

A mis compañeros y amigos por su amistad y los momentos tan agradables y divertidos.

CONTENIDO

Índice General	página
I. Justificación e Introducción	1
II. Marco Teórico	5
1. Elementos de estructura nuclear	5
2. Origen y características de la radiación ionizante	7
3. Medida de la radiactividad	9
4. Desintegraciones sucesivas y equilibrio radiactivo	11
5. Interacción de las radiaciones ionizantes en los materiales	14
6. Efectos biológicos de las radiaciones ionizantes	19
7. Radiactividad en el medio ambiente	22
7.1 Ocurrencia del uranio	
7.2 Ocurrencia del radio	
8. Ocurrencia de radioisótopos en agua subterránea	28
9. Desequilibrio radiactivo en muestras ambientales	30
III. Hipótesis	31
IV. Objetivos	32
V. Materiales y Métodos	33
1. Zona de estudio	33
1.1 Acuífero en estudio Chihuahua-Sacramento.	
1.2 Área de estudio San Marcos.	
2. Metodología	37
VI. Resultados y Discusión	42
1. Resultados sustrato geológico	42
2. Resultados en zona San Marcos	47
2.1 Determinación de ^{238}U y ^{234}U en muestras de planta, peces, así como agua superficial y subterránea en la región de San Marcos.	
2.2 Análisis de la muestra del afloramiento de San Marcos.	
2.3 Determinación de radio en muestras de agua superficial y subterránea de la región de San Marcos.	

3. Resultados de uranio total en agua subterránea en la parte baja de la cuenca de Chihuahua	55
3.1 Resultado de las actividades específicas de uranio total en agua de pozos.	
3.2 Comparación estacional de actividad específica de uranio total.	
3.3 Comparación entre métodos para la determinación de actividad específica de uranio total.	
3.4 Modelación de la concentración de uranio total en muestras de agua de pozos.	
4. Resultados de uranio en agua superficial de la zona de San Marcos	61
4.1 Resultados de isótopos de uranio presentes en muestras de agua del río San Marcos-Sacramento.	
5. Resultados de uranio y radio en agua subterránea de la parte media de la zona San Marcos-Sacramento.	65
5.1 Resultados de ^{226}Ra presentes en agua de pozo localizados al norte de la ciudad.	
5.2 Resultados de isótopos de uranio presentes en muestras de agua del río San Marcos-Sacramento.	
5.3 Resultados de isótopos de uranio presentes en muestras de agua de pozo al norte de la ciudad.	
5.4 Resultados de comparación de isótopos de uranio con ^{226}Ra disueltos en muestras de agua de pozo al norte de la ciudad.	
5.5 Modelación de la concentración de uranio total y ^{226}Ra en la zona norte del acuífero Chihuahua-Sacramento.	
5.6 Resultados de la modelación en forma de superficies del recíproco de la concentración de uranio ($1/^{238}\text{U}$).	
5.7 Modelación en muestras de agua subterránea y superficial en la zona San Marcos - Sacramento.	
6. Modelo descriptivo	78
5.1 Cambio de la concentración del ^{234}U y el ^{238}U en el agua respecto de la distancia.	

5.1.1 ^{238}U .

5.1.2 ^{234}U .

5.2 Cambio de la concentración del ^{234}U y el ^{238}U en el agua respecto del tiempo.

VII. Conclusiones	88
VIII. Bibliografía	90
IX. Anexos	97
1. Espectrometría gamma.	
2. Datos tomados en campo de T, SDT y pH para agua superficial y subterránea.	
3. Centelleo líquido	
4. Espectrometría alfa	
5. Definiciones geológicas.	
6. Resultados de los análisis para la determinación de carbonatos.	
7. Determinación de elementos mayoritarios en muestra de agua superficial.	
8. Cálculo del Límite Mínimo Detectable.	

JUSTIFICACIÓN.

El territorio del Estado de Chihuahua cuenta con yacimientos identificados de minerales de uranio, que junto con la poca precipitación pluvial, pueden conjuntar las condiciones para ocasionar concentraciones elevadas de radioisótopos de la serie del uranio en el agua superficial y subterránea, teniendo como consecuencia la entrada de estos en la cadena trófica, representando un riesgo de exposición a dosis de radiación inaceptables para la población.

La ciudad de Aldama, Chihuahua, se encuentra localizada a escasos 20 Km de la capital del Estado. Esta ciudad es un punto clave de contaminación por radioisótopos naturales, debido a que a 50 km al norte tiene cercano el distrito uranífero más importante del país, Peña Blanca. En las inmediaciones de esta ciudad, se instaló durante la época del desarrollo del distrito, una planta de procesamiento de mineral de uranio de la Comisión Nacional de Energía Nuclear-URAMEX. Esta planta de procesamiento estuvo en activo hasta mediados de los 80's, la cual fue cerrada por cuestiones políticas.

Es por ello que se inició el estudio de los niveles de radiación en suelos, radón en aire de interior de domicilios, uranio y radón en agua superficial y subterránea (pozos tanto agrícolas como de extracción de agua para consumo humano) de diferentes localidades del Estado de Chihuahua, encontrándose los valores más elevados de las concentraciones de los isótopos radiactivos para las ciudades de Aldama y Chihuahua.

En la ciudad de Aldama, los resultados muestran que el sustrato geológico y la antigua actividad de procesamiento de mineral de uranio, justifican los altos valores de los contenidos de los isótopos radiactivos ^{234}U , ^{235}U , ^{238}U , ^{232}Th , ^{226}Ra y ^{222}Rn obtenidos de manera preliminar en muestras de agua subterránea para consumo, así como en el suelo y el radón en el aire de interiores (Villalba, Martínez A. et al. 2002; Colmenero Sujo 2003; Montero Cabrera, Colmenero Sujo L. et al. 2003; Rentería Villalobos 2003; Villalba 2003).

En la ciudad de Chihuahua (671790 habitantes, (Instituto Nacional de Estadística y Geografía 2000)), que cuenta con condiciones geológicas parecidas a la ciudad de Aldama, el intervalo de concentraciones de los isótopos de uranio, radio y radón presentes en agua subterránea, la cual es principalmente extraída de los acuíferos Chihuahua-Sacramento y Tabaopa-Aldama, son altas si se comparan con las normas mexicanas de agua para uso y consumo humano. La Norma oficial mexicana establece un límite máximo permisible de 0.56 Bq/L de actividad alfa total para el agua de consumo humano (Salud 2000). Autores han reportado que el promedio de uranio obtenido en el agua del acuífero Tabaopa-Aldama fue de 0.57 Bq/L, encontrándose que el 45% de los pozos

muestreados por encima de la norma; mientras que para el acuífero Chihuahua-Sacramento el promedio fue de 0.68 Bq/L, encontrándose el 80% de los pozos muestreados por encima de la norma (Villalba 2003).

Se realizó también un estudio de los niveles de radioisótopos en el agua del río Chuvíscar, en parte terminal (NE) de la cuenca Tabalaopa-Aldama, el cual corre cercano a ambas ciudades. Los resultados obtenidos indican que el contenido de uranio y ^{226}Ra en disolución se encuentra por encima de los niveles típicos en aguas naturales. Los valores de la relación de la actividad entre isótopos $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ muestran un fuerte desequilibrio entre ambos isótopos, muy por encima de los valores característicos del agua (Villalba, Martínez et al. 2001; Villalba, Montero-Cabrera et al. 2006).

En los manantiales termales de San Diego de Alcalá, cercanos a la afluencia del Chuvíscar en el río Conchos, se reportó una concentración de actividad anómala de ^{226}Ra en disolución, a niveles de 5.6 Bq/L (Villalba, Montero-Cabrera et al. 2006). Los valores de concentración de actividad de su progenitor radiactivo, el ^{238}U , son aproximadamente de la décima parte, y por lo tanto queda por esclarecer las causas de esa diferencia tan marcada.

Es necesario realizar estudios más detallados de la radiactividad presente en el agua del acuífero del cual se abastece la ciudad de Chihuahua, y conocer con esto, sus características, composición química y la distribución geográfica de la contaminación. Estos resultados se podrán aplicar para escoger y probar los métodos de tratamiento adecuados en el agua de consumo humano. El estudio de la radiactividad en el acuífero contribuirá al mejor conocimiento del mismo. Esta caracterización permitirá escoger las zonas con mejores condiciones para su explotación sustentable.

INTRODUCCIÓN.

En los estudios ambientales, la calidad del agua ocupa un lugar preponderante. La salud, el bienestar, la higiene y el desarrollo de las actividades diarias del hombre están estrechamente ligados a la utilización del agua. Sin embargo, debido a diversos agentes otorgados por la propia naturaleza y por la gran variedad de usos que se le da, el vital y escaso líquido se ve sujeto a diversas alteraciones físicas, químicas y biológicas. Es por ello que el hombre se ha visto en la necesidad de mantener dentro de todas sus posibilidades un control estricto de la calidad del agua (Metcalf and Eddy 1996).

Debido a ciertos factores ambientales el agua establece vínculos con la superficie de la tierra, y a su vez, entra en contacto con rocas, sedimentos y suelos, donde se llevan a cabo diversas reacciones químicas que modifican, aún más la composición del agua. Debido a que la composición de la superficie terrestre, así como el grado de actividad biológica, incluyendo la actividad del hombre, varían de un lugar a otro, se puede esperar que de estas reacciones se produzcan aguas de muy diversas características.

El agua contiene naturalmente isótopos radiactivos, los cuales son responsables de una fracción de la dosis que recibe el ser humano del medio ambiente. La radiactividad en el agua proviene esencialmente de las emisiones alfa, beta y gamma de los radionúclidos de las series de desintegración del Uranio y el Torio. Los principales isótopos radiactivos presentes en agua subterránea son los isótopos de uranio, radio y radón. Las concentraciones de estos radioisótopos varían dependiendo principalmente de la historia geoquímica del agua.

El comportamiento de los isótopos radiactivos presentes en aguas subterráneas ha contribuido al entendimiento de los mecanismos de las reacciones geoquímicas y a los procesos de transporte en el sistema roca-agua. Sin embargo, existen dudas acerca de este sistema, particularmente debido a la importancia específica del retroceso nuclear al emitirse una partícula alfa y los procesos químicos, como el intercambio iónico, la sorción y la precipitación (Osmond and Cowart 1992). Dos factores importantes para entender mejor estas interacciones son el papel que juegan los sólidos del acuífero en el control del comportamiento de los radionúclidos en el agua y la composición total de su solución en el agua (de Oliveira, Mazzilli B. et al. 1998; de Oliveira, Paci Mazzilli B. et al. 2001).

La ciudad de Chihuahua viene afrontando serios problemas de suministro de agua potable, debido a su crecimiento demográfico (5 % anual) y las escasas precipitaciones que son aproximadamente de 380 mm por año (INEGI 1999). El consumo de agua en la ciudad de Chihuahua proviene básicamente del agua subterránea.

El suministro de agua para la ciudad de Chihuahua se obtiene de los siguientes acuíferos: Chihuahua-Sacramento, sobre el cual yace la ciudad, Tabalaopa-Aldama, que se encuentra al sureste de la ciudad, Sauz, a 50 km al noroeste de la ciudad y Ojos del Chuvistar, que se ubican en Sierra Azul (Rodríguez, Pingitore N.E. Jr. et al. 1999; Rodríguez-Pineda, Pingitore Jr. et al. 2002).

En éste trabajo se muestra la caracterización de de los isótopos uranio, torio y potasio presentes en las rocas que conforman el sistema geológico del valle de Chihuahua; la caracterización de la zona de San Marcos como área de influencia de la contaminación natural por radioisótopos en agua subterránea; la caracterización y modelación de los isótopos ^{234}U , ^{238}U y ^{226}Ra presentes en el acuífero Chihuahua-Sacramento; la caracterización y modelación de los isótopos ^{234}U y ^{238}U presentes en agua superficial del río San Marcos-Sacramento. Agrupando lo anterior se muestra un modelo conceptual a cerca de la contaminación natural por radioisótopos presentes en el acuífero Chihuahua-Sacramento.

1. ELEMENTOS DE ESTRUCTURA NUCLEAR.

El átomo es la menor unidad de un elemento químico. Los átomos están formados por tres partículas subatómicas: protones, neutrones y electrones (ver Figura 1). Los átomos consisten de una concentración pesada en el centro, el núcleo. Los núcleos están compuestos por protones y neutrones, forman el centro de fuerzas y de masas del átomo. Los electrones son localizados en orbitales alrededor del núcleo. Los átomos se clasifican de acuerdo al número de protones en el núcleo (número atómico), ya que de ellos dependen las propiedades químicas y el tamaño del átomo. Un átomo neutro tiene igual número de protones y electrones.

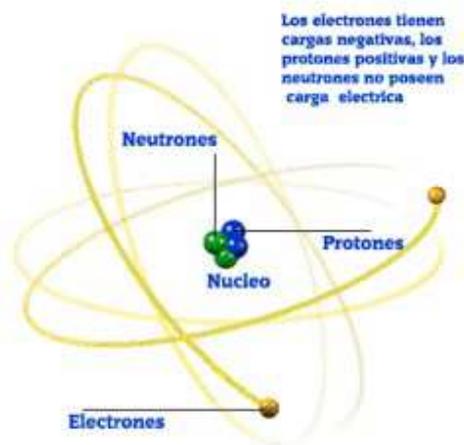


Figura 1 Estructura Atómica

Los protones son partículas positivas que tienen una carga de 1.602×10^{-19} Coulomb y una masa de 1.007276 u, donde una unidad de masa atómica [u] = 1.6606×10^{-27} kg (Chang 2002). Cuando hay varios protones en un núcleo estos se repelen entre sí, por ser de igual carga. Al principio se creyó difícil que partículas de carga igual, positiva, pudieran estar tan cerca y en un espacio tan pequeño.

En 1932 James Chadwick descubrió al neutrón (carga = 0, $m_n = 1.008665$ u, 0.1 % mayor que el protón) y lo ubicó en el núcleo. Propuso que por ser una partícula neutra haría barrera entre los protones, contribuyendo a estabilizar la repulsión electrostática.

En estado libre (fuera del núcleo) los neutrones tienen una vida corta (tiempo de vida promedio 11.8 min). Sin embargo, en el núcleo y con protones alrededor los neutrones son estables, y se someten a una de las cuatro fuerzas del universo, la interacción nuclear fuerte, que mantiene unidos a los protones y

neutrones, pero es de corto alcance (10^{-15} m). El número de neutrones para un elemento dado puede variar. Los átomos con igual número de protones pero diferente número de neutrones son llamados isótopos. La variación en el número de neutrones no cambia al elemento o las propiedades químicas, pero afecta su estabilidad.

ENERGÍA DE ENLACE.

La estabilidad del núcleo se representa por la energía que es liberada cuando los protones y neutrones libres se unen para formar un núcleo enlazado. En Física Atómica y Nuclear, la unidad más usada para expresar la magnitud de energía es el electrón-volt (eV), que equivale a la energía que adquiere un electrón al atravesar una diferencia de potencial eléctrico de 1V ($1\text{eV} = 1.6 \times 10^{-19}$ J). Para las energías atómicas y nucleares se hacen los múltiplos de kilo-electrón-volt ($1\text{keV} = 10^3$ eV) y mega-electrón-volt ($1\text{MeV} = 10^6$ eV).

La energía de enlace (ΔW) se calcula a través de:

$$\Delta W = [ZM_p + NM_n - M_N(A, Z)]C^2 \quad (1)$$

Donde:

Z = número de protones.

N = número de neutrones.

M_p = masa del protón.

M_n = masa del neutrón.

M_N = masa del núcleo.

C = velocidad de la luz 3×10^{10} cm/seg.

y la energía de enlace específica o por nucleón es:

$$\varepsilon = \frac{\Delta W(A, Z)}{A} \quad (2)$$

Donde: A es el número de nucleones.

Esta energía de enlace por nucleón, se refiere a la energía promedio que hay que entregar por nucleón para separar el núcleo en sus componentes. Este es un valor bastante grande, del orden de los MeV (Mega electrón-volt), que si se compara con la energía para sacar un electrón del átomo, que es del orden de electrón-volt (eV), la diferencia es de 10^6 veces, lo que comprueba la gran estabilidad del núcleo de un átomo, con respecto al potencial de ionización de los electrones del átomo (Montero Cabrera 2002).

2. ORIGEN Y CARACTERÍSTICAS DE LA RADIACIÓN IONIZANTE.

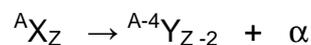
Se llama radiación ionizante a los rayos que, debido a su alta energía cinética, a su paso por los materiales provocan ionización o excitación de las moléculas o de los cristales, o producen separación de cargas eléctricas dentro del material.

La primera radiación ionizante que se conoció fueron los rayos X, descubiertos en 1895 por Wilhelm Conrad Roentgen. Otro tipo de radiación ionizante es la radiactividad.

Los términos radiactividad y desintegración radiactiva se utilizan indistintamente para calificar el fenómeno de la descomposición espontánea de los núcleos atómicos, acompañado de la emisión de radiación ionizante. Los tipos más comunes de radiactividad se denominan por las letras griegas: α , β y γ . A las diferentes especies nucleares radiactivas se les llama núclidos o isótopos radiactivos, ya que en todos los elementos químicos existe al menos un isótopo radiactivo (L'Annunziata 1998).

Radiactividad alfa.

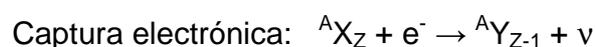
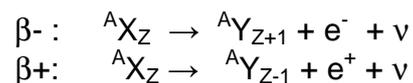
La radiactividad α consiste en la emisión de núcleos de ${}^4\text{He}$, resultando un núcleo con 2 neutrones y 2 protones menos.



Son isótopos α activos naturales el ${}^{147}\text{Sm}$ y los miembros de las familias del ${}^{232}\text{Th}$, ${}^{235}\text{U}$ y ${}^{238}\text{U}$, y los artificiales son los lantánidos y los actínidos, por ejemplo, la familia del ${}^{239}\text{Np}$.

Radiactividad beta.

La radiactividad β consiste en la emisión de un electrón negativo o positivo y un neutrino, o en la absorción de un electrón con la emisión de un neutrino y los rayos X característicos del elemento del núcleo resultante:

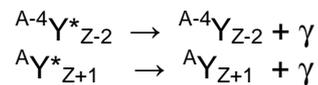


Todos los elementos químicos tienen al menos un isótopo β^- activo.

Si ocurre captura electrónica queda un estado electrónico vacante. Cuando hay una vacancia en la capa K, los electrones de capas superiores sufren transiciones para ocupar las vacancias, y se emiten los rayos X característicos del elemento del núcleo hijo (Z-1). También a veces se transmite la energía de excitación de los elementos a un electrón externo, llamados electrones de Auger. La emisión de los rayos X característicos y de electrones de Auger compiten entre sí.

Radiactividad gamma.

La radiactividad γ consiste en la desexcitación de un núcleo producto de una desintegración α o β previas mediante la emisión de radiación electromagnética de alta energía, llamada rayos γ .



La radiación γ se atribuye convencionalmente al isótopo α o β radiactivo que la produce.

A veces la energía de excitación se transmite directamente a un electrón del átomo, sin pasar por un fotón intermedio. Esa transmisión se llama conversión interna, y a los electrones emitidos, electrones de conversión interna. Se producen entonces electrones monoenergéticos.

Para que un núcleo se desintegre espontáneamente es necesario que la masa del sistema resultante sea menor que la del núcleo que se desintegra, pues en caso contrario no se emite energía, y ésta condición no es suficiente. La teoría de la Física Nuclear se dedica en parte a justificar o predecir por qué los núcleos que cumplen esa condición no se desintegran inmediatamente después de formarse.

La radiactividad tiene algunas regularidades en la tabla periódica de los elementos, ya que todos los átomos con Z mayor de 82 son radiactivos, excepto el ${}^{209}\text{Bi}$. Hay solo tres isótopos del Pb estables: los de número másico 206, 207 y 208.

3. MEDIDA DE LA RADIATIVIDAD.

Una muestra que contenga núcleos radiactivos emite la radiactividad con cierta intensidad, que varía en el tiempo. La magnitud de dicha intensidad se conoce como Actividad.

La actividad A de una muestra que contiene un solo isótopo radiactivo viene dada por su ritmo de desintegración; si N es el número de núcleos radiactivos sin desintegrar presentes en la muestra:

$$A = - dN/dt \quad (3)$$

Al pasar el tiempo la actividad de una muestra con un solo isótopo disminuye, según su periodo de semidesintegración o semivida. El periodo de semidesintegración $T_{1/2}$, es el tiempo que transcurre para que la actividad de una muestra se reduzca a la mitad:

$$A(T_{1/2}) = A(0)/2 \quad (4)$$

Esta expresión se generaliza según la llamada Ley Experimental de la Desintegración Radiactiva:

$$A(t) = A(0)2^{-t/T_{1/2}} = A(0)e^{-\lambda t} \quad (5)$$

El parámetro λ se llama constante de desintegración y cumple con:

$$\lambda = \ln 2 / T_{1/2} \quad (6)$$

Debido a la forma exponencial de la Ley de la Desintegración Radiactiva, la ecuación diferencial es:

$$dN/dt = - \lambda N \quad (7)$$

Se puede interpretar a la constante λ como la probabilidad de desintegración de un núcleo radiactivo por unidad de tiempo, y se define la llamada **actividad instantánea**:

$$A = \lambda N \quad (8)$$

Los parámetros de semivida o periodo de semidesintegración y constante de desintegración caracterizan a los isótopos radiactivos, y en un experimento de radiactividad es importante tenerlos en cuenta, ya que pueden explicar o no la aparición de valores de energía en un espectro, y contribuyen a identificar los isótopos de una muestra. Si se mide la actividad instantánea en el tiempo se

puede obtener una gráfica semilogarítmica con una recta cuya pendiente nos da la constante de desintegración.

Se llama actividad específica a la actividad de una muestra por unidad de masa o volumen:

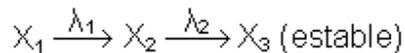
$$\text{Sólidos: } A_{\text{esp}} = A / \text{masa} \quad (\text{Bq/kg o Ci/g}) \quad (9)$$

$$\text{Líquido o gas: } A_{\text{esp}} = A / \text{volumen} \quad (\text{Bq/m}^3 \text{ o Ci/litro}) \quad (10)$$

Las unidades especiales de actividad son el Curie y el Becquerel. Una unidad especial de actividad es el Curie y es igual a 37 billones de desintegraciones por segundo, el cual es aproximadamente dos desintegraciones por minuto, mientras que el Becquerel, la cual es una unidad especial de actividad en el sistema internacional de unidades (SI), es equivalente a una desintegración por segundo (USEPA 2000).

4. DESINTEGRACIONES SUCESIVAS Y EQUILIBRIO RADIOACTIVO.

Frecuentemente un núcleo radiactivo da lugar a otro núcleo radiactivo, generando desintegraciones sucesivas o cadenas de desintegración. En una muestra que inicialmente contenga solo de la primera especie sin desintegrar, con el tiempo aparecerán cantidades variables de los núcleos de las especies radiactivas que se producen en la cadena. Suponiendo la cadena de desintegración:



y que el número de núcleos sin desintegrar de cada especie se designa por los mismos subíndices, para describir el contenido de isótopos de la muestra, se obtiene el siguiente sistema de ecuaciones diferenciales:

$$dN_1/dt = -\lambda_1 N_1 \quad (11)$$

$$dN_2/dt = \lambda_1 N_1 - \lambda_2 N_2 \quad (12)$$

$$dN_3/dt = \lambda_2 N_2 \quad (13)$$

la solución del sistema de ecuaciones es:

$$N_1(t) = N_1(0)e^{-\lambda_1 t} \quad (14)$$

$$N_2(t) = \left\{ \lambda_1 N_1(0) / (\lambda_2 - \lambda_1) \right\} (e^{-\lambda_1 t} - e^{-\lambda_2 t}) \quad (15)$$

Si multiplicamos las expresiones por sus respectivas constantes de desintegración, resultan las actividades instantáneas de los isótopos 1 y 2.

Si $\lambda_1 < \lambda_2$, se llama *equilibrio transitorio*. Este comportamiento conduce a que después de cierto tiempo el ritmo de desintegración del segundo isótopo está gobernado por el ritmo de desintegración del primero.

Si $\lambda_1 \ll \lambda_2$, conduce al llamado *equilibrio secular*. Una vez establecido conduce a que las actividades de los dos isótopos sean iguales.

Otro fenómeno frecuente es que una especie nuclear tenga más de una variante o canal de desintegración, con una probabilidad determinada para cada caso. Cada bifurcación tiene su propia constante de desintegración, y el sistema de ecuaciones puede ser más complejo. La probabilidad de desintegración está dada por la suma de todas las constantes. Este es un fenómeno que es común en la radiactividad gamma, que conduce en ciertas ocasiones a los llamados isómeros nucleares (Agencia Internacional de Energía Atómica 1991). Los isómeros son los estados de un mismo isótopo radiactivo que tienen diferentes periodos de semidesintegración, debido a que el isótopo padre se desintegró por

canales diferentes de constantes de desintegración distintas. En la Figura 2 se muestra la bifurcación en dos canales de la desintegración del ^{212}Bi .

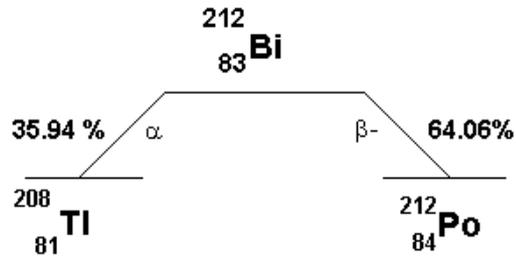


Figura 2 Esquema de desintegración

El fenómeno de las desintegraciones sucesivas conduce a la existencia de las familias o series radiactivas, que existen en la naturaleza como resultado de las desintegraciones sucesivas de los isótopos Th y U de semivida mayor o del mismo orden que la historia de nuestro planeta (Eisenbud and Gesell T. F. 1997). Las series de estas familias radiactivas se presentan en la Figura 3 a,b,c.

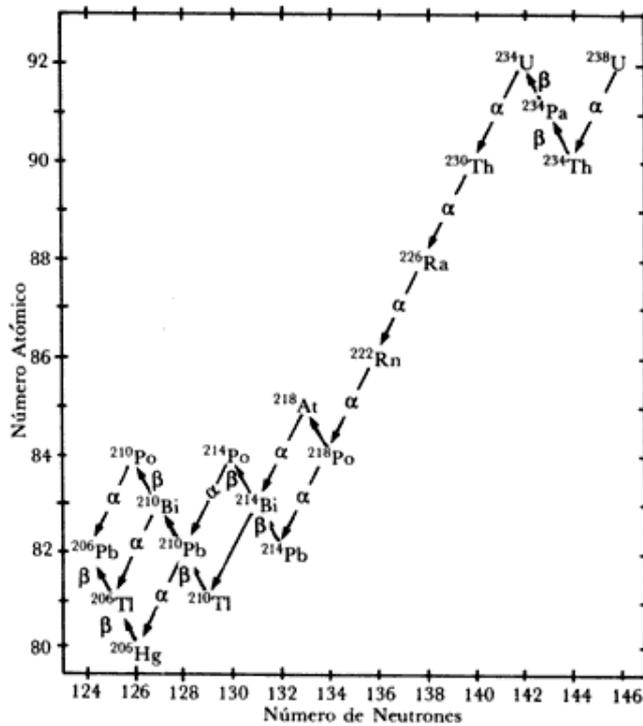


Figura 3a Serie de desintegración radiactiva del ^{238}U .

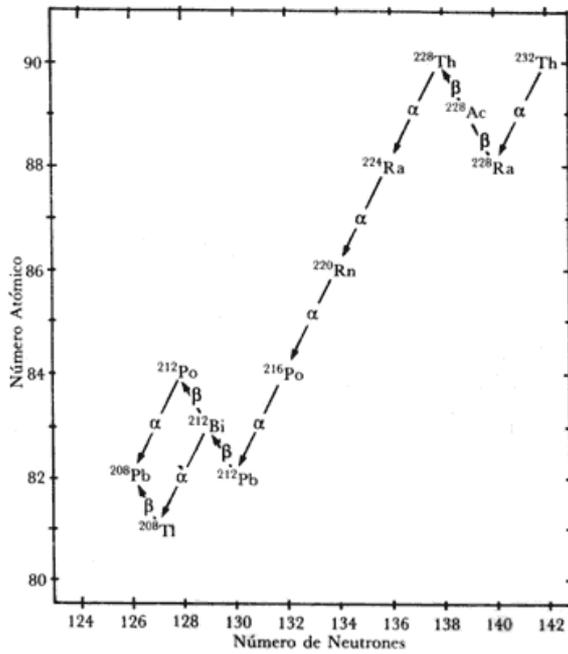


Figura 3b Serie de desintegración radiactiva del ^{232}Th .

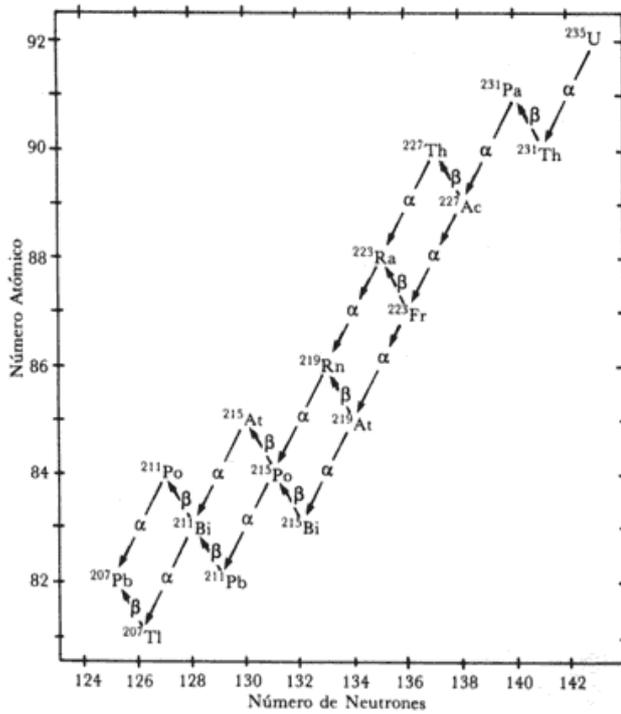


Figura 3c Serie de desintegración radiactiva del ^{235}U .

5. INTERACCIÓN DE LAS RADIACIONES IONIZANTES EN LOS MATERIALES.

Partículas cargadas pesadas.

Las partículas cargadas pesadas, como son las partículas α , al penetrar en un material después de ser emitidas por un núcleo radiactivo, sufren el llamado frenado ionizante, que consiste en la interacción electrostática entre la partícula y los electrones del medio donde penetró, produciendo así la pérdida de energía de la partícula α lo largo de su trayectoria, hasta que se detiene completamente y se incorpora al medio en forma de átomo (Figura 4). La entrega de energía de la partícula a los electrones del medio produce excitación o ionización de los átomos del medio y se llama ionización primaria, por ser producida por la partícula misma. Las partículas pesadas tienen mayor masa en comparación con la de los electrones con los que interactúa, por lo que la trayectoria de las mismas en el medio es prácticamente rectilínea (Montero Cabrera 2002).

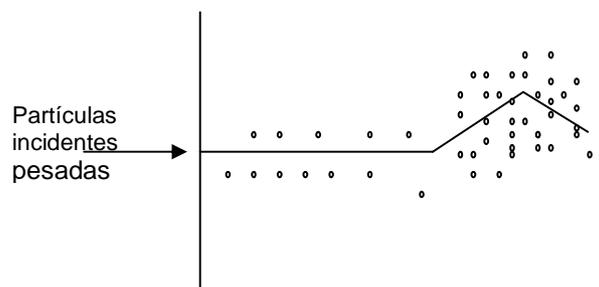


Figura 4 Ionización por partículas pesadas.

El comportamiento o magnitud de este frenado depende de los parámetros de la partícula como masa de reposo, velocidad o energía cinética, carga eléctrica, así como de las características del medio en el que viaja.

Partículas cargadas ligeras.

Las partículas cargadas ligeras, como son las partículas β y los electrones producidos en un acelerador, también sufren el efecto de frenado ionizante al penetrar en un material. Las masas iguales del blanco y la partícula β (electrones), producen desviaciones de la dirección inicial, tanto en choques con los núcleos como con los electrones, dando lugar a que ocurra retrodispersión, trayectorias poco definidas, que sufren muchos choques antes de detenerse, por lo que estas partículas tienen un alcance poco definido (Figura 5).

Por lo tanto, los electrones son más penetrantes y menos ionizantes que las partículas pesadas.

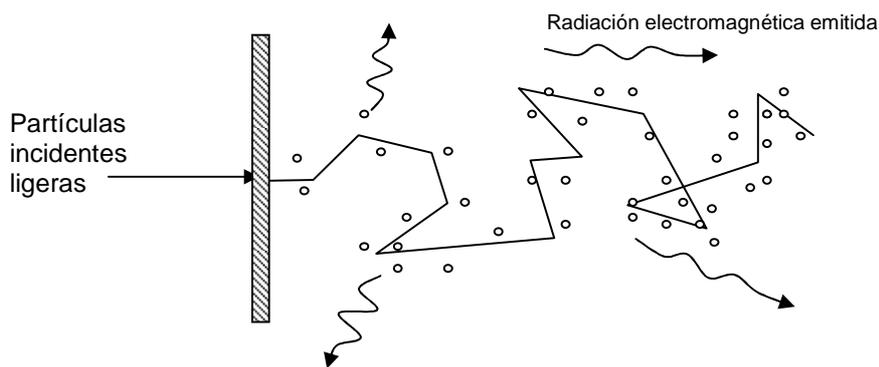


Figura 5 Ionización y trayectoria de las partículas cargadas ligeras.

El fenómeno de retrodispersión consiste en que los electrones incidentes se reflejan en la superficie del material. Este fenómeno crece con el espesor del absorbente, pero a cierto espesor se satura.

Interacción de los rayos x y γ .

A diferencia de la radiación corpuscular, que tiene un alcance bien definido en la materia, y por lo tanto puede ser absorbida completamente, la radiación electromagnética (X o γ) no puede ser absorbida por completo sino que solo disminuye su intensidad al aumentar el espesor del material absorbente (Azorín Nieto 1997). Los rayos X y γ producen ionización secundaria, es decir, ellos mismos no ionizan sino el electrón por ellos liberado o producido.

Atenuación de los rayos gamma.

Si se hace incidir un haz de rayos γ sobre un material y se mide la intensidad del haz después de atravesarlo, notaremos que su intensidad ha disminuido, pero nunca se hace cero. A este fenómeno se le llama atenuación de los rayos γ (Montero Cabrera 2002).

Si se hace incidir un haz de partículas cargadas (α y β), éstas van entregando su energía a lo largo de su trayectoria y al quedar sin energía, no desaparecen

sino que se incorporan al material. Los rayos γ son fotones, es decir, partículas neutras y sin masa de reposo. Su interacción ocurre o no de acuerdo a las probabilidades, es decir, un fotón puede viajar dentro del material sin sufrir ningún cambio hasta que ocurre la interacción, y una vez que interactúa, el rayo γ desaparece del haz. Por este motivo haz de rayos γ se atenúa, y la energía de los rayos emergentes del material es igual a la de los incidentes, aunque la intensidad del haz sea menor.

Si se realizan mediciones de absorción de radiación electromagnética, en condiciones de buena geometría, con un haz de radiación bien colimado y monoenergético, de intensidad inicial I_0 a través de un material de espesor x , el haz transmitido tiene una intensidad I , se obtendrá una línea recta que se describe por:

$$dI = -\mu I dx \quad (16)$$

y la solución:

$$I = I_0 e^{-\mu x} \quad (17)$$

μ = coeficiente de atenuación.

El coeficiente de atenuación lineal es proporcional a la probabilidad de interacción de los rayos γ , por uno u otro mecanismo, y a la densidad de los objetos que hacen el papel de blanco en esas interacciones.

Si ρ es la densidad másica del elemento, el coeficiente de atenuación másico es:

$$\mu_m = \mu/\rho \quad (18)$$

y permite calcular su valor para compuestos o mezclas conociendo la fracción atómica ω_i :

$$\mu_{m|c} = \sum \omega_i (\mu_m)_i \quad (19)$$

Mecanismos de interacción de los rayos γ .

Los principales mecanismos de absorción de radiación gamma son: efecto fotoeléctrico, Compton y formación de pares. El efecto fotoeléctrico y el efecto Compton implican interacciones sólo con los electrones del material, predominan en los casos en que la energía cuántica de los fotones no excede en mucho de 1.022 MeV, la cual es el equivalente en energía de la masa en reposo de dos electrones. En el caso de fotones de mayor energía, domina el efecto de

producción de pares, el cual es una conversión directa de energía electromagnética en masa.

Estos tres mecanismos de absorción de radiación gamma dan por resultado la emisión de electrones del material. Por otra parte, los fotones de muy alta energía ($E \gg 2mc^2$) pueden ser absorbidos por el núcleo, y por consiguiente iniciar reacciones nucleares, las cuales dan como resultado la emisión de otras radiaciones (Azorín Nieto 1997).

Efecto fotoeléctrico.- Consiste en la absorción completa del cuanto luminoso de energía $E_\gamma = h\nu$ por un sistema enlazado de electrones con la liberación de un electrón:

$$E_e = h\nu - E_i \quad (20)$$

E_i es la energía de enlace del electrón al átomo. Este efecto ocurre únicamente con electrones enlazados, lo que quiere decir que la energía del cuanto luminoso tiene que ser mayor, pero del mismo orden, que la energía de enlace del electrón. Cuando el efecto fotoeléctrico ocurre con un cuanto γ que tiene energía del orden de los kiloelectrónvolts o mayores, los electrones enlazados son los de las capas atómicas más internas de los átomos. El fotoefecto produce vacancias en las capas internas de los átomos, por lo que se producen rayos X y electrones de Auger. El fotoefecto no ocurre con electrones de los elementos más ligeros y mayor es la probabilidad de que ocurra éste efecto, mientras más pesado es el elemento. El fotoelectrón liberado tiene entonces suficiente energía para producir ionización en el medio en el que se mueve, hasta que pierde toda su energía y se incorpora como un electrón más.

Efecto Compton.- Consiste en dispersión elástica del cuanto luminoso con un electrón libre. Un cuanto γ encuentra a electrones libres cuando su energía es mucho mayor que la energía de enlace de los electrones al sistema, $h\nu \gg E_i$. El fotón dispersado tiene una energía $h\nu'$ menor que la del fotón incidente, de acuerdo al ángulo de dispersión del cuanto γ . El electrón de Compton lleva el resto de la energía, $E_e = h\nu - h\nu'$. La energía de este electrón también es suficientemente alta como para producir ionización secundaria, por lo cual estos electrones pierden toda su energía y se incorporan al medio. El cuanto γ dispersado puede sufrir nuevamente alguna interacción en el medio o escapar del mismo.

Formación de Pares $e^- - e^+$.- Consiste en la interacción de un cuanto γ con el campo eléctrico de un núcleo (o un electrón) del medio donde se traslada, de modo que el cuanto γ desaparece y en su lugar aparecen un electrón y un positrón. La energía mínima o de umbral para que ocurra el efecto es $h\nu = 2mc^2 = 1.022 \text{ MeV}$, si el efecto ocurre en el campo de un núcleo, y de $h\nu = 4mc^2$ si ocurre en el campo de un electrón ($m =$ masa de reposo del electrón). En el primer caso, la energía cinética de las partículas es igual a la que tenía el cuanto γ menos la masa de reposo de las dos partículas, $E_{e^+e^-} = h\nu - 2mc^2$ y se reparte

entre ambas. Cuando el positrón está casi en reposo, se aniquila con un e⁻ y produce dos cuantos γ de energía $h\nu = mc^2$. Estos cuantos pueden interactuar nuevamente o escapar del medio. No hay una expresión matemática simple para la probabilidad de formación de pares pero varía aproximadamente con Z^2 del absorbente y crece con la energía después del umbral.

Como al interactuar un cuanto γ en el material la ocurrencia de un mecanismo u otro es excluyente y las probabilidades son independientes, la probabilidad de interacción es la suma de las probabilidades parciales, por lo tanto, el coeficiente de atenuación total está dado por:

$$\mu_{\text{(total)}} = \mu_{\text{(fotoefecto)}} + \mu_{\text{(Compton)}} + \mu_{\text{(e+e-)}} \quad (21)$$

6. EFECTOS BIOLÓGICOS DE LAS RADIACIONES IONIZANTES.

Los efectos de la radiación ionizante son consecuencia de la deposición de la energía de la radiación sobre las células, que provocan ionizaciones y excitaciones en los átomos de las moléculas que los componen, ruptura de enlaces moleculares y calor. La energía depositada da lugar a cambios químicos que se reflejan como *daño biológico* (Montero Cabrera 2002).

Efectos biológicos a nivel celular.

Cuando una célula se expone a la radiación existen cuatro posibilidades:

1. Que la célula no presente daño.
2. Que la célula sí experimenta daño, pero que pueda repararse y opere normalmente.
3. Que la célula sí experimente daño, no pueda recuperarse y siga viviendo, pero sus funciones queden alteradas.
4. Que la célula muera.

Teniendo en cuenta las partes principales de la célula:

- El citoplasma está compuesto por un 70% de agua y cuando la radiación incide sobre la célula es posible que interactúe con el agua, disociando las moléculas, produciendo radicales libres y otras moléculas.
- La membrana celular tiene la función de contener al citoplasma y al núcleo, así como permite el intercambio de sustancias con el exterior. Si la membrana se rompe con la radiación, dejará de proteger a la célula del exterior y esta morirá a menos que se repare.
- En el núcleo de la célula se encuentra contenida la información vital a través de los cromosomas. Si los cromosomas son alterados por la radiación, cuando se duplican a sí mismos para transferir la información a nuevas células, ésta puede estar alterada. Los daños que pueden producirse en el núcleo celular se deben a modificaciones en el ADN.

Estos efectos pueden producirse también en forma espontánea, o como resultado de la acción de otros agentes físicos o químicos. La célula cuenta con mecanismos de reparación que son eficaces cuando sólo se han producido daños en una de las cadenas de las moléculas de ADN, dado que la otra cadena actúa como molde para reconstruir la información. El tiempo de recuperación es de unas horas.

Factores que influyen en los efectos Biológicos.

Existen varias causas por las que puede presentarse un efecto más o menos severo. Para estudiar estas causas se clasifican en tres factores:

Factores Físicos. Estos factores son la dosis absorbida, la rapidez de dosis, el tipo de radiación y el tamaño de área expuesta. Los factores físicos afectan la intensidad del efecto biológico debido a la exposición de la radiación ionizante dependen de las características de la radiación.

Factores Fisiológicos. El factor fisiológico depende de las características del sujeto irradiado. Algunas células son más sensibles a los agentes nocivos que otras, tales como los virus, toxinas y a la radiación ionizante, a esto se le llama radiosensibilidad celular. Por lo tanto podemos citar algunos factores del ser humano tales como el sexo, edad, metabolismo, etc.

Factores Ambientales. Dos de los factores ambientales son, la presión del oxígeno ambiental presente en las células y el estado del ciclo celular en que se encuentra la célula. La cantidad de oxígeno incrementa el número de células muertas, y que en las fases de síntesis y mitosis las células son más radiosensibles.

Clasificación de los efectos biológicos.

La energía depositada en las moléculas puede provocar la muerte celular. Si el número de células afectadas es grande, el tejido u órgano al cual pertenecen puede verse dañado. Este tipo de efectos reciben de efectos determinísticos, estos efectos tienen tres características fundamentales:

- Los efectos comienzan a manifestarse solo por arriba de cierto umbral de dosis.
- Existe correlación entre la rapidez de dosis y el efecto que se observa.
- Al aumentar la dosis se incrementa la severidad del efecto observado.

El valor de la dosis de umbral, depende de la radiosensibilidad del tejido que se considere.

Los efectos estocásticos son otro tipo de efectos.

Las características de estos efectos son:

- Cada efecto tiene una probabilidad de ocurrencia.
- Carecen de umbral de dosis a partir de la cual se manifiestan.
- La probabilidad de que ocurra el efecto, aumenta con el aumento de dosis.

Puede ocurrir que la energía depositada en la célula provoque modificaciones que se transmitan durante las sucesivas reproducciones celulares y se formen colonias de células modificadas. Este proceso puede derivar en manifestaciones

cancerígenas luego de un periodo de latencia. Se les llaman efectos hereditarios si las modificaciones se producen en células germinales; éstas pueden transmitirse a la descendencia. Ejemplos de efectos estocásticos son los efectos hereditarios, la inducción de leucemias o cualquier tipo de cáncer y el acortamiento de la vida. La exposición del cuerpo total o una gran porción de él a grandes dosis de radiación ionizante puede provocar una serie de síntomas los cuales consisten en náuseas, vomito, inapetencia, pérdida de peso, fiebre, hemorragias, necrosis de la piel, caída de cabello, necrosis de tejidos internos, esterilidad temporal o permanente, funcionamiento anormal de los órganos hematopoyéticos y alteraciones funcionales del sistema nervioso (Rickards Campbell and Cameras Ross R. 1991).

7. RADIOACTIVIDAD EN EL MEDIO AMBIENTE.

La radiación nuclear esta presente en la vida desde su propio surgimiento, a través de los rayos cósmicos y la radiactividad natural terrestre, seguido por factores humanos.

Los rayos cósmicos producen exposición externa, así como las fuentes terrestres producen exposición externa e interna, por ejemplo las rocas, los alimentos, incluso cuerpos vivos tienen una cantidad fija de los isótopos ^{14}C y ^{40}K . Las rocas, el suelo, los materiales de construcción y diversos materiales, tienen en alguna medida los elementos radiactivos uranio y torio, los que en sus cadenas de desintegración se generan isótopos que producen ambos tipos de exposición (Eisenbud and Gesell T. F. 1997).

El hombre recibe radiación debido a dos factores: *Naturales y Artificiales*.

Radiactividad por *factores naturales*:

- Espacio exterior: la tierra recibe una gran cantidad de radiación principalmente por rayos cósmicos (80% protones y 20% partículas alfa).
- De los radioisótopos de las series de desintegración radiactiva ^{232}Th y ^{238}U que se encuentran en suelo, rocas y yacimientos.
- El uso de materiales para construcción.
- Viajes aéreos transoceánicos.

El ^{14}C , ^{40}K , ^{232}Th , ^{238}U e hijos, son los isótopos que mayormente causan esta radiación de origen terrestre.

La radiactividad por *factores artificiales*:

- Las explosiones de bombas nucleares en la atmósfera.
- Accidentes nucleares como: Chernobil, Three Miles Island, Kyshtym, Windscale.
- Producción de energía eléctrica.
- Producción y uso de radioisótopos.
- Fabricación de armas nucleares.
- Aplicaciones médicas de los radioisótopos.
- Y otros.

Entre los isótopos que causan esta radiación, se encuentran: ^{14}C , ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{95}Zr , ^{106}Ru , ^{131}I , ^{133}Xe , ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{192}Ir , ^{210}Po , ^{222}Rn , ^{238}Pu , ^{239}Pu .

Usos de la radiación.

La radiación se utiliza en la medicina y en la industria. Las primeras aplicaciones históricas fueron las radiografías, y después la irradiación de tumores cancerosos. Luego de estas aplicaciones se comenzó a usar en la industria para diagnóstico (radiografías industriales, sondeo nuclear de las rocas en pozos petrolíferos y en yacimientos de minerales en general, el estudio del transporte en la industria y el medio ambiente, etc.).

Hoy en día, el diagnóstico médico con radiación es una herramienta muy poderosa para tomografías de órganos como el corazón y el cerebro, con radioisótopos. Se usa también, por su acción en los materiales, en mejorar cultivos, la medicina (terapia), la biotecnología y la industria. En la Tabla 1 se muestran algunos de los usos de los isótopos en la medicina.

Tabla 1 En la siguiente tabla se presentan usos de algunos isótopos en la medicina.

Isótopo	Uso
^{60}Co	Destrucción de tumores cancerosos
^{55}Fe	Determinación de Fe en sangre
^{45}Ca	Determinación de Ca en el cuerpo
^{36}S	Determinación de S en el cuerpo
^{59}Fe	Rapidez de formación de glóbulos rojos
^{32}P	Detección de cáncer en la piel
^{131}I	Detección de mal funcionamiento de la tiroides
^{24}Na	Determinación de Na en células y en el cuerpo

Vigilancia de radioisótopos en el medio ambiente.

Los avances en el conocimiento y la mejora de las técnicas de medida de la radiactividad han permitido una mejor valoración de la radiactividad presente en el medio ambiente (Organización Internacional de Energía Atómica 1989). Las radiaciones de origen natural contribuyen de un modo global para toda la biosfera, mientras que las de origen artificial contribuyen principalmente de un modo local; al conjunto de dichas radiaciones se le conoce como fondo radiactivo. Por éste motivo surge la necesidad de la Vigilancia Radiológica Ambiental.

La Vigilancia Radiológica Ambiental tiene por objeto reducir el riesgo debido a la presencia de radiactividad en el medio ambiente. La radiactividad ambiental tiene su origen fundamentalmente en la propia naturaleza, aunque en las últimas décadas se ha visto incrementada por las actividades humanas. Entre éstas destacan las pruebas nucleares atmosféricas realizadas en los años cincuenta y sesenta, los vertidos controlados de las instalaciones nucleares y radiactivas, y algunos accidentes.

La existencia de las descargas radiactivas globales necesita una vigilancia a nivel nacional e internacional, que permita descubrir y determinar las causas de accidentes locales y globales, así como tomar las medidas de emergencia adecuadas. En determinados territorios, donde existen fuentes radiactivas artificiales o naturales, como pueden ser las minas en explotación, la Vigilancia Radiológica Ambiental (VRA) tiene la tarea adicional de controlar escapes de radiactividad al medio ambiente, resultantes de la actividad normal de desechos de las minas. La VRA internacional descubrió de accidente de Chernóbil, y en principio puede detectar la manipulación con riesgo para la población de residuos radiactivos. Los objetivos fundamentales de los laboratorios de VRA se dirigen a establecer los niveles medios de radiactividad en el territorio, para poder apreciar su variabilidad y distribución en el tiempo y en el espacio. Con estos resultados en mano, se ocupan de descubrir y vigilar los radionúclidos expulsados al medio ambiente por instalaciones nucleares, evacuación de desechos radiactivos y accidentes con descargas al medio ambiente. Toda esta actividad permite evaluar la dosis de radiación que recibe la población de las zonas bajo estudio, que se compara con los niveles máximos permisibles establecidos por las organizaciones internacionales que estudian los efectos de la radiación en los humanos y el medio ambiente, para que las autoridades competentes puedan con esa información tomar las medidas pertinentes.

La Vigilancia Radiológica Ambiental se realiza en varios medios ambientales que puedan producir dosis de radiación por exposición externa, como es el caso de los suelos, y por ingestión directa a través de las cadenas alimenticias: aire (polvo, aerosoles, gases); suelo, sedimentos (lagos, ríos y marinos), agua (lagos, ríos, mar, lluvia, subterránea), pastos, leches, cereales, carne, pescado, etc. (Comisión de Seguridad Nuclear CSN 2000).

Algunos resultados generales de estos estudios pueden resumirse diciendo que en la radiactividad natural se detectan fundamentalmente los isótopos ^{40}K , ^{238}U , ^{232}Th , ^{226}Ra y ^{222}Rn , así como que la precipitación del ^{137}Cs es mayor en el hemisferio Norte que en el Sur, debido a la reciente catástrofe de Chernóbil.

Instalar un laboratorio central donde se apliquen los procedimientos en terrenos inexplorados, hacer el inventario de las concentraciones de diferentes radioisótopos, sus destinos, la dosis que provocan, hacer estudios de migración, de erosión de suelos, intercambio en minerales, etc., suele ser trabajo para un equipo altamente especializado, y tarea de varios años.

En México se dedican a esta tarea diversas instituciones, como son el Instituto Nacional de Investigaciones Nucleares (ININ), la Comisión Nacional de Seguridad Nuclear y Salvaguardias (CNSNS), la Comisión Federal de Electricidad (Central Laguna Verde) y el Laboratorio de Vigilancia Radiológica Ambiental (CIMAV).

En algunas partes del planeta el nivel de radiación es muy elevado, siendo en general objeto de estudio minucioso. Los países más destacados son Brasil, India, Irán, República Checa, Australia y Estados Unidos. En éstos países se encuentran áreas con contenidos elevados de uranio y/o torio en el suelo, aguas muy radiactivas o emanaciones de radón muy altas (Montero Cabrera 2002).

7.1 OCURRENCIA DEL URANIO.

El uranio en su forma elemental, se presenta en un color gris blanquecino, le corresponde el número 92 en la tabla periódica de elementos de Mendeleiev con un peso atómico de 238.07, lo que hace que sea un elemento muy pesado. El número 92 corresponde al número de protones y electrones de este átomo y es lo que identifica químicamente al uranio, pero en la naturaleza nunca se lo encuentra en estado puro porque es muy ávido de oxígeno y por lo tanto forma óxidos y sales de muy diferentes composiciones y colores (CENTRO ATOMICO EZEIZA 2006).

El uranio natural en la roca contiene tres isótopos: ^{234}U (0.006% en peso), ^{235}U (0.72 %) y ^{238}U (99.27%). El uranio se encuentra en todas las rocas y suelos; generalmente se halla concentrado en rocas ígneas, especialmente en rocas con alto contenido en sílice, rocas metamórficas, granito, lignito y depósitos de fosfatos (Bonotto and Andrews 2000). El uranio es incorporado en la última parte de la cristalización del magma y soluciones residuales, debido a su radio iónico que es tan grande, imposibilitando que se incorpore en la fase temprana de cristalización de silicatos como el olivino y piroxenos (Ivanovich and Harmon 1992). En las rocas ígneas y en los minerales, el uranio se encuentra en estado de oxidación +4, pero puede ser oxidado a +5 y +6 cerca de la superficie.

Los diferentes tipos de rocas tienen contenidos dispares de uranio, en términos de promedio sobre la corteza terrestre. Los basaltos oceánicos tienen alrededor de 2 ppm (25 Bq kg^{-1}), las areniscas tienen 0.5 ppm (7 Bq kg^{-1}), los granitos 5 ppm (60 Bq kg^{-1}), las calizas tienen 2.2 ppm (28 Bq kg^{-1}), y las riolitas tienen desde 20 hasta 100 ppm ($240 -1200 \text{ Bq kg}^{-1}$). Los suelos varían mucho en composición, pero se dice que como promedio tienen 1 ppm de uranio (Gunn B. 2006). La roca es normalmente intemperizada por aire y agua en la superficie de la tierra. Cuando el aire y agua llegan a partes inaccesibles de la matriz de la

roca, reacciones químicas como la oxidación y lixiviación pueden cambiar la composición mineral de la roca.

El ciclo geoquímico del uranio comienza con los procesos de intemperización en la superficie de la tierra, y continúa con la movilización a través de agua subterránea y superficial, y por transporte como componente de partículas que se pueden sedimentar. La concentración del uranio en agua natural varía desde 0.01 a 100 µg/g. Esto se debe al comportamiento químico, que a su vez es debido a las condiciones oxidación-reducción. Bajo condiciones de reducción tiene valencia +4 y es insoluble; bajo condiciones de oxidación toma valencia +6 y forma iones solubles, el más común es el ión uranil (UO₂)⁺². La migración de uranio en el sistema roca-agua es controlada en gran parte por el equilibrio de la solución-mineral de uranio y por las reacciones de sorción. Compuestos de uranil con carbonatos inhiben la adsorción de éste, especialmente en soluciones alcalinas, y los compuestos de uranil con hidróxidos, carbonatos, fluoruros, sulfatos o fosfatos pueden predominar en aguas oxidadas (Almeida, Lauria et al. 2004). El uranio natural es una sustancia radiactiva para la cual la toxicidad química es el factor limitante en la tasa de riesgo.

7.2 OCURRENCIA DE RADIO.

Elemento químico, símbolo Ra, de número atómico 88. El radio es un elemento radiactivo raro, encontrado en minerales de uranio en proporción de una parte por aproximadamente 3 millones de partes de uranio. Desde el punto de vista químico, el radio es un metal alcalinotérreo y tiene propiedades muy semejantes a las del bario (Lenntech 2007).

Los isótopos de radio están presentes en el agua como productos de desintegración de las series del Uranio y el Torio. Los isótopos que se tienen regulados por las diferentes organizaciones son el ²²⁶Ra, producto del decaimiento de la serie del uranio, y el ²²⁸Ra, producto del decaimiento de la serie del torio. Como consecuencia de la presencia del uranio y el torio en rocas y suelos, los radionúclidos de radio son también elementos traza en éstos medios naturales (USEPA 2000).

El ²²⁶Ra es el quinto miembro de la serie del ²³⁸U, tiene una vida media de 1622 años aproximadamente y se desintegra por la emisión de partículas alfas. Por otra parte, el ²²⁸Ra es el segundo miembro de la serie de ²³²Th, con una semivida de 5.7 años y se desintegra por la emisión de partículas betas. La vida media relativamente corta de éste isótopo, limita su transporte en comparación con la mayor vida del ²²⁶Ra. El ²²⁶Ra y el ²²⁴Ra son los que más contribuyen en la actividad alfa total en agua (Lawrie, Desmond et al. 2000).

El radio es un componente natural del agua subterránea en un amplio intervalo de concentraciones. Este elemento raramente aparece solo, ya que es hijo de las series radiactivas. Su concentración no depende estrictamente de las concentraciones de uranio en las rocas, pues tiene mayor solubilidad el radio que su progenitor. La concentración de radio en el agua subterránea depende de las formas en que haya entrado al agua, la cantidad del radio en las fuentes, los mecanismos que remueven el radio del agua y de procesos que mueven al radio alejándolo de su fuente.

Como la abundancia natural del radio en las rocas es alrededor de 10^{-12} gramos Ra/gramo roca, su concentración es baja. Se ha demostrado que los hijos del radio están más concentrados en las microfisuras y en las fronteras de grano, como una segregación (Osmond, Cowart et al. 1983). El primer paso de la separación del radio de las rocas uraníferas es debido a que el Ra^{+2} es un catión grande en relación con el de U^{+4} . La pérdida de radio ocurre probablemente por difusión dentro de la roca y por difusión a través de la capa de agua adsorbida en la superficie de grano, y después en la solución. Aparentemente, el daño por radiación ocasionado por el retroceso de un átomo cuando emite una partícula alfa incrementa la movilidad de los hijos y aumenta la difusión en estado sólido del Ra^{+2} (Brookins 1990).

El radio que tiene baja abundancia natural de sólo 10^{-12} gramos/litro en aguas superficiales, raras veces permite que sus sales alcancen el producto de solubilidad en aguas naturales. Por lo tanto, las reacciones importantes que ocurren son la adsorción a superficies activas de todo tipo y co-precipitación con sales de Ca y Ba particularmente (Dick and Jonasson I. R. 1986).

Generalmente las aguas subterráneas están enriquecidas en radón respecto de su progenitor, el radio, ya que las concentraciones de radón no se deben solamente al radio del agua, sino también a la emanación de radón de los sustratos y las rocas que no están en contacto directo con el agua.

8. OCURRENCIA DE RADIOISÓTOPOS EN AGUA SUBTERRÁNEA.

Al agua que empapa el material de suelo subterráneo se le llama agua subterránea. El suelo actúa como “esponja” con el agua subterránea llenando los espacios entre el suelo y las rocas. Se mueve lentamente, por lo general en metros por año. Un acuífero es una capa de arena, grava o roca porosa con suficiente agua para suministrar una cantidad útil.

El agua subterránea se reabastece o recarga con la lluvia, nieve derretida, arroyos y otra agua superficial que se infiltra hacia el suelo. El agua se recarga conforme se filtra hacia abajo en donde se llenan con agua todos los espacios entre partículas de suelo y roca, la zona saturada. A la parte superior de esta zona se le llama capa freática. La capa freática puede estar de unos cuantos metros a cientos de metros debajo de la superficie. La evaporación del suelo, agua superficial y transpiración de las plantas completan el ciclo natural del movimiento del agua, regresando el agua a la atmósfera para que pueda caer otra vez como precipitación (Departamento de Medio Ambiente de Nuevo México 2000).

La calidad del agua se relaciona a todas las sustancias que contiene, aparte del agua (H₂O) en sí. Un contaminante de agua es cualquier sustancia que altera las cualidades físicas, químicas, biológicas o radiológicas del agua. Un contaminante se convierte en sustancia contaminante cuando excede una concentración o estándar aceptable.

El suelo cuenta con procesos naturales de purificación que pueden filtrar, diluir, transformar o destruir contaminantes naturales y humanos en el subsuelo. El agua subterránea se contamina cuando las sustancias contaminantes se mueven a través del suelo y acuíferos más rápido de lo que los procesos naturales pueden reducirlos a niveles aceptables. Los contaminantes químicos y microorganismos pueden hacer que el agua subterránea sea desagradable para beber o presente riesgos a la salud. Debido a que eventualmente toda el agua pasa por todo el ciclo de agua, los contaminantes en la atmósfera, o suelo, o en el agua superficial pueden llegar a cualquier otra parte del ciclo, incluyendo el agua subterránea. Los acuíferos poco profundos de arena y grava de los valles del río son los más vulnerables a la contaminación (de Oliveira, Mazzilli B. et al. 1998).

En las últimas décadas, el estudio sobre el comportamiento en las aguas subterráneas de los isótopos pertenecientes a las series radiactivas del uranio y el torio ha contribuido al entendimiento tanto de los mecanismos de las reacciones geoquímicas como de los procesos de transporte en el sistema roca-agua. Sin embargo, persisten muchas incertidumbres respecto de este sistema, particularmente debido a la importancia relativa del retroceso nuclear al emitirse la partícula alfa y los procesos químicos, tales como el intercambio iónico, la sorción y la precipitación. Dos factores importantes para entender mejor estas interacciones son el papel que juegan los sólidos del acuífero en el control del comportamiento de los radioisótopos en el agua y la composición total de su

solución en el agua (Environmental Protection Agency (EPA) 2000). La presencia de radioisótopos en agua subterránea depende de la presencia y solubilidad de cada isótopo. Cada producto de desintegración radiactiva tiene características químicas únicas que difieren del isótopo “padre”. Por consecuencia, en solución, la ocurrencia y distribución de un radionúclido “padre” no indica necesariamente la presencia de un radionúclido “hijo”. Por ejemplo, el uranio (padre del ^{226}Ra) tiende a ser menos móvil en agua subterránea pobre en oxígeno y es adsorbido en material orgánico. Por el contrario, el radio tiende a ser más móvil en agua subterránea en estado de reducción con altas concentraciones de sólidos disueltos totales (USEPA 2000). Como resultado de los procesos geoquímicos o procesos de diferenciación, arriba descritos, se obtiene el *desequilibrio radiactivo*.

11. DESEQUILIBRIO RADIATIVO EN MUESTRAS AMBIENTALES.

El comportamiento multivalente del uranio tiende a repetirse de manera cíclica entre la zona de intemperización y la zona de agua subterránea profunda.

En la hidrosfera se encuentran los ejemplos más extremos del desequilibrio de las series del uranio. Este desequilibrio es especialmente marcado en agua subterránea y acuíferos ambientales donde el agua y los minerales se encuentran íntimamente mezclados, esto es, donde la relación roca-agua, área superficial y el tiempo de residencia son grandes y por consecuencia los procesos de diferenciación físicos y químicos pueden llevarse a cabo.

Las condiciones de oxidación en suelos y rocas no saturadas causan que el uranio tome valencia +6 y forme compuestos iónicos solubles. Estos iones son transportados hacia abajo por percolación de agua subterránea hasta la zona saturada, donde frecuentemente son llevados a la parte profunda de los acuíferos en que las condiciones de reducción prevalecen. En esta zona el uranio es reducido a valencia +4 el cual es insoluble y por consecuencia precipita. Algunos de los “hijos” de las series radiactivas son más solubles que otros, en consecuencias se obtiene una fase líquida con exceso de “hijos” solubles y una fase sólida con superficies deficientes en ellos. Por otra parte, las especies disueltas producen “hijos” que por decaimiento, pueden ser menos solubles que sus “padres”.

La relación de ^{235}U y ^{238}U ya sea en minerales o disueltos en la hidrosfera, son esencialmente constantes. Por otra parte, la relación $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ frecuentemente se encuentra lejos del valor de equilibrio en agua y casi siempre en rocas (Ivanovich and Harmon 1992).

En un acuífero en condiciones de velocidad de flujo bajo se pueden encontrar altas concentraciones de uranio. Por otra parte, el ^{238}U se precipita y puede permanecer en estado sólido por un largo tiempo. Esta afirmación no es cierta para el ^{234}U , ya que éste es puesto en solución debido a los efectos de decaimiento y retroceso del átomo. Por consecuencia no es sorprendente encontrar altos valores de relación de actividad $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ en agua subterránea. Se han observado relaciones de actividad de 5, 10, 20 o más, en grandes acuíferos confinados como Carrizo y Hosston en Texas, así como en Cambro-Ordovician en Illinois (Osmond and Cowart 1992).

Una vez en solución el ^{234}U es alejado de su progenitor, el ^{230}Th es generado y precipitado en una zona secundaria. En ésta zona el ^{230}Th genera ^{226}Ra , por decaimiento alfa y efectos de retroceso. Una muestra tomada de dicha zona puede mostrar altas concentraciones de ^{226}Ra relativo al ^{238}U (Ivanovich and Harmon 1992).

HIPOTESIS.

La región de San Marcos está localizada al noroeste de la ciudad de Chihuahua. Ésta zona forma parte de un sistema volcánico riolítico. Existen yacimientos de mineral de uranio poco estudiados en dicha zona. San Marcos es atravesado por el río del mismo nombre y es un afluente del río Sacramento, siendo estos una de las recargas con que cuenta el acuífero Chihuahua-Sacramento.

De lo anterior pudiera suponerse que las aguas superficiales del río San Marcos afectan a la cuenca hidrográfica del Valle Sacramento–Chuviscar donde se emplaza la ciudad de Chihuahua. Se torna interesante conocer si existe alguna correlación entre los contenidos de uranio de los posos de la cuenca y el agua superficial, por lo que se desprende la hipótesis fundamental de esta tesis:

“La zona de San Marcos donde se encuentran los afloramientos de mineral de uranio, ejerce una influencia importante sobre el contenido de uranio en agua del acuífero Chihuahua-Sacramento.”

OBJETIVO GENERAL:

Caracterizar y explicar las actividades específicas de uranio en agua subterránea y superficial de las zonas San Marcos-Sacramento, en Chihuahua, México, mediante un modelo conceptual hidrogeológico.

OBJETIVOS PARTICULARES:

1. Muestreo y caracterización radiactiva de las rocas del fundamento aluvial del valle Chihuahua-Sacramento.
2. Muestreo, caracterización y modelación de las actividades específicas de uranio total del agua subterránea del valle Chihuahua-Sacramento, mediante un muestreo y los datos publicados recientes de la misma magnitud.
3. Muestreo y caracterización de la actividad específica de los isótopos ^{234}U y el ^{238}U de agua superficial y subterránea, plantas, peces, sedimentos y mineral de uranio asociados al afloramiento y la presa de San Marcos.
4. Muestreo, caracterización y modelación de la actividad específica de los isótopos ^{234}U y el ^{238}U de agua superficial y subterránea, en la zona San Marcos-Sacramento.

Materiales y Métodos.

1. Zona de Estudio.

El estudio de la radiactividad en el agua de los suministros de la ciudad de Chihuahua es de gran importancia, identificando los isótopos de uranio y radio, para con ello determinar la transferencia, distribución y movilidad de dichos elementos al medio ambiente circundante.

El agua de consumo humano debe cumplir con las normas establecidas, de no ser así debe ser sometida a tratamiento. Por lo anterior, es conveniente hacer un estudio detallado de la radiactividad en el agua de los pozos de servicio en las ciudades de Chihuahua para conocer sus características en cuanto a isótopos radiactivos (^{238}U , ^{234}U y ^{226}Ra), determinar la o las fuentes de contaminación natural, así como la distribución geográfica de la contaminación. Realizar un modelo descriptivo para determinar el comportamiento del uranio en la zona en estudio.

El suministro de agua para la población de la ciudad de Chihuahua se obtiene de los siguientes acuíferos: 1) Chihuahua-Sacramento, sobre el cual yace la mayor parte de la ciudad, 2) Tabalaopa-Aldama, que se encuentra al sureste de la ciudad, 3) Sauz, a 50 km al noroeste de la ciudad y 4) Ojos del Chuviscar, que se ubican en Sierra Azul (Rodríguez, Pingitore N.E. Jr. et al. 1999).

La concentración en el agua de diferentes elementos químicos, depende de las características geológicas de la región. En la Figura 6 se muestra la región minera del valle de Chihuahua, que como se puede observar, está rodeada por rocas de tipo riolitas, que son las que tienen los altos contenidos de uranio. Por otra parte, existen yacimientos de uranio poco estudiados en la región de San Marcos, que se ubica al noroeste de la ciudad de Chihuahua, de la cual corre el Río San Marcos que es un afluente del Río Sacramento. En esta área la caracterización mineralógica de uranio mostró las siguientes especies radiactivas: uranofano, metatyuyamunita, pechblenda y uraninita (Reyes-Cortes, Rentería-Villalobos et al. 2007).

Por lo anterior, en éste trabajo se muestra la caracterización y modelación descriptiva de la cuenca de Chihuahua para dar explicación a la contaminación natural por isótopos radiactivos que existe. La caracterización consistió en la determinación de las concentraciones de los diferentes isótopos radiactivos presentes en el sustrato geológico para el valle de Chihuahua, determinación de las concentraciones de ^{238}U , ^{234}U y ^{226}Ra presentes en agua superficial y subterránea en la cuenca de Chihuahua, así como la evaluación y análisis de los niveles de uranio en diferentes matrices que se encuentran cerca de los afloramiento de la zona de San Marcos. En la Figura 7 se muestra el área de estudio.

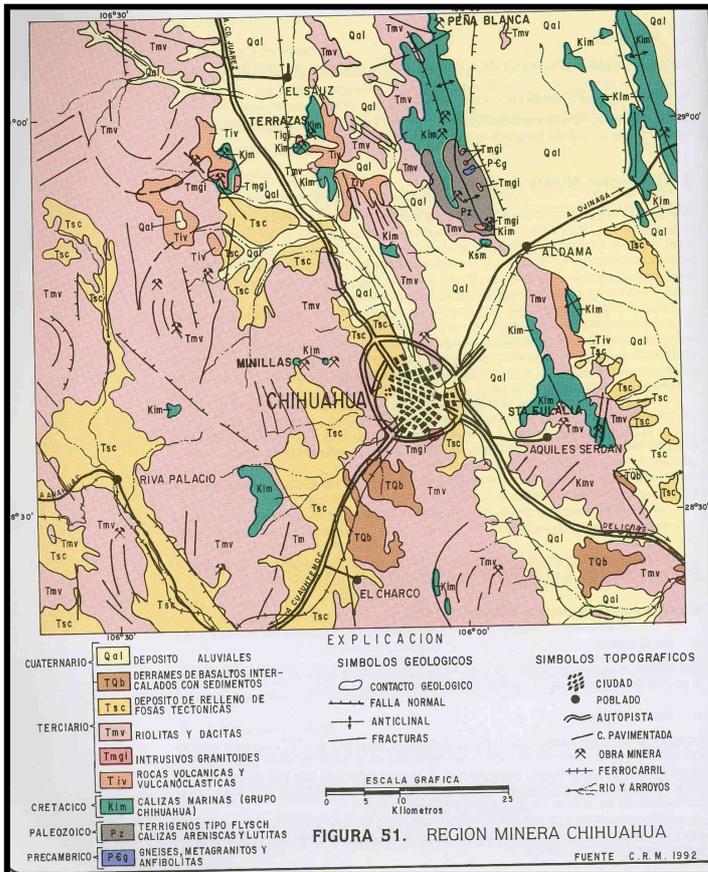


Figura 6 Región minera del valle de Chihuahua.

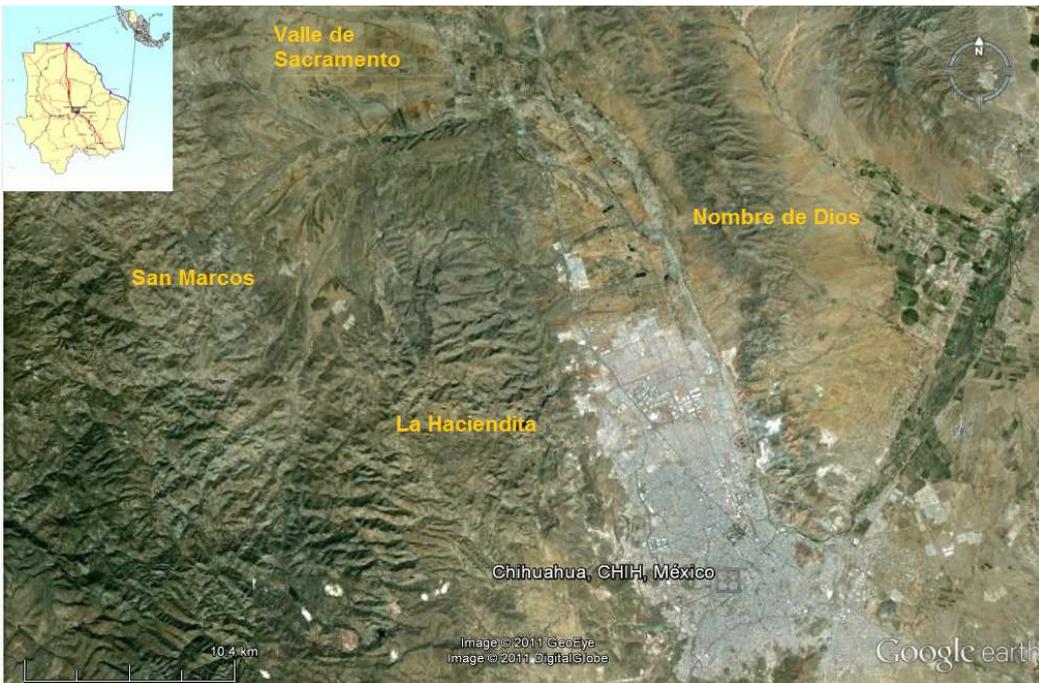


Figura 7 Zona de estudio, valle de Chihuahua, valle de Sacramento y San Marcos.

1.1 Acuífero en estudio Chihuahua-Sacramento.

El área del acuífero se ubica en la porción central de la entidad de Chihuahua, políticamente se encuentra totalmente dentro del municipio de Chihuahua. Limita al este con la sierra alargada llamada Nombre de Dios, al occidente con las sierras El Mogote y Azul, al sur por el estrechamiento de las sierras ya mencionadas y hacia el norte por una alta topografía que limita el valle Sauz-Encinillas con ésta. Este acuífero tiene dimensiones de 6 km por 32 km, dirigido a lo largo de la dirección noroeste. Está constituido por depósitos aluviales aproximadamente de 220 m de profundidad. Éste acuífero es de tipo “maduro” ya que es poroso y de carácter aluvial. Es de tipo semiconfinado en formaciones de relleno del Cuaternario y formaciones calcáreas marinas del Cretácico, sobre una base impermeable del Terciario. Los depósitos aluviales están compuestos de boleos, gravas, arenas, limos y arcillas, en menor medida. Estos sedimentos poseen una permeabilidad alta y una transmisibilidad de $1.0 \times 10^{-2} \text{ m}^2/\text{s}$. La recarga del acuífero proviene de infiltraciones que ocurren a lo largo de los ríos Chuisca y Sacramento, de las presas Chihuahua, Chuisca, Rejón y San Marcos. Dados los volúmenes de recarga y descarga se advierte que el valle se encuentra en una condición de sobre-explotado. El uso del agua se destina principalmente al sector municipal-industrial y agrícola. La calidad del agua es dulce; la concentración de sólidos disueltos totales varía de 250 a 400 mg/l (INEGI 1999).

1.2 Área de estudio San Marcos.

La región de San Marcos está localizada al noroeste de la ciudad de Chihuahua. El área de San Marcos es un sistema volcánico riolítico muy probablemente de edad eocénica. La actividad volcánica comienza con la erupción de la riolita Victorino sobre un sustrato de rocas volcánicas andesíticas y basálticas de la unidad Peñas Azules. Esta erupción inició el colapso de la caldera San Marcos que se estima de unos 20 km de diámetro con un mínimo de desplazamiento vertical de unos 250 m. El borde estructural de la caldera está formado por la falla que forma el cañón de Majalca, pero la erupción continuó después del colapso rellenando la caldera con la ignimbrita Victorino, la cual ha sido fechada radiométricamente en 46 ma. Esta unidad presenta desvitrificación intensa y alteración debido a la fase de vapor aunque localmente presenta alteración hidrotermal con piritización y cloritización sobre impresa con intensa hematización. Después del emplazamiento de la ignimbrita, surgieron los domos y el material de la formación Cumbres. El material epiclástico fue derivado de la erosión de los domos y las paredes de la caldera. El colapso del grabén de la Tinaja, una pequeña depresión tectónica de 5 km de ancho por 15 de largo colateral a la caldera de San Marcos, se puede correlacionar con la erupción de la riolita Quintas, fechada en 46 ma.

El límite occidental de este graben es una falla en la parte norte de la caldera San Marcos, el límite oriental no está expuesto. La ignimbrita Quintas acumuló en este

gráben más de 200 m de espesor y fue alterada posteriormente por emanaciones fumarólicas. Posteriormente la ignimbrita Quintas fue cubierta por un cuerpo nuevo de ignimbritas de más de 70 m de la unidad Majalca afectada también por los efectos de la fase de vapor.

Otro pequeño graben limitado al oeste por la falla de la cañada de La Tinaja se desarrolló en el área de la Tinaja cortando las ignimbritas Quintas y nuevo Majalca. Esta depresión acumuló los piroclastos de la unidad Quintas, una secuencia de sedimentos volcanoclásticos, así como depósitos formados por flujos de andesita y domos riolíticos. Algunas de estas últimas ignimbritas fueron erupciones ligadas a los domos del graben de la Tinaja.

El último volcanismo acumula extensos cuerpos piroclásticos que formaron los depósitos de las unidades Trampa-Picos Gemelos fechadas en 43 ma. Algunos de estos depósitos acumulados en ambientes poco profundos y otros como los del domo estructural de Mesa Colorada fueron depositados como “ash fall” en partes topográficamente más altas.

El espesor de esta unidad varía de 70 a 200 m y es contemporánea con un pequeño volumen de basalto localizado en la parte inferior. Existen algunos domos riolíticos cortando el cuerpo de la unidad Trampa-Picos Gemelos emplazados a lo largo de fracturas anulares que limitan la caldera San Marcos.

La actividad volcánica en estas fracturas fue tapada por el desarrollo de un domo andesítico y la intrusión de un dique dacítico que cortó también a las tobas de la formación la Trampa. Finalmente una buena parte del área oriental de la caldera San Marcos fue cubierta por aluvión quedando al descubierto solo su cuadrante noroccidental (Reyes Cortés 2005).

2. Metodología.

2.1 Muestras geológicas. Rocas características del acuífero Chihuahua-Sacramento.

2.1.1 Muestreo geológico

El muestreo se realizó en aproximadamente de 60 muestras geológicas tomadas de las sierras que se encuentran a los alrededores del valle de Chihuahua, así como muestras de perforación de pozos que fueron proporcionadas por la Junta Central de Agua. En la Figura 9 se muestran los puntos de muestreo de las rocas.

2.1.2 Determinación analítica de isótopos radiactivos naturales

Se tomaron muestras de rocas de los alrededores de los valles que fueron analizadas por espectrometría gamma en sus contenidos de isótopos radiactivos naturales, así como el estudio petrográfico. Se tomaron alrededor de 3 kilogramos de rocas representativas de estos estratos que generaron los valles aluviales. La ubicación de los puntos de muestreo se fijó con un equipo de bolsillo eTrex, Garmin de 12 canales, del sistema de posicionamiento global (GPS), que permite trasladar la posición a los mapas. En el anexo 1 se muestra el principio y la metodología de la espectrometría gamma.

2.2 Muestras de agua subterránea proveniente del acuífero Chihuahua-Sacramento. Pozos pertenecientes a la Junta Municipal de Agua y Saneamiento de Chihuahua.

2.2.1 Muestreo de agua subterránea

Se obtuvo información sobre localización de los pozos de suministro de agua a la población y de agricultura de la ciudad de Chihuahua (provenientes del acuífero Chihuahua-Sacramento), que fue la base del diseño del muestreo del agua subterránea. Se muestrearon 24 pozos pertenecientes a la Junta Municipal de Agua y Saneamiento, ver Figura 8.

El muestreo de las aguas se realizó en las fuentes de abastecimiento de agua que se extrae del acuífero Chihuahua-Sacramento para la población de la ciudad de Chihuahua. A estas muestras se les miden las propiedades de sólidos disueltos totales (STD), temperatura y pH (datos mostrados en anexo 2). De acuerdo con el conocimiento actual de los acuíferos, no es necesario realizar muestreo estacional, pues el agua que se extrae tiene largos períodos de residencia. Se hicieron réplicas cada 10 pozos y se tomarán otras medidas de control de calidad.

2.2.2 Determinación analítica de uranio total en agua subterránea.

Se puso a punto en el laboratorio de Vigilancia Radiológica Ambiental (LVRA) de CIMAV nuevas técnicas de análisis de uranio y radio, en agua. Se utilizó el extractor Bis(2-etilhexil) fosfato ácido (HDEHP) más el centellante Ultima Gold AB (UG) para la determinación de alfa total. Como primer paso se hizo la determinación de la radiactividad alfa total de las muestras de agua. En el anexo 3 se muestra el principio y la metodología de la espectrometría alfa de centelleo líquido.

Se hizo la determinación por centelleo líquido de la actividad de uranio en las muestras con actividades alfa por arriba de la norma mexicana NOM-127-SSA1-1994.



Figura 8 Puntos de muestreo de pozos de agua para consumo humano Chihuahua.

2.3 Zona de San Marcos.

2.3.1.1 Muestreo 2005.

Se realizó un muestreo de agua de pozo, muestras geológicas, muestras de pez y plantas de la región de la caldera de San Marcos, para determinación de los contenidos de uranio y alfa total, así como de otros de isótopos radiactivos naturales presentes en las muestras. En la Figura 9 se muestran los puntos de muestreo de las diferentes matrices estudiadas.

2.3.1.2 Determinación de isotopos de uranio

Para la determinación de concentración de actividad de radio en las muestras de agua se hizo la preparación por coprecipitación con bario en nuestro laboratorio. Estas muestras se llevaron a la Universidad de Sevilla para su análisis. En dicha universidad se realizaron los trabajos en la Facultad de Física y en el Servicio de Radioisótopos de la Universidad de Sevilla, Centro para la Investigación, la Tecnología y la Innovación (CITIUS). Las técnicas utilizadas para la determinación de radiactividad en las diferentes matrices fueron: por espectrometría alfa utilizando tributilfosfato (TBP) en el detector ALPHA ANALIST, y por coprecipitación del radio con $BaCl_2$ utilizando el detector proporcional de flujo de gas PR (90% de argón y 10

% de metano). En el anexo 4 se muestra el principio y la metodología de la espectrometría alfa.

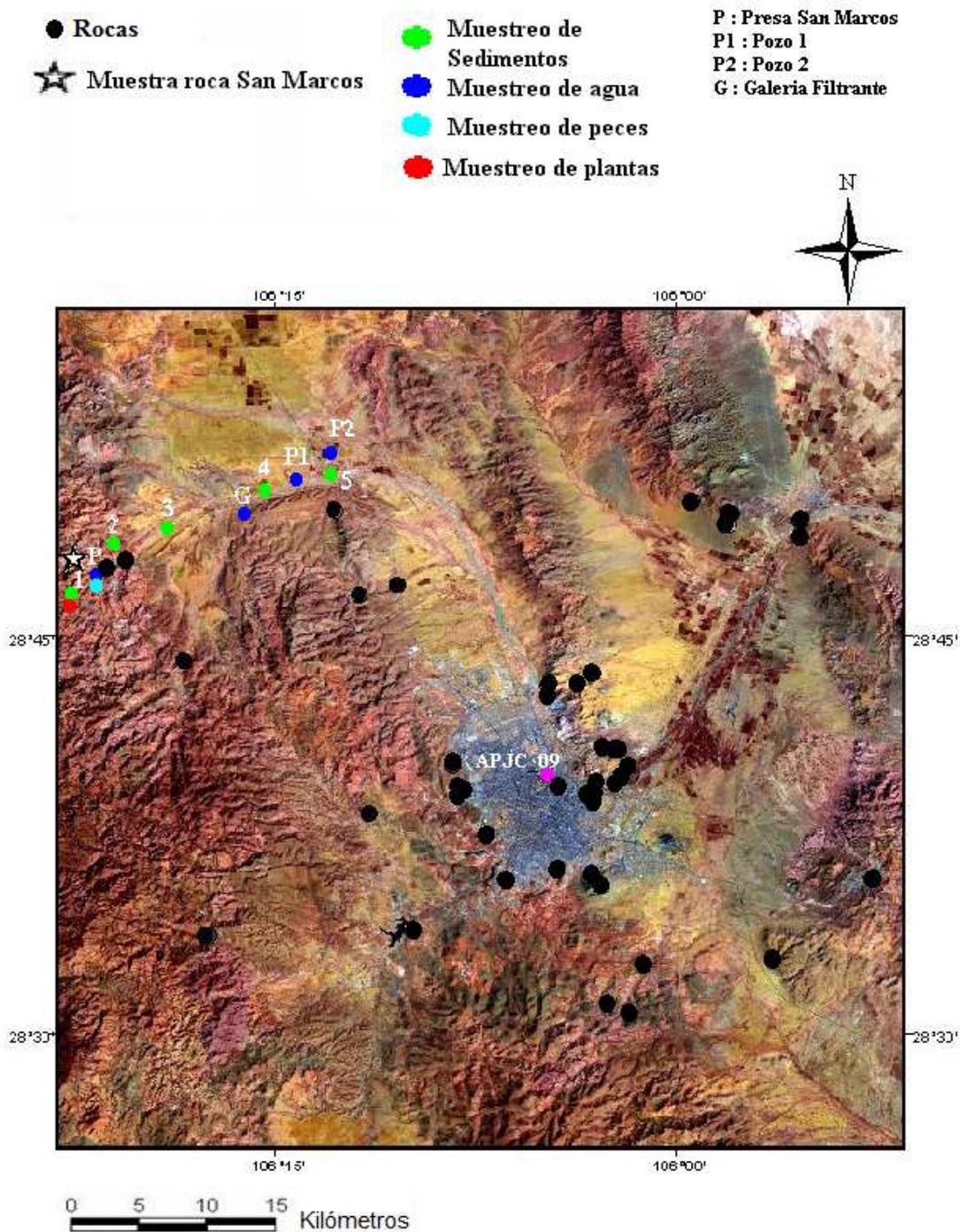


Figura 9 Puntos de muestreo de agua superficial, subterránea, planta y peces. La estrella en la dirección noroeste representa la localización del afloramiento de mineral de uranio, San Marcos.

2.4 Agua subterránea de pozos agrícolas.

2.4.1 Muestreo de agua subterránea

Se realizó un muestreo de agua subterránea, en pozos agrícolas, al norte de la ciudad de Chihuahua, para determinación de los contenidos de uranio total, ^{238}U y ^{234}U y ^{226}Ra presentes en las muestras, ver Figura 10.

2.4.2 Determinación de isótopos naturales en agua subterránea.

Se utilizó el centellante URAEX para determinación de U total, ^{238}U y ^{234}U utilizando el detector PERALS de Ordela, así como el centellante RADAEX para determinación de radio utilizando el detector de centelleo portátil TRIATHLER OY HIDEX (ver anexo 3).

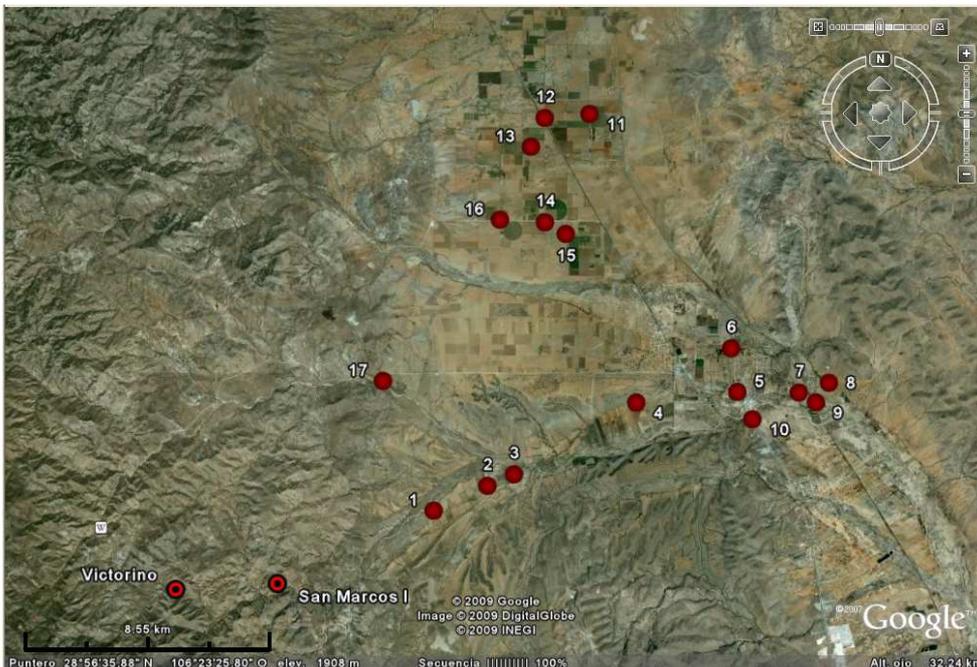


Figura 10 Pozos agrícolas en el valle Sacramento.

2.5 Se realizó una cartografía que consiste en mapas que muestran la distribución espacial de las concentraciones de isótopos radiactivos naturales presentes en el agua subterránea del acuífero de Chihuahua-Sacramento, así como en agua superficial en el Río San Marcos-Sacramento. Se preparó una base de datos con los resultados de los análisis.

2.6 Correlación del entorno geológico de la zona de estudio con los resultados de radiactividad, de agua y rocas, donde se obtuvo la definición del origen del uranio y radio presente en el agua subterránea.

2.7 Con la integración de la información del uranio y radio en la parte hidrológica y geológica se elaboro un modelo descriptivo del comportamiento del uranio en la zona en estudio. Este modelo se realizó utilizando la el modelo propuesto por Porcelli (Bourdon, Henderson et al. 2003), donde se toma en cuenta para los datos de entrada del isótopo de interés al sistema: el intemperismo en la roca, la desintegración y retroceso del isótopo padre en la roca, desorción del isótopo de interés desde la capa superficial, desintegración del isótopo padre adsorbido en la capa superficial, desintegración del isótopo padre en agua. Por otra parte se tomaron en cuenta los datos de salida del isótopo de interés del sistema: la precipitación, desintegración del isótopo en agua y la adsorción.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN.

1. Resultados Sustrato Geológico.

En la Tabla 2 se muestran las concentraciones de actividad de las series del uranio y torio, así como la actividad del ^{40}K de las muestras de roca analizadas.

Tabla 2 Concentraciones de actividad en Bq/kg, de ^{40}K , isótopos de las series del uranio y torio, así como las relaciones de actividad isotópica en las rocas bajo estudio. Las muestras con más altos valores de actividades se muestran en negro.

Muestra	^{234}Th	^{214}Pb	^{214}Bi	$^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$	^{40}K	^{228}Ac	^{212}Pb	$^{232}\text{Th}/^{234}\text{U}$
NDW01	67.1	48.8	46.2	0.69	754	54.9	58.9	1.19
NDW02	5.1	8.3	7.3	1.43	16	-	-	-
NDE03	95.7	56.9	54.8	0.57	1336	104.0	106.2	1.90
NDE04	85.0	60.1	57.6	0.68	1063	88.6	91.1	1.54
NDS05	87.5	55.2	53.5	0.61	1353	91.8	97.2	1.72
NDS06	64.1	45.4	43.3	0.68	923	59.2	65.1	1.37
NDS07	37.4	26.1	24.9	0.67	1046	35.9	41.0	1.44
NDS08	57.5	31.3	29.2	0.51	545	60.2	68.3	2.07
NDS09	39.2	28.6	27.8	0.71	1014	36.5	40.8	1.32
NDS10	71.1	56.5	52.8	0.74	1211	74.0	76.3	1.40
NDS11	76.7	54.3	51.8	0.68	1104	70.8	77.9	1.37
CCN12	88.1	59.8	56.6	0.64	1255	94.6	97.1	1.67
CCW13	78.5	62.5	60.4	0.77	1329	75.4	78.6	1.25
LHE14	107.6	121.9	117.8	1.10	1354	53.5	58.6	0.45
LHE15	76.7	73.3	69.1	0.90	1094	55.2	61.7	0.80
LHE16	19.8	20.2	19.0	0.96	409	15.7	19.8	0.83
LHE17	12.1	9.3	7.9	0.66	307	nd	nd	-
LHW18	149.0	126.2	121.5	0.82	1638	145.4	147.3	1.20
LHE19	32.5	16.0	14.2	0.43	711	23.5	31.5	1.66
SAN20	90.1	65.3	62.9	0.70	2107	92.4	94.9	1.47
SAN21	145.3	105.9	101.2	0.70	1810	157.9	157.3	1.56
LHS22	22.1	18.4	16.3	0.74	371	12.9	19.6	0.79
CHN23	74.6	45.5	43.0	0.58	1242	78.5	83.9	1.83
SME24	126.8	65.6	61.7	0.49	1379	154.4	156.8	2.50
JMN25	58.4	43.9	41.4	0.71	1516	54.8	59.1	1.32
SME26	160.0	99.0	95.9	0.60	1332	161.5	162.0	1.68
SME28	111.6	75.2	72.5	0.65	1939	142.7	143.2	1.97
SME29	105.0	83.3	79.6	0.76	1819	114.7	114.9	1.44
JME30	144.7	104.6	100.5	0.69	1338	155.0	155.6	1.54
CGN31	72.1	42.9	39.7	0.55	1217	71.3	79.9	1.80
CGN34	49.2	32.3	30.0	0.61	6006	37.3	48.1	1.24
CGE35	81.6	57.2	54.7	0.67	14	91.1	94.5	1.67
CME36	79.9	47.4	45.6	0.57	1377	85.9	91.5	1.88
CME37	87.8	59.0	57.0	0.65	1361	83.7	89.7	1.47

CME38	34.0	30.0	28.2	0.83	1097	23.4	29.7	0.83
SES39	84.5	62.8	60.3	0.71	1620	90.8	94.3	1.51
SES40	111.5	76.2	72.6	0.65	1030	95.8	99.0	1.32
CSR42	40.8	35.8	34.0	0.83	1239	40.7	29.7	1.20
LHE43	15.9	10.3	9.4	0.59	413	5.7	94.3	0.60
LHE44	46.3	29.5	27.3	0.59	921	41.1	48.6	1.51
LHE45	68.0	42.4	39.9	0.59	1372	62.4	69.9	1.56
LHE47	55.8	32.8	30.5	0.55	1493	51.4	59.9	1.69
LHE48	57.1	34.7	32.5	0.57	377	58.2	65.7	1.79
LHE49	27.2	22.1	20.0	0.74	441	15.3	23.5	0.77
LHE50	60.6	45.5	43.8	0.72	973	48.5	57.7	1.11
LHE51	60.5	41.2	37.7	0.62	137	57.0	63.4	1.51
ECW52	48.8	31.9	29.9	0.61	1955	56.9	60.8	1.91
ECE53	54.1	31.4	29.2	0.54	1398	62.0	66.7	2.12
ECE54	48.8	39.6	37.4	0.77	1206	39.3	44.6	1.05
ECS55	97.9	65.2	62.9	0.64	1853	122.5	122.7	1.95
LGW56	59.5	69.4	67.6	1.13	2371	30.9	37.2	0.46
ECW57	63.3	39.2	36.9	0.58	2252	69.3	73.3	1.88
NDW58	88.7	53.7	51.0	0.58	1393	92.5	95.6	1.81

nd no determinado.

De la Tabla 2 y Figura 11 se puede observar que las rocas con más altos contenidos en radiactividad se localizan al norte y oeste del Valle Chihuahua-Sacramento. Estas rocas son del tipo riolitas (anexo 5) y muestran altos contenidos de sílice. El flujo de los ríos Chuviscar y Sacramento comienza en la zona oeste, sobre las regiones montañosas de La Haciendita y San Marcos respectivamente, lo cual sugiere el posible origen de la radiactividad en agua superficial y subterránea.

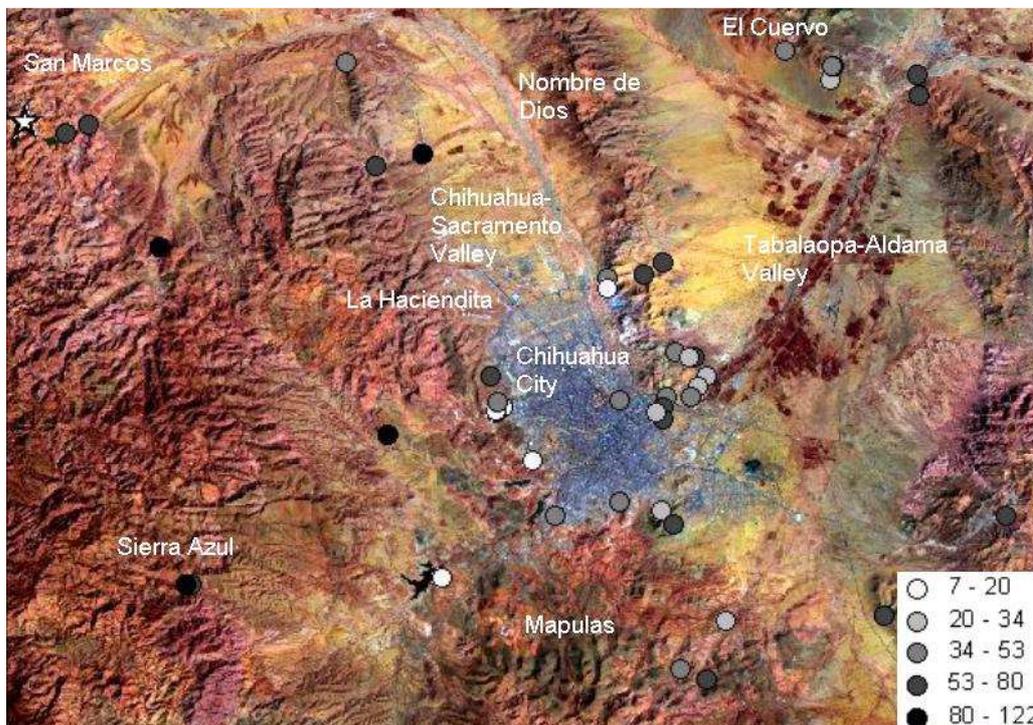


Figura 11 Imagen satelital con el resultado de las concentraciones de ^{214}Bi (^{234}U) en muestras de rocas extraídas de los sistemas montañosos que circundan la ciudad de Chihuahua. Los valores son presentados en Bq/kg de roca. La estrella en la dirección noroeste representa la localización del afloramiento de mineral de uranio, San Marcos.

Las concentraciones de actividad de las series del uranio y torio observadas (Tabla 2), son menores o del mismo orden que las que contienen las riolitas (las cuales tienen contenidos de 240 a 1200 Bq Kg⁻¹).

En la Tabla 2 también se muestra que los valores de relación de actividad isotópica ($^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$) son menores a 1. Esto implica que, en general, los isótopos radiactivos padre e hijo no se encuentran en equilibrio. Sin embargo, dichos valores pueden ser producto de la contribución de los rayos X del ^{232}Th en la línea de 92.6 keV, teniendo como consecuencia el incremento en la intensidad del área analizada para el ^{234}U (García-Talavera 2003). La mayor parte de las rocas en estudio son riolitas homogéneas del terciario, donde los contenidos de isótopos radiactivos son atribuidos a la matriz de la roca, lo que debido a su edad, estos isótopos se deben encontrar en equilibrio.

Las muestras LHE14, LHE18 y SAN21 presentan contenidos de sílice secundaria, y son las muestras con mayor contenido en radiactividad. El estudio detallado de la muestra LHE14 puede explicar, en cierta manera, los contenidos de radiactividad en agua superficial y subterránea del valle de Chihuahua. Esta muestra presenta la segunda concentración más alta en cuanto a ^{234}U , lo que hace que la relación de $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ sea mayor a 1. Ese resultado de relación isotópica se puede explicar del hecho que el ^{234}U es más soluble que el ^{238}U bajo condiciones de oxidación (Chabaux, Riotte et al. 2003), por lo cual se atribuye que esa muestra ha sido

lixiviada. El comportamiento de $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ en la muestra LHE14 se asemeja a lo que ocurre en Peña Blanca, donde los valores obtenidos oscilan entre 2 y 5 (Pickett and Murphy W.M 1998; Villalba, Martínez A. et al. 2002).

Por otra parte, las muestras de roca provenientes de la región de San Marcos (SME26) son las que presentan más altas concentraciones de actividad de ^{238}U y ^{232}Th . En ésta zona se encuentran afloramientos de rocas con minerales de uranio. En la Figura 12 se muestra una roca tomada en la región de San Marcos. Como es mostrado en la figura, esta roca presenta “venas” las cuales están rellenas de un polvo amarillo. El análisis realizado por espectrometría gama de esa roca mostró una concentración de actividad para el ^{214}Bi (atribuida al ^{234}U) de 22900 ± 300 Bq/kg. Además, la actividad del ^{238}U fue obtenida de la línea de 1001 keV y del $^{234\text{m}}\text{Pa}$, con resultado de concentración de actividad de 26070 ± 490 Bq/kg. Lo anterior implica que la roca presenta una concentración de 0.84 % en masa de uranio, con un $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ de 0.841 ± 0.086 .

Por otra parte, se realizó un análisis por difracción de rayos X sobre el polvo amarillo tomado de las “venas” de la roca, con el objetivo de determinar los minerales de uranio que lo componen. Como se muestra en el difractograma de la Figura 13, los principales mineral que componen ese polvo son el uranofano ($\text{Ca}((\text{UO}_2)(\text{SiO}_3\text{OH}))_2(\text{H}_2\text{O})_5$) acompañado por cuarzo (SiO_2). Con lo anterior y por el $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ obtenido, podemos sugerir que una solución hidrotermal rica en uranil rellenó los huecos de las rocas formadas en ese afloramiento hace aproximadamente 0.5 y 1 millón de años.



Figura 12 Fotografía de roca uranífera extraída del afloramiento de San Marcos al noroeste de la ciudad de Chihuahua. La roca presenta unas bandas rellenas de polvo amarillo sobre la roca.

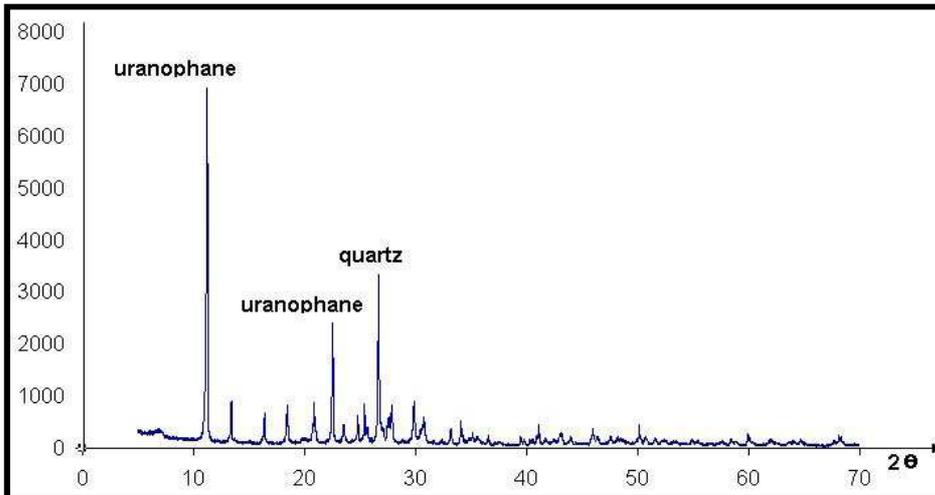


Figura 13 Espectro de difracción de rayos X del polvo amarillo de la roca extraída de San Marcos.

Es importante mencionar también que el agua del río San Marcos, uno de los afluentes del río Sacramento, corre pasando cerca de ese afloramiento. Se puede concluir entonces que las riolitas (rocas características de la región) son responsables, en mayor o menor grado, de la radiactividad en agua superficial y subterránea en la ciudad de Chihuahua.

2. Radiactividad en el área de San Marcos

2.1 Determinación de ^{238}U y ^{234}U en muestras planta, peces, así como agua superficial y subterránea de la región de San Marcos, muestreo de 2005.

El análisis de los resultados demuestra que existe contaminación de manera natural con uranio en la zona de San Marcos. Las muestras de las diferentes matrices fueron tomadas en el periodo de enero-julio de 2005.

Agua

En la Tabla 3 se muestran las concentraciones de actividad del ^{238}U y ^{234}U , así como el valor de $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$, para las muestras de agua superficial y subterránea. Los espectros alfa de las muestras de agua provenientes de la zona de San Marcos se muestran en la Figura 14.

Tabla 3 Concentraciones de actividad de ^{238}U y ^{234}U , su incertidumbre y las relaciones de actividades isotópicas, en muestras de agua.

Agua	^{238}U (Bq/L)	^{234}U (Bq/L)	$^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$
Presa	7.7 ± 0.4	34.8 ± 0.9	4.5
Galería	2.0 ± 0.2	4.1 ± 0.2	2.1
Pozo 1	6.7 ± 0.5	27.0 ± 1.0	4.0
Pozo 2	6.1 ± 0.4	21.2 ± 0.8	3.5

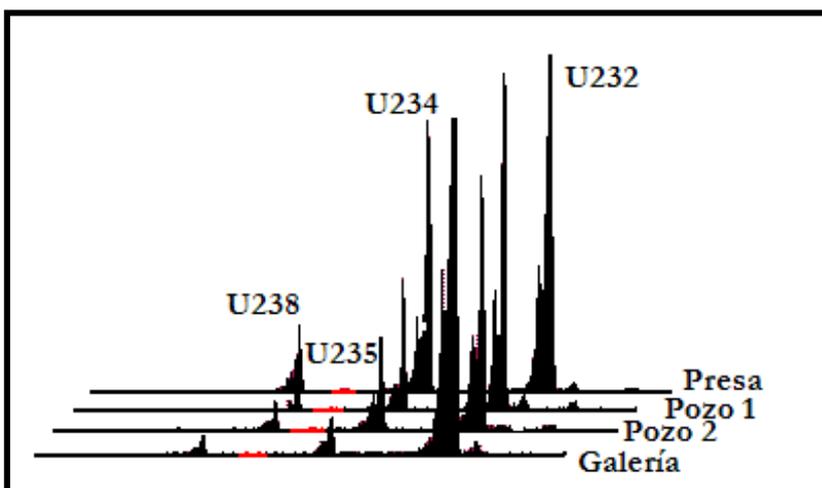


Figura 14 Espectros alfa de las muestras de agua provenientes de la zona de San Marcos.

Por otra parte, el límite de actividad alfa total del agua potable en Estados Unidos es 0.56 Bq/L (15 pCi/L), igual a la NOM-127-SSA1-1999 de México (México).

Secretaría de Salud 1999). El límite de contenido de uranio en agua potable estipulado por la EPA es de 0.37 Bq/L (30 µg/L o 0.03 ppm) para ^{238}U (USEPA 2000). El límite de ^{226}Ra y ^{228}Ra es de 5 pCi/L = 0.187 Bq/L.

Es importante remarcar, que la concentración de actividad de ^{238}U obtenida en muestras de agua superficial y subterránea, es de hasta 7.7 Bq/L y de 6.7 Bq/L, respectivamente, ambos sobrepasan los límites permisibles marcados por las normas antes mencionadas. Aunque el principal uso del agua de los pozos estudiados es para riego, también es utilizada para el abastecimiento de la comunidad campesina del entorno.

Planta

Las muestras de planta fueron divididas en raíz, tallo y hoja, y analizadas por espectrometría alfa. En la Tabla 4 se muestran las concentraciones de actividad del ^{238}U y ^{234}U , así como la relación isotópica $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ para las muestras de plantas divididas en raíz, tallo y hoja. En la Figura 15 se muestra un ejemplo del espectro alfa de la muestra de planta proveniente de la presa.

Tabla 4 Concentraciones de actividad de ^{238}U y ^{234}U , su incertidumbre y las relaciones de actividad isotópica, en muestras de planta. Muestreo realizado en agosto de 2005.

Planta	^{238}U (Bq/kg)	^{234}U (Bq/Kg)	$^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$
Raíz	1.7 ± 0.1	1.9 ± 0.1	1.1 ± 0.09
Hoja	5.3 ± 0.1	5.8 ± 0.1	1.1 ± 0.03
Tallo	1.1 ± 0.03	1.1 ± 0.03	1 ± 0.04

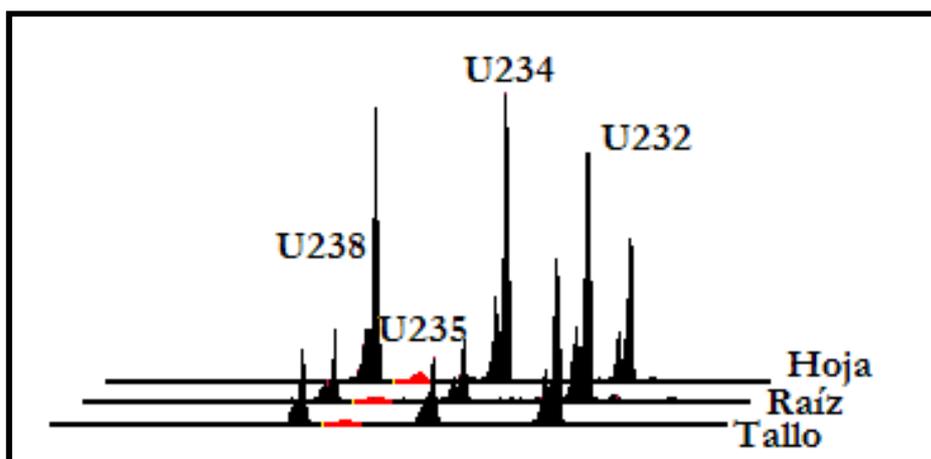


Figura 15 Espectro alfa obtenido de planta. Planta tomada cerca del afloramiento de mineral de uranio en San Marcos.

El Comité Científico de las Naciones Unidas para los Efectos de la Radiación Atómica (UNSCEAR 2000) en su informe de 2000 considera los siguientes valores

como de referencia: hojas de vegetales: 0.02 Bq/kg; raíces de los vegetales: 0.003 Bq/kg. Los resultados obtenidos para las concentraciones de actividad en plantas fueron 3.6 Bq/kg en raíz, 2.2 Bq/kg en tallo y 11.1 Bq/kg en hoja. Con lo anterior y tomando en cuenta lo reportado por autores (UNSCEAR 2000; Ould-Dada, Carini et al. 2003), los resultados obtenidos de concentración de actividad en plantas son de cientos de veces superiores a lo encontrado. También es importante hacer notar que no existe preferencia por la absorción de un isótopo de uranio en especial por parte de la planta, ya que la relación isotópica $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ en todas las partes de la planta aquí analizadas es cercana a 1.

Sedimentos

En la Tabla 5 se muestran las concentraciones de actividad del ^{238}U y ^{234}U , así como los valores de $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ para los sedimentos muestreados a lo largo de los ríos San Marcos-Sacramento. Los espectros alfa de las muestras de sedimentos tomados en a lo largo del río San Marcos-Sacramento se muestran en la Figura 16.

Tabla 5 Concentraciones de actividad de ^{238}U y ^{234}U , su incertidumbre y las relaciones de actividad isotópica, en muestras de sedimento.

Sedimentos	^{238}U (Bq/L)	^{234}U (Bq/L)	$^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$
M1	23.0±0.9	34.1±1.2	1.5
M2	19.7±0.8	16.0±0.7	0.8
M3	16.3±0.7	20.0±0.8	1.2
M4	9.9±0.4	10.4±0.4	1.1
M5	16.6±0.5	15.7±0.5	0.9

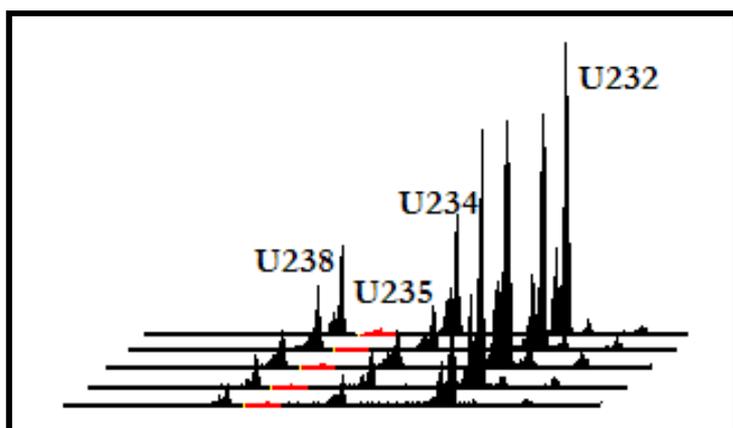


Figura 16 Espectros alfa obtenidos de sedimentos.

Para las muestras de sedimentos, los resultados de la relación isotópica $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ se encuentran cercanos a 1, lo cual indica que estos isótopos se encuentran en equilibrio. En la región de San Marcos hay al menos dos afloramientos, donde, el

Río San Marcos cruza cercano a éstos puntos y corre hasta llegar a una presa. Nuestras muestras fueron tomadas río abajo de dicha presa. Los resultados indican que a medida que la toma de muestra se va alejando de la presa (cercana a los afloramientos), van de igual manera disminuyendo las concentraciones de actividad de los isótopos del uranio. Los valores obtenidos de concentración de actividad son relativamente bajos comparados con los resultados promedio que muestra el Comité Científico de las Naciones Unidas para los Efectos de la Radiación Atómica, con valor promedio para ^{238}U de 35 Bq/kg (UNSCEAR. 2000).

Por otra parte, resultados publicados de radioisótopos en sedimentos del Río Reedy en Simpsonville, Carolina del Sur, donde se ha caracterizado un depósito de monazita, mineral de fosfato, que contiene torio y pequeñas cantidades de uranio, donde las concentraciones de ^{238}U reportadas son en promedio de 37.8 Bq/Kg (Powell, Hughes Lara D. et al. 2007), que al comparar los obtenidos es este trabajo se encuentran ligeramente por debajo de estos.

Otros resultados publicados, en la región de Extremadura ubicada al suroeste de España, un estudio de sedimentos hecho a lo largo del Río Maderos que cruza una zona mineralizada de uranio (mina Los Ratones), encontraron que el promedio de concentraciones es de 125 y 124 Bq/Kg, para ^{238}U y ^{234}U , respectivamente (Lozano, Blanco Rodríguez et al. 2002). En comparación con estos valores los nuestros son bajos, pero de igual manera las concentraciones de isótopos van disminuyendo a medida que se aleja del afloramiento la toma de muestra.

Ahora que se tiene conocimiento de un nuevo afloramiento (Victorino), en la misma zona y el Río San Marcos pasa cercano a este punto, se tiene la hipótesis de que la concentración para isótopos de uranio se van a encontrar altas en los puntos cercanos a los dos afloramientos, así como los sedimentos pertenecientes a la presa.

Peces

El análisis de concentración de actividad en peces fue hecho en la parte comestible, músculo. Las muestras de peces fueron tomadas en la presa de San Marcos En la Tabla 6 se muestran las concentraciones de actividad del ^{238}U y ^{234}U , así como la relación isotópica $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ para las muestras de peces. En la Figura 17 se muestra la grafica lognormal para la concentración de actividad del ^{238}U . Por otra parte, la Figura 18 muestra los espectros alfa de los peces analizados.

Tabla 6 Concentraciones de actividad de ^{238}U y ^{234}U , sus incertidumbres y las relaciones de actividad isotópicas, en muestras de peces.

Peces	^{238}U	^{234}U	$^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$
	(Bq/L)	(Bq/L)	
P1	1.0±0.2	2.0±0.3	2.10
P2	1.6±0.2	2.6±0.2	1.63
P3	1.9±0.3	1.7±0.3	0.89
P4	1.5±0.1	2.7±0.1	1.82
P5	1.1±0.1	1.8±0.1	1.66
P6	2.6±0.2	4.5±0.2	1.74
P8	0.5±0.1	1.4±0.1	2.88
P9	0.6±0.1	1.2±0.1	2.06
P10	0.5±0.1	1.6±0.1	3.46
P12	0.2±0.1	0.6±0.1	4.48
P13	1.5±0.1	2.0±0.1	1.34
P15	1.0±0.1	2.1±0.2	2.12
P16	0.5±0.1	2.0±0.3	3.69
Valor medio	1.1	2.02	
Media geométrica	0.88	1.84	
Moda	0.99	1.99	

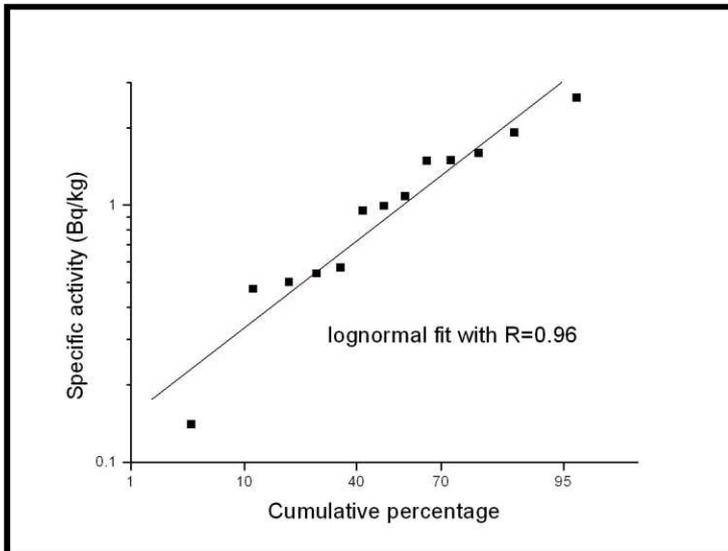


Figura 17 Gráfico de probabilidad lognormal de la concentración de actividad del ^{238}U en muestras de peces tomados de la presa en San Marcos. La línea recta representa el ajuste lineal de los valores experimentales.

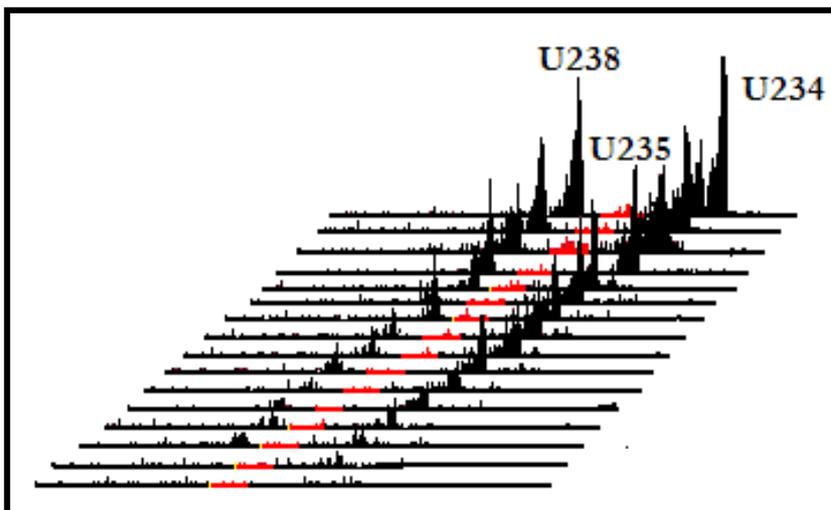


Figura 18 Espectros alfa de las muestras de peces tomados en la presa de la zona de San Marcos.

En reporte del UNSCEAR, el valor más alto de concentración de actividad en pescado reportado en los Estados Unidos es 1.9 Bq/kg, el cual es del mismo orden del encontrado en este estudio. Además, el promedio de la concentración de actividad de uranio presente en peces fue de 0.99 Bq/Kg. La concentración de actividad para ^{238}U en el pescado es 33 veces mayor que el valor de referencia de 0.01 Bq/kg reportado por el Comité Científico de las Naciones Unidas para los Efectos de la Radiación Atómica (UNSCEAR. 2000). Todo lo anterior enfatiza la concentración anormal de uranio en agua y peces.

Los valores de relación isotópica $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ en estas muestras es de 2 o más. Este resultado era de esperarse debido a que el uranio puede ser tomado por el pez

directamente del agua. De la Figura 17 se puede apreciar el carácter lognormal de la distribución en estas muestras. Sólo dos muestras estuvieron por debajo del límite de detección, por lo que no fueron usadas en el cálculo estadístico.

2.2 Análisis de la muestra del afloramiento de San Marcos, SMS59.

En la Tabla 7 se muestran las concentraciones de actividad del ^{238}U y ^{234}U , así como la relación isotópica $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ para la muestra tomada del afloramiento en la región de San Marcos, medida por espectrometría alfa. En la Figura 19 se muestra un ejemplo del espectro alfa de la muestra del afloramiento.

Tabla 7 Concentraciones de actividad de ^{238}U y ^{234}U , y relaciones isotópicas, en la muestra SMS59.

Muestra	^{238}U (Bq/kg)	^{234}U (Bq/Kg)	$^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$
Afloramiento SM	1538525	1529313	0.99

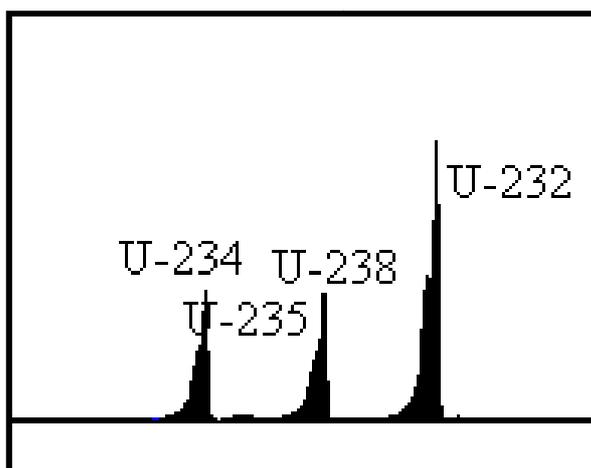


Figura 19 Espectro alfa de la muestra del afloramiento cercano a la presa San Marcos, se observa un marcado equilibrio entre el ^{238}U y ^{234}U .

La muestra SMS59 fue medida por espectrometría gama dando un resultado para el ^{234}U de 22900 ± 300 Bq/kg.

Con el análisis por espectrometría alfa solo del mineral de uranio (polvo amarillo), la muestra presentó muy altos conteos, aproximadamente de 1 conteo por segundo. Para la determinación de torio, el espectro muestra un pico muy alto únicamente para el ^{230}Th debido a que este isótopo es hijo del ^{234}U , no se obtuvieron conteos significativos para el pico del ^{232}Th , por lo que la muestra es únicamente rica en uranio.

Los resultados obtenidos son del orden de 1.5 MBq/Kg tanto para el ^{238}U como para el ^{234}U , así como de las relaciones isotópicas obtenidas del $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ y $^{235}\text{U}/^{238}\text{U}$ se ve que la muestra se encuentra en equilibrio.

2.3 Determinación de radio en muestras de agua superficial y subterránea de la región de San Marcos.

La preparación radioquímica de las muestras fue hecha en el laboratorio de Vigilancia Radiológica Ambiental en CIMAV. La medición se hizo en detector proporcional de flujo que se encuentra en la Universidad de Sevilla, a continuación se muestran los resultados en la Tabla 8. Ver anexo 4 para preparación de muestras.

Tabla 8 Concentraciones de actividad de ^{226}Ra , incertidumbre y rendimiento químico en muestras de agua de pozo y superficial provenientes de la región de San Marcos.

Muestra	Masa Precipitado	^{226}Ra (mBq/L)	Rendimiento (%)
Presa	48.6	13.1±9.4	15.4±11
Galería	47.3	21.4±12.9	16.3±9.8
Pozo 1	59	24.2±13.9	16.5±9.5
Pozo2	54.8	43.5±35.2	14.7±11.8

En aguas muy salinas es donde se encuentran el radio disuelto con altos contenidos (Segovia, Tamez E. et al. 1999).

De los resultados obtenidos se puede observar que el error absoluto para cada muestra es muy grande, así como el rendimiento mostrado por el detector es muy bajo. Esto es debido a que es agua con altos contenidos en sales, haciendo que la masa de la muestra sea demasiado gruesa teniendo como consecuencia que se presente el fenómeno de "autoabsorción". Con lo anterior, los valores de la concentración de actividad obtenida para radio en estas muestras no son tomados como los reales.

3. Resultados de uranio total en agua subterránea de la parte baja de la cuenca de chihuahua.

3.1 Resultado de las concentraciones de actividad de uranio total en agua de pozos.

En la Tabla 9 se muestran las concentraciones de actividad de uranio total del agua subterránea, obtenidas en el muestreo de este trabajo del periodo enero-mayo de 2005. En esa tabla también se muestran los resultados de uranio total reportadas en 2006 por (Villalba 2003); estas muestras fueron colectados en 2003. En el anexo 2 se muestran los valores de pH, sólidos disueltos totales (SDT) y temperatura (T), así como en el anexo 6 se muestran los resultados del análisis fisicoquímico.

Tabla 9 Concentraciones de actividad de Uranio total (U_t , Bq/L) y sus incertidumbres en los pozos del muestreo de la campaña 2005, obtenidos por centelleo líquido. El límite mínimo de detección es de 0.0006

Muestra	Muestreo 2005	Muestreo 2003*
	U_t	U_t
Mirador 2	0.37±0.03	0.47±0.08
SacNorte1	0.3±0.02	
SacNorte2	0.47±0.03	
SacNorte3	0.55±0.04	
SacNorte4	0.43±0.03	0.66±0.07
SacNorte5	0.5±0.04	
SacNorte7	0.48±0.04	
Cima	0.59±0.05	
SacViejo1	1.6±0.16	
SacViejo2	0.4±0.03	
SacViejo3	0.47±0.01	
SacViejo5	0.28±0.02	
Villa Dorada	0.44±0.03	
Villa Dorada2	0.44±0.03	
Picacho1	0.69±0.06	
Picacho2	0.65±0.05	
Picacho3	0.52±0.04	
20 Aniv2	0.56±0.04	

Centro 8	0.96±0.05	0.98±0.06
Centro 7	0.6±0.05	0.57±0.07
Villa	0.64±0.05	0.9±0.06
Ferrocarril	0.85±0.09	0.98±0.06
Revolución	0.33±0.02	
ND Arriba2	0.31±0.02	

*(Villalba 2003)

Es importante hacer notar que, del total de los 24 pozos analizados el 42 % (10 pozos) se encuentran por arriba del valor establecido por la norma para agua y consumo humano de 0.56 Bq/L (México. Secretaría de Salud 1999). Con el conjunto de datos obtenidos, se realizó un análisis de distribución estadística de los estos, donde estos muestran un promedio de concentración de actividad de 0.56, una moda de 0.47 Bq/L y mediana de 0.49 Bq/L. En la Figura 20 se muestra la comprobación del carácter lognormal de las muestras.

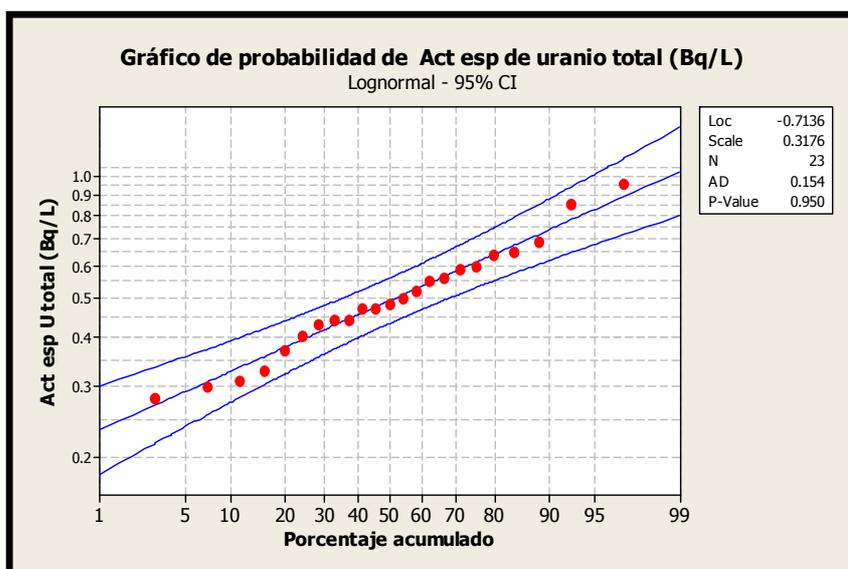


Figura 20 Gráfico de probabilidad de la actividad del uranio total en muestras de agua de pozos. La línea recta representa el ajuste lineal de los valores experimentales.

Con los resultados obtenidos para los mismos pozos, pero muestreados en 2003 (11 pozos), se obtuvo un promedio de concentración de actividad de 0.79 Bq/L, siendo aproximadamente el 90% de estos los que sobrepasan los valores permisibles de las distintas normas (ver Tabla 9). Con ésta comparación se observa una ligera disminución de contenido de uranio total en el transcurso de dos años. Haciendo el análisis estadístico entre poblaciones para un 95 % de confianza y utilizando el programa MINITAB (Minitab Inc. 1991), se determina que no hay

diferencia significativa, por lo que estos pozos siguen mostrando parecidos valores de concentración de actividad de uranio, y presentando altas concentraciones de este, representando un riesgo para la población que se abastece de ellos. En la Figura 21 se muestra el resultado.

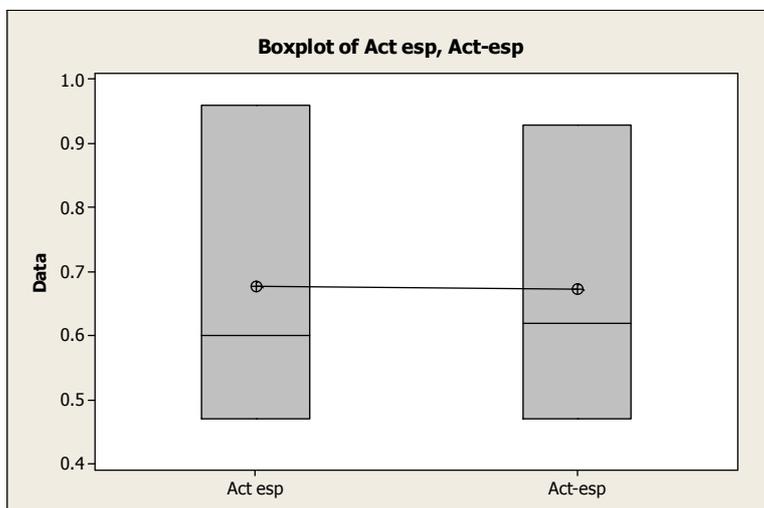


Figura 21 Comparación entre poblaciones (periodo 2005 y periodo 2003) para un 95 % de confianza.

Muestras de agua de tres de los pozos estudiados fueron analizadas por espectrometría alfa en el laboratorio en la Centro de Estudios y Experimentación de Obras Publicas (CEDEX, Madrid, España), para conocer el contenido en ^{238}U y ^{234}U . En la Tabla 10 se muestran los resultados obtenidos.

Tabla 10 Concentraciones de actividad, incertidumbres y relaciones isotópicas de tres pozos en la campaña de muestreo de 2005, obtenidos por espectrometría alfa.

Muestra	^{238}U (Bq/L)	^{234}U (Bq/L)	$^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$
Centro 7	0.086±0.004	0.534±0.026	6.25
Centro 8	0.138±0.004	0.792±0.026	5.73
Sac Viejo 3	0.065±0.002	0.405±0.012	6.24

Los resultados muestran un gran desequilibrio isotópico $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ en las tres muestras analizadas. Este resultado era de esperarse, debido a que el ^{234}U es más soluble en agua (Chabaux, Bourdon et al. 2008).

En la Tabla 11 se muestran la comparación de los resultados de las concentraciones de actividad de uranio total del agua subterránea, obtenidas en el muestreo del periodo marzo-julio de 2005, utilizando centelleo líquido y espectrometría alfa.

Tabla 11 Comparación de concentraciones de actividad de U total (U_t) entre laboratorios.

Muestra	Centelleo líquido	Espectrometría alfa
	U _t (Bq/L)	U _t * (Bq/L)
Centro 7	0.60±0.05	0.62±0.026
Centro 8	0.96±0.05	0.93±0.026
Sac Viejo 3	0.47±0.01	0.47±0.012

*suma de ²³⁴U y ²³⁸U

Aplicando el análisis estadístico para la comparación entre laboratorios, se llega a la conclusión de no hay diferencia significativa en ambos resultados, perteneciendo a la misma población para un 95 % de confianza. En la Figura 22 se muestra el resultado. Éste resultado se determinó utilizando el programa MINITAB (Minitab Inc. 1991).

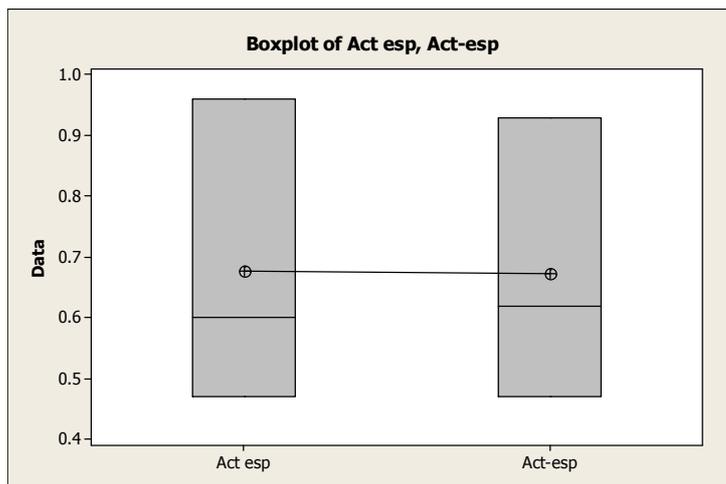


Figura 22 Comparación estadística entre laboratorios para un 95% de confianza.

El análisis estadístico entre muestras se determinó usando el programa BABXEL (Herrera and Montoya E. 1995), los pozos Centro 7 y Sacramento Viejo 3 no presentaron diferencias significativas para un 95 % de confianza, tomando en cuenta que la espectrometría alfa es el método de excelencia en la determinación de radioisótopos, podemos concluir que la determinación de uranio utilizando centelleo líquido es satisfactoria.

3.2 Modelación de la concentración de uranio total en muestras de agua de pozos.

Se utilizó el programa Surfer (Golden 1999), para obtener los resultados de la modelación, en forma de líneas de nivel, así como la tendencias en la subcuenca. Para ello se agregaron los resultados obtenidos en un muestreo de 11 pozos de la misma cuenca realizado en 2003 y publicado 2006 con la repetición de 4 de los pozos del muestreo mayor. Los datos repetidos se promediaron. Ver Figura 23 para modelación en curvas de concentración y Figura 24 para modelación en forma tridimensional.

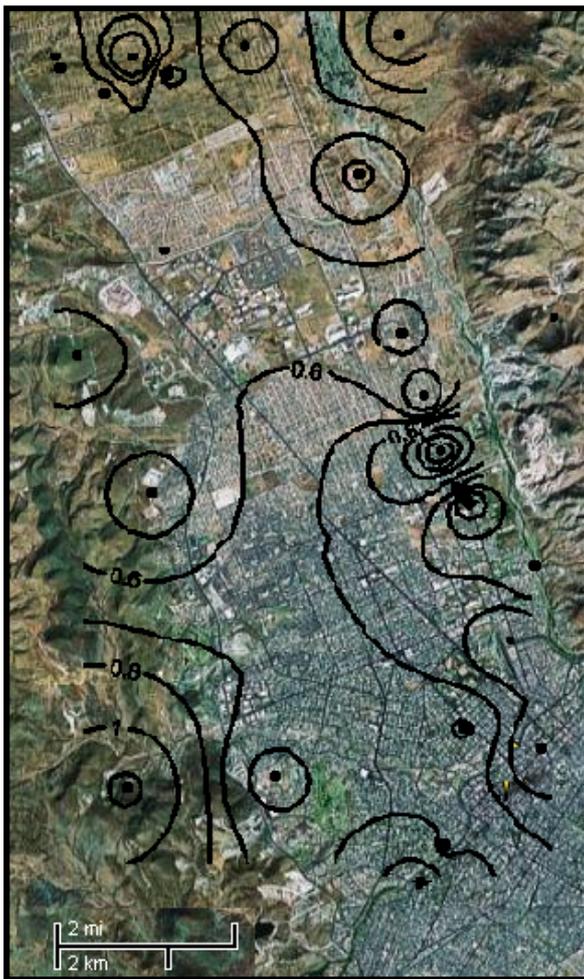


Figura 23 Distribución de la concentración de uranio en pozos de abastecimiento.

De la Figura 23 se puede observar que los pozos con más alta concentración de actividad en uranio se encuentran localizados al norte y noroeste de la cuenca. Sin embargo la concentración de uranio en la cuenca presenta un comportamiento aleatorio. En la Figura 24 se observa de mejor manera el comportamiento mostrado de los resultados de las concentraciones de uranio.

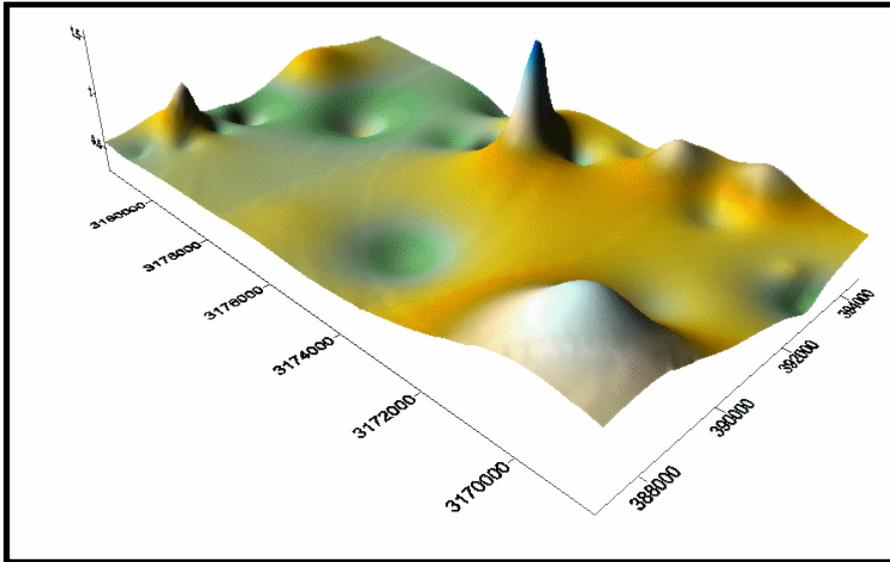


Figura 24 Distribución de la concentración de uranio en pozos de abastecimiento presentados en forma tridimensional.

El comportamiento de la concentración de uranio en los pozos muestreados no presenta una tendencia generalizada, y como se observa, los resultados de la modelación reflejan el comportamiento individual de la concentración de uranio en cada pozo. Estos resultados confirman que las concentraciones observadas son señal de la posible presencia de uranio en los sedimentos de los rellenos aluviales. Las relaciones isotópicas del $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ de los pozos Centro 8, Centro 7 y Sacramento Viejo 3 del orden de 6 sugieren que el origen del uranio disuelto está en los afloramientos de uranio en la zona de San Marcos-Majalca al noroeste del valle. La topografía y geología del valle apoyan esta hipótesis.

4. Resultados de uranio en agua superficial de la zona San Marcos.

4.1 Resultados de isótopos de uranio presentes en muestras de agua del río San Marcos-Sacramento.

En la Tabla 11 se muestran los resultados de la concentración de actividad de ^{238}U y ^{234}U presentes en diferentes puntos tomados del río San Marcos. Las muestras fueron colectadas en el periodo marzo-julio de 2007. Ver anexo 3 para la metodología de preparación de muestras para determinar ^{238}U y ^{234}U utilizando centelleo líquido (PERALS). El LMD para estas muestras fue de 7.2E^{-5} .

Tabla 11 Resultados de actividad específica de los isótopos de ^{238}U y ^{234}U (Bq/L) y su incertidumbre, así como la actividad específica del U_t y la relación isotópica ($^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$), presente en agua superficial.

Muestra	^{238}U	^{234}U	$^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$	U_t
MS1	0.006±0.0003	0.003±0.0001	0.548	0.010±0.0004
MS2	0.127±0.0013	0.112±0.0012	0.881	0.239±0.0018
MS3	0.003±0.0001	0.006±0.0002	1.763	0.009±0.0004
MS4	0.010±0.0003	0.005±0.0001	0.469	0.015±0.0005
MS5	0.025±0.0005	0.086±0.0010	3.507	0.110±0.0011
MS6	0.006±0.0002	0.007±0.0002	1.066	0.013±0.0004
MS7	0.010±0.0003	0.007±0.0002	0.706	0.017±0.0005
MS8	0.003±0.0001	0.003±0.0001	1.047	0.006±0.0004
MS9	0.007±0.0002	0.004±0.0001	0.600	0.012±0.0004
MS10	0.031±0.0006	0.031±0.0006	1.006	0.062±0.0010
MS11	0.007±0.0002	0.005±0.0002	0.735	0.012±0.0004
MS12	0.007±0.0002	0.012±0.0003	1.835	0.019±0.0005
MS13	0.010±0.0003	0.015±0.0004	1.510	0.025±0.0006
MS14	0.017±0.0004	0.012±0.0003	0.714	0.030±0.0006
MS15	0.011±0.0003	0.004±0.0001	0.356	0.015±0.0005
MS16	0.006±0.0002	0.019±0.0005	3.500	0.025±0.0006
MS17	0.007±0.0002	0.011±0.0003	1.529	0.018±0.0005
MS18	0.009±0.0003	0.001± nd*	0.088	0.010±0.0004
MS19	0.006±0.0002	0.013±0.0003	2.080	0.019±0.0005
MS20	0.007±0.0002	0.011±0.0003	1.667	0.018±0.0005
MS21	0.009±0.0003	0.010±0.0003	1.037	0.019±0.0005
MS22	0.018±0.0004	0.016±0.0004	0.894	0.035±0.0007
MS23	0.008±0.0003	0.015±0.0004	1.792	0.023±0.0006

*nd= no determinado.

Con estos resultados se puede apreciar el bajo contenido de uranio disuelto en agua superficial (^{238}U y ^{234}U). Así mismo se puede apreciar que ligeramente por arriba del 50% de las muestras presentan un contenido mayor de ^{234}U que de ^{238}U . Como se ha mencionado anteriormente, el ^{234}U es más soluble que el ^{238}U bajo condiciones de oxidación. Sin embargo, y como se observa de los resultados, casi el 50% de las muestras tiene $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ menores o muy cercanos a 1. Autores han mostrado que factores como Eh, pH, sólidos disueltos totales, tiempo de residencia, cantidad de materia suspendida, etc., deben ser tomados en cuenta para el desarrollo del $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$. Las muestras del río San Marcos fueron tomadas de las partes donde el agua brota, ya que éste río no tiene una corriente continua de manera superficial. Con lo anterior, podemos decir que el equilibrio presentado en las muestras puede ser debido al producto de dos factores, 1) a la lixiviación de ambos isótopos de las rocas del subsuelo con las que el agua se encuentra en contacto, y b) debido a la deficiencia de ^{234}U que puede ser rápidamente movilizado o, que por la presencia de Ca y Fe forme compuestos y sea precipitado o adsorbido a la materia suspendida.

De la Tabla 11 las muestras presentaron un valor de $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ en un intervalo de 0.55 a 3.5, obteniendo un valor promedio de 1.275. Chabaux, et. al. realizó un estudio para 30 ríos, donde se determinó que el $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ se encontraba en un intervalo de 0.96 a 1.3 (Chabaux, Riotte et al. 2001), por lo que la concentraciones encontradas para el río San Marcos son muy parecidas.

De la presa San Marcos fue tomado un punto para muestreo, del cual fue colectada agua para ambos muestreos, 2005 y 2007. El punto MS23 tomado en mayo de 2007 mostró un contenido muy bajo de uranio en comparación con el resultado obtenido por espectrometría alfa en 2005 (muestra tomada en la presa con valor para ^{238}U de 7.7 Bq/L). El alto contenido de uranio en el muestreo de 2005 puede ser producto de dos condiciones, a) debido a que en la presa San Marcos, específicamente en el punto de muestreo, hay localizado un manantial que abastece a ésta de agua subterránea con altos contenidos de uranio y b) que en 2005, el estado de Chihuahua había estado atravesando por un largo periodo de sequía (Núñez-López D., Muñoz-Robles et al. 2007), por lo que la presa prácticamente mantenía el nivel de agua por la proveniente del manantial. Por otra parte, varios autores han analizado la influencia que podría tener el agua de lluvia en las muestras de agua superficial, donde lo encontrado ha sido que ésta tiene efectos despreciables sobre la concentración de uranio disuelto (Chabaux, Riotte et al. 2001). Sin embargo, en 2007 la toma de muestra fue varios meses después del periodo de lluvia, aquí el agua estaba aun en continuo movimiento a comparación del periodo de 2005.

El contenido de uranio en agua superficial ha sido ampliamente estudiado por diversos autores. En Chihuahua, anteriormente se realizó un estudio en agua del río Chuiscar, cerca de la ciudad de Aldama, donde las concentraciones de actividad de los isótopos de uranio presentaron variaciones para ^{238}U que van de 47 a 280 mBq/l y de 211 a 1260 mBq/l para el ^{234}U (Villalba, Colmenero-Sujo et al.

2005). En comparación con lo anterior, el uranio disuelto determinado en las muestras del río San Marcos se encuentra por debajo del determinado en el río Chuviscar.

En aguas superficiales, las cuales siempre se encuentran oxigenadas, el uranio se encuentra en la forma soluble U+6 y forma compuestos con carbonatos, hidroxilos y sulfatos (Bourdon, Henderson et al. 2003). Sin embargo, una significativa proporción de uranio en agua de superficial es transportada como partícula suspendida (sedimentos o coloides), la cual es recobrada por filtración en filtros con tamaño de poro < 0.1 a 0.45 µm (Bourdon, Henderson et al. 2003). En nuestro estudio las muestras fueron filtradas con filtro de 0.45 µm, por lo que tomando en cuenta los estudios realizados de acuerdo al tamaño de partícula, en el filtro se puede tener presente compuestos orgánicos como bacterias y algas, así como compuestos inorgánicos como carbonatos y arcillas.

Con base en lo anterior, se realizó el análisis elemental en la muestra de la presa, tanto para el agua filtrada como para el material que se quedó en el filtro (ver anexo 7). Ésta muestra es la misma que se tomo en el muestreo de 2005. Como se puede observar, los contenidos en Ba, Ca, Fe, Mg, Mn, P, Na y K (coloides inorgánicos) son completamente distintos.

Estudios realizados en diferentes ríos del Congo han mostrado que del 60 al 90 % es asociado con sedimentos suspendidos (Bourdon, Henderson et al. 2003). Otro estudio en Suiza muestra que del 20 al 50 % del uranio en agua superficial se encuentra en partículas suspendidas mayores a 45 µm. Por lo anterior, se realizo el estudio en 4 muestras de material filtrado de agua superficial (ver anexo 7). Las muestras analizadas corresponden a los puntos donde se espera una mayor concentración de uranio como: cerca del primer yacimiento Victorino (MS2), cerca del segundo yacimiento (MS9), presa San Marcos (MS23) y después de la junta de los ríos San Marcos-Majalca (MS19), dando como resultado (Tabla 12):

Tabla 12 Resultados de actividad especifica de U total (U_t) y su incertidumbre en material filtrado de muestras de agua superficial provenientes del Río San Marcos-Sacramento.

Muestra	U_t (Bq/Kg)
MS2	39.8±3.0
MS9	45.1±3.3
MS19	40.7±3.1
MS23	42.1±3.2

Con estos resultados comprobamos que efectivamente una gran parte del uranio se encuentra adsorbida en el material suspendido presente en agua superficial. Recordando el resultado de la muestra de la presa (tomada en julio de 2005) analizada por espectrometría alfa y que no tuvo el proceso de filtrado, el valor

para uranio total fue de 42.48 Bq/L que es muy parecido al valor de uranio total que nos resultaría de tomar la concentración de uranio en la materia suspendida más la encontrada en agua. Con estos resultados se puede concluir que el uranio arrastrado por intemperismo, lixiviación, suspensión, disolución, etc., se transporta como un todo en el agua superficial en la región de estudio. Este comportamiento concuerda con lo descrito por Chabaux, Riotte y Dequincey (Bourdon, Henderson et al. 2003).

5. Resultados de uranio y radio en agua subterránea de la parte media de la zona San Marcos-Sacramento.

5.1 Resultados de radio presentes en agua de pozo localizados al norte del acuífero.

En la Tabla 13 se muestran los resultados de las concentraciones de actividad de radio presentes en agua de pozo. Estas muestras fueron colectadas en el periodo de octubre 2006 - enero de 2007. La Figura 10 muestra la localización de los pozos agrícolas que fueron muestreados. Ver anexo 4 para la metodología de preparación de muestras para determinar ^{226}Ra utilizando centelleo líquido (TRIATHLER).

Tabla 13 Concentraciones de actividad de ^{226}Ra y su incertidumbre, eficiencia de medición presente en las muestras de estudio. LMD 0.001 Bq/L.

Muestra	Código	^{226}Ra (Bq/L)	Eficiencia de medición
Los Tebanos	m1	0.067±0.002	0.8
La Lomita	m2	0.011±0.0003	
Los Gavilanes	m3	0.038±0.001	
El Charro	m4	0.008±0.0002	
El Charro(600m)	m5	0.007±0.0002	
Los Nogales	m6	0.014±0.0003	
Mezquite Gordo	m7	0.024±0.001	
Santo Toribio	m8	0.023±0.001	
Peñas Azules	m10	nd*	
Sacramento	m11	0.011±0.0003	
La Cecilia	m12	0.006±0.0001	
Juan Orona	m13	0.052±0.001	
San francisco	m14	0.023±0.001	
Torreoncillos Carretera	m15	nd	
Torreoncillos	m16	nd	

*nd, no detectado

Como se muestra en la Tabla 13, todos los valores se encuentran por encima del límite de detección de 0.001 Bq/L (Hurgun, Gerome S. et al. 2000).

La norma oficial mexicana para agua de uso y consumo humano, establece que el límite máximo permisible para alfa emisores es de 0.56 Bq/L. Con los resultados obtenidos en la determinación de radio, y tomando en cuenta sólo esos valores, se muestra que los pozos se encuentran por debajo de ésta norma. Por otra parte, la Environmental Protection Agency (EPA), para la regulación de isótopos en agua potable, establece como valor máximo permisible de radio en

agua 0.185 Bq/L (USEPA 2000), para lo cual también los resultados de los pozos en estudio se encuentran por debajo de ese límite permisible.

De la bibliografía se ha reportado que la presencia de radio se encuentra directamente relacionada con la conductividad eléctrica del agua, lo cual indica alto contenido en sales disueltas. En trabajos anteriores se determinó que en lugares como San Diego de Alcalá, al sureste de la ciudad de Chihuahua y que presenta características de alta temperatura (~ 45°C) y un alto contenido en sales, los valores de radio fueron de hasta 5.35 Bq/L (Villalba, Montero-Cabrera et al. 2006). Sin embargo en nuestras muestras se encuentra la temperatura en un promedio de 20 °C y el contenido en sólidos disueltos de 220 ppm (ver anexo 2), para lo cual los resultados de las muestras en estudio son muy bajos al compararlos con el resultado anterior. Otros autores han reportado que en lugares semi-áridos, condiciones parecidas a nuestra región, que los más altos contenidos de radio en agua subterránea los han encontrado en los pozos más profundos y que además, encuentran una correlación con pH bajos (Ruberu, Liu Y.G. et al. 2005). Desafortunadamente en nuestro estudio no se cumplen esas condiciones de correlación.

5.2 Resultados de isótopos de uranio presentes en muestras de agua de pozo al norte de la ciudad.

En la Tabla 14 se muestra los resultados de la concentración de actividad de ^{238}U y ^{234}U presentes en agua de diferentes pozos localizados al norte del acuífero. Estas muestras fueron colectadas en el periodo de octubre 2006-enero de 2007. Ver anexo 4 para la metodología de preparación de muestras para determinar ^{238}U y ^{234}U utilizando centelleo líquido (PERALS). El LMD para estas muestras fue de 7.2E^{-5} (anexo 8).

Tabla 14 Resultados de actividad específica de los isótopos de ^{238}U y ^{234}U y su incertidumbre presentes en agua de pozo, así como la actividad específica del Ut y la relación isotópica ($^{238}\text{U}/^{234}\text{U}$).

Muestra	^{238}U (Bq/L)	^{234}U (Bq/L)	$^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$	Ut (Bq/L)
m1	0.005±0.0004	0.024±0.001	4.7	0.03±0.001
m2	0.010±0.0004	0.065±0.001	6.6	0.08±0.001
m3	0.011±0.0005	0.048±0.001	4.5	0.06±0.001
m4	0.010±0.0004	0.061±0.001	6.1	0.07±0.001
m5	0.013±0.0005	0.071±0.001	5.4	0.09±0.001
m6	0.006±0.0004	0.045±0.001	8.0	0.05±0.001
m7	0.006±0.0004	0.053±0.001	9.5	0.06±0.001
m8	0.003±0.0003	0.017±0.001	5.9	0.02±0.001
m9	0.009±0.0004	0.031±0.001	3.3	0.04±0.001
m10	0.022±0.0006	0.056±0.001	2.5	0.08±0.001
m11	0.028±0.0007	0.082±0.001	2.9	0.11±0.001
m12	0.051±0.0009	0.175±0.002	3.4	0.23±0.002
m13	0.006±0.0004	0.032±0.001	5.0	0.04±0.001
m14	0.041±0.0008	0.170±0.002	4.2	0.21±0.002
m15	0.028±0.0007	0.175±0.002	6.3	0.20±0.002
m16	0.245±0.0010	0.311±0.001	1.3	0.56±0.002

Los resultados obtenidos en agua de pozo, muestran que los valores de concentración de actividad son bajos, esto es en comparación con los resultados obtenidos por espectrometría alfa en los pozos cercanos a los afloramientos de la zona de San Marcos, y con los resultados obtenidos para agua de pozo de la parte baja de la cuenca, en la ciudad de Chihuahua. Esto es entendible debido a la topografía y la geología de la zona (ver Figura 25). Se observa un marcado desequilibrio entre ^{234}U y ^{238}U que va en un intervalo de 1.6 a 9.5. La concentración encontrada en ésta zona es debida a los diferentes factores de intemperismo de las rocas con las que el agua del acuífero se encuentra en contacto y que conforman la geología de esa parte de la región, esto de acuerdo a los resultados encontrados en el análisis del sustrato geológico (sección 1). Es importante hacer notar que el valor de concentración de actividad de ^{234}U , ^{238}U y uranio total para la muestra m16 se encuentra muy por arriba del resto de las muestras en esta región. Lo anterior puede ser debido a su proximidad con la zona de los afloramientos del mineral de uranio, San Marcos. Recordemos que

los pozos 1 y 2 mostraron contenidos para ^{238}U de 6 Bq/L, de donde el pozo m16 se encuentra a aproximadamente 3.2 km en línea recta y en dirección del probable flujo de agua en base a la topografía de la región, por lo que puede justificar ese alto contenido en uranio.

En las muestras de agua subterránea no se hizo la filtración, ya que en la mayoría de los métodos para determinar la concentración de uranio en este tipo de muestras no se realiza ese paso. Sin embargo, hay autores que recomiendan hacer la diferencia entre el uranio que se encuentra adsorbido en materia suspendida y el que realmente se encuentra disuelto (Dosseto, Turner et al. 2006).

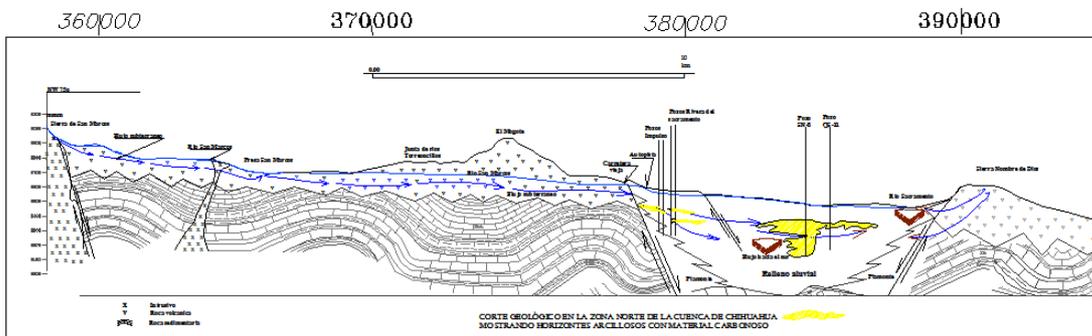


Figura 25 Corte geológico en la zona norte de la cuenca de Chihuahua (Reyes Cortés 2005).

Del análisis de la zona del valle de Chihuahua, es evidente que en la región cercana a los afloramientos del mineral de uranio, San Marcos, encontramos altos contenidos en ^{238}U y ^{234}U en agua subterránea. De igual manera, en la parte baja de la cuenca encontramos altas concentraciones de estos isótopos ya que a través de los años ha habido sedimentación de material que proviene principalmente de la parte noroeste donde se encuentran los afloramientos. Por otra parte, en la región de muestreo de agua subterránea, que se encuentra en la parte media de la cuenca, no encontramos concentraciones tan altas como en las otras dos partes estudiadas. La concentración encontrada en ésta zona es debida a la presencia de las rocas (Riolitas) que conforman la geología de la región.

5.3 Resultados de correlación de isótopos de uranio y radio disueltos en muestras de agua de pozo al norte de la ciudad.

Haciendo un análisis del uranio disuelto en comparación con el ^{226}Ra para determinar las zonas donde el agua se encuentra en posibles condiciones de reducción, se obtuvo lo siguiente (Tabla 15):

Tabla 15 Resultados de actividad específica de los isótopos de ^{226}Ra , ^{238}U y ^{234}U presente en agua de pozo y la relación de actividades $^{226}\text{Ra}/^{234}\text{U}$ y $^{226}\text{Ra}/^{238}\text{U}$.

Muestra	^{226}Ra (Bq/L)	^{234}U (Bq/L)	^{238}U (Bq/L)	$^{226}\text{Ra}/^{234}\text{U}$	$^{226}\text{Ra}/^{238}\text{U}$
m1	0.067	0.024	0.005	3.0	13.0
m2	0.011	0.065	0.010	0.2	1.1
m3	0.038	0.048	0.011	0.8	3.6
m4	0.008	0.061	0.010	0.1	0.8
m5	0.007	0.071	0.013	0.1	0.5
m6	0.014	0.045	0.006	0.3	2.4
m7	0.024	0.053	0.006	0.5	4.3
m8	0.023	0.017	0.003	1.3	7.8
m11	0.011	0.082	0.028	0.1	0.4
m12	0.006	0.175	0.051	0.03	0.1
m13	0.052	0.032	0.006	1.6	8.1
m14	0.023	0.170	0.041	0.1	0.6

Recordemos que en agua con condiciones de reducción el ^{238}U disuelto precipita. Las zonas en condiciones de reducción son encontradas en los pozos Los Tebanos (m1), Santo Toribio (m8) y Juan Orona (m13). Estos pozos se localizan al noreste del acuífero. En la Figura 26 se muestra la correlación que existe entre la concentración de ^{226}Ra con la concentración de ^{238}U .

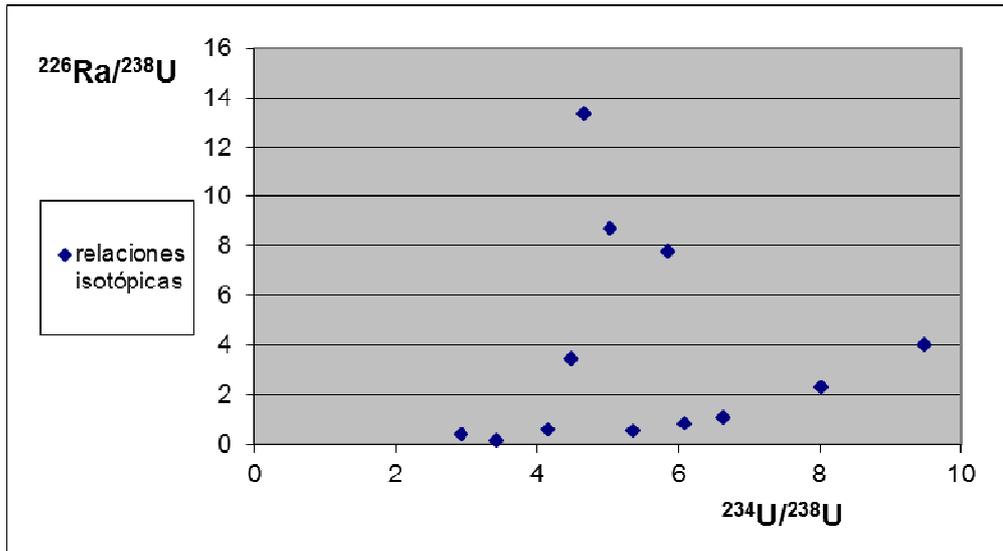


Figura 26 Correlación de concentraciones de ^{226}Ra con ^{238}U disueltos en agua subterránea.

Con la correlación presentada, se muestra que no hay presente algún patrón a seguir. Pero si se encuentra que los pozos que presentan menor concentración de ^{238}U disuelto coinciden con los que tienen mayor ^{226}Ra disuelto.

Para dar una mejor explicación de cómo se comportaría la concentración de uranio en agua subterránea de esta parte del acuífero, se realizó una modelación con curvas de iso-concentración que se muestra a continuación.

Por lo anterior, se concluye que la actividad alfa presente en las muestras de agua en estudio, es aportada principalmente por los contenidos los isótopos de uranio.

5.4 Modelación de la concentración de uranio total y ^{226}Ra en la zona norte del acuífero Chihuahua-Sacramento.

Resultados de la modelación, en forma de curvas de iso-concentración, así como de superficie de concentración de actividad del uranio total en la parte norte del acuífero Chihuahua-Sacramento (Figura 27 y 28).

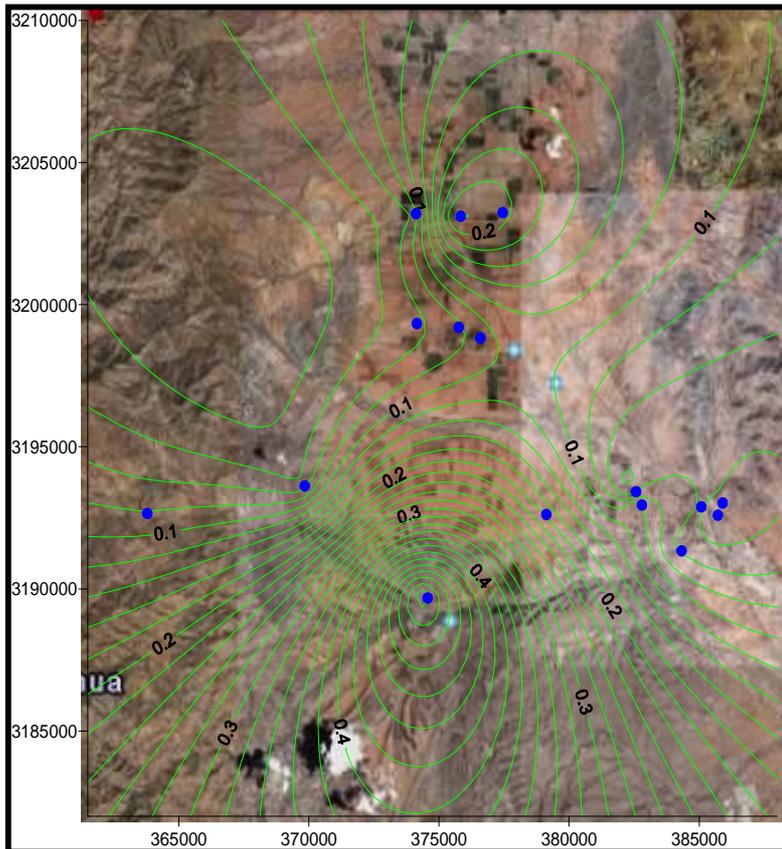


Figura 27 Mapa con curvas de concentración para U total en agua subterránea.

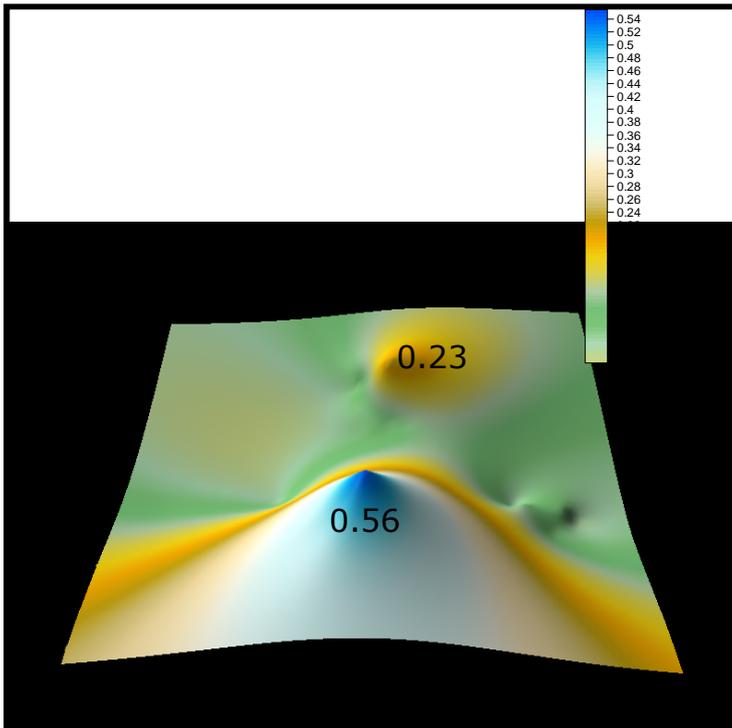


Figura 28 Mapa de superficie de distribución de la concentración de uranio total.

Resultados de la modelación, en forma de superficie de concentración de actividad del ^{226}Ra en la parte norte del acuífero Chihuahua-Sacramento (Figura 29).

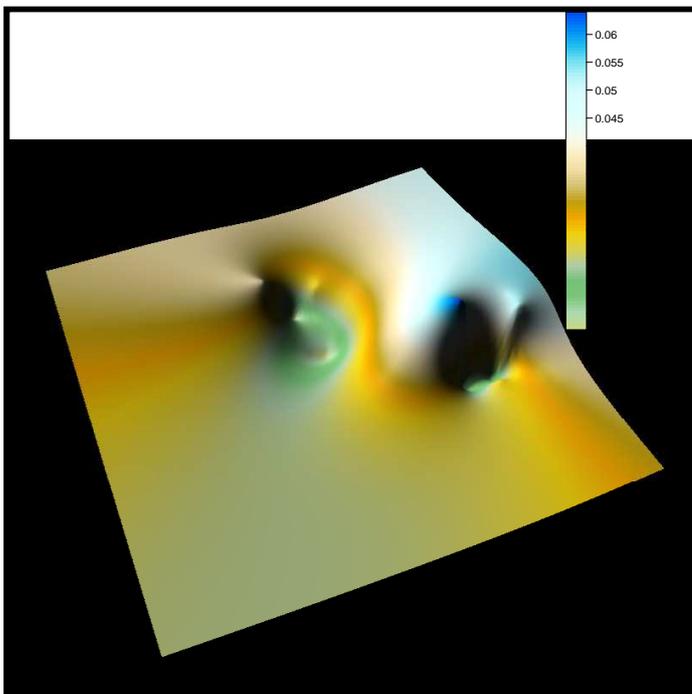


Figura 29 Mapa de superficie de distribución de la concentración de ^{226}Ra .

Con ésta modelación se puede tener una mejor idea del comportamiento del uranio disuelto en agua de pozo a lo largo de la parte norte del acuífero Chihuahua-Sacramento. Uno de los pozos analizados contiene uranio disuelto en cantidad mucho mayor que el promedio de los pozos. La concentración de actividad de uranio en este pozo es de 0.56 Bq/L. Es importante hacer notar que los pozos con mayor concentración en uranio total, ^{234}U y ^{238}U no coinciden con los más altos valores de relación isotópica ($^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$). Con esto se refleja la disolución preferencial que existe en las rocas del ^{234}U con respecto al ^{238}U (Bonotto D.M. 1998), esto es debido al efecto del retroceso alfa durante la desintegración del ^{238}U a ^{234}Th . Con la correlación $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ versus $1/^{238}\text{U}$ se puede obtener información sobre la dirección del flujo de agua. De la Figura 30 se puede concluir que hay una tendencia donde los pozos con más bajas concentraciones en ^{238}U contienen las mayores concentraciones en ^{226}Ra , y esto es debido a que el radio se presenta disuelto en agua bajo condiciones de reducción mientras que el uranio, en estas mismas condiciones, precipita.

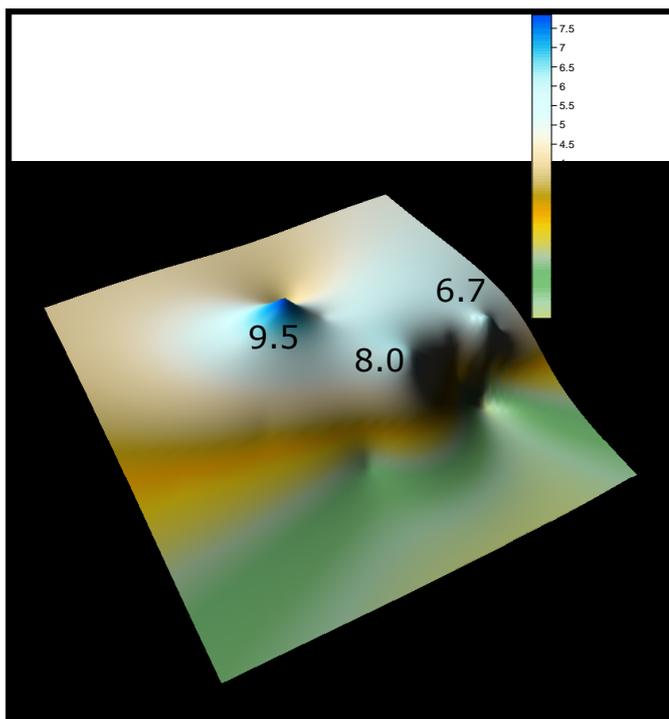


Figura 30 Mapa de superficie de distribución de la relación isotópica $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ en agua de pozo.

Un flujo de agua rápido tiene menor tiempo de residencia para disolver los sólidos del acuífero y esto muestra ligera disminución en $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$. Por el contrario bajos valores de relación isotópica pueden significar que hay un estancamiento en el flujo de agua. Basándonos en esto, en nuestro caso existe sólo un punto que en comparación con el resto muestra el más bajo valor de relación isotópica, por lo que probablemente tiempo de residencia ahí es mayor. El pozo es el que se

localiza en la comunidad de Torreoncillos. Con estos resultados se puede suponer que el flujo de agua subterránea de lo que llamamos parte media del valle sea de noroeste a sureste.

5.5 Resultados de la modelación en forma de superficies del recíproco de la concentración de uranio ($1/^{238}\text{U}$).

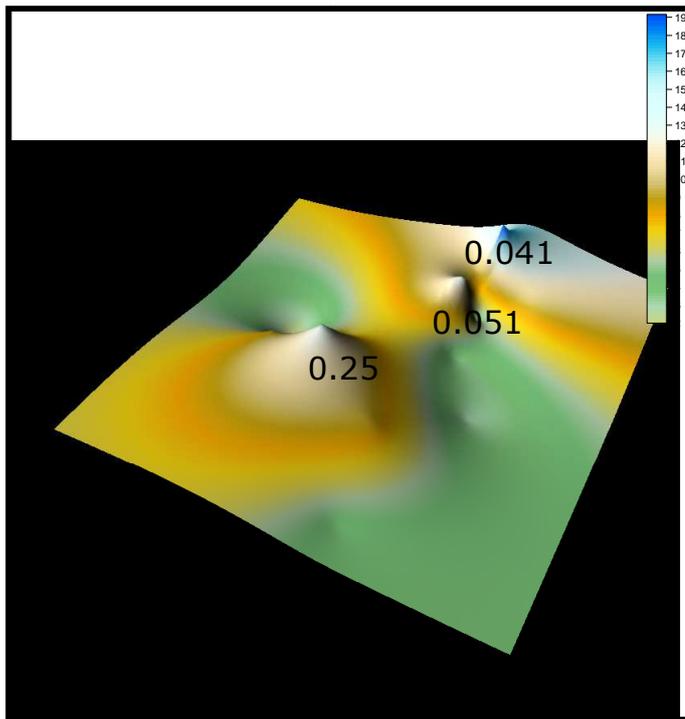


Figura 31 Mapa de superficie de distribución del $1/^{238}\text{U}$ en agua de pozo.

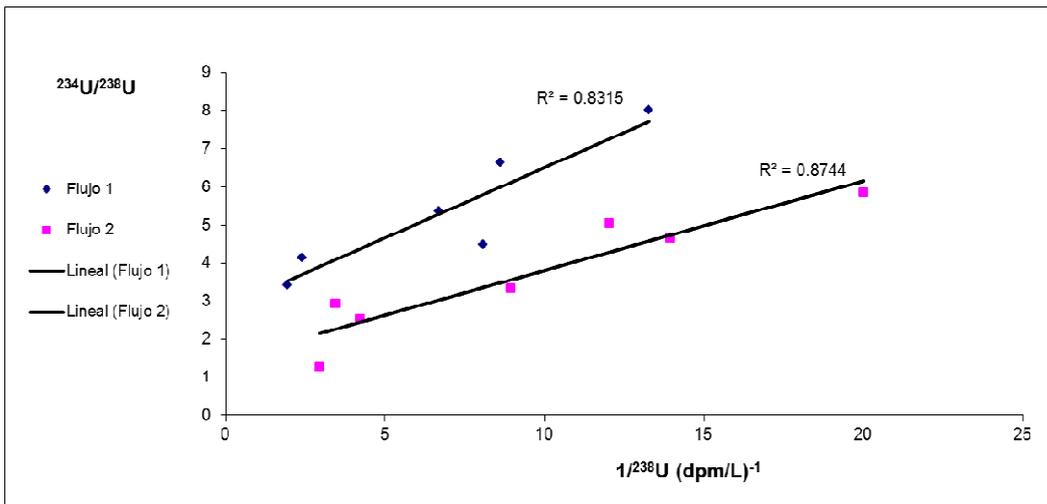


Figura 32 Correlación del $1/^{238}\text{U}$ vs $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ en agua de pozo.

De la información obtenida de la concentración de ($1/^{238}\text{U}$) vs $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ se obtiene el gráfico de la Figura 32 que nos muestra dos flujos (Luo, Ku et al. 2000), el flujo

1 se interpreta como un patrón lineal de mezclado que va de un componente con alta concentración de uranio y baja relación isotópica y otro con baja concentración de uranio pero alta relación isotópica. Para el flujo 2, se interpreta como una línea de mezclado entre dos puntos, que puede indicar un patrón donde la interacción roca-agua va evolucionando. El flujo de agua de ese patrón nos indica un mezclado con agua de baja concentración de uranio y alta relación isotópica, con agua que tiene uranio lixiviado reciente de baja $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$. Por lo que en este patrón el intercepto con el eje de las ordenadas representa el componente de lixiviación de acuífero que tiene la máxima concentración de uranio con $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ de la roca. La pendiente de ésta recta tiene dimensiones de actividad de ^{234}U por unidad de volumen y se interpreta como el exceso de ^{234}U en el acuífero que se mezcla con el uranio lixiviado. Para éste análisis se eliminó el pozo Mezquite gordo que presenta alta $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ y se encuentra en la parte sur de la zona de muestreo pasando el Río Sacramento.

5.6 Modelación en muestras de agua subterránea y superficial en la zona San Marcos - Sacramento.

Resultados de la modelación, en forma de curvas de iso-concentración, así como de superficie de concentración de actividad del uranio total en agua superficial y subterránea, la parte norte del acuífero Chihuahua-Sacramento y la zona de San Marcos. En las Figuras 33 y 34 se muestra ésta modelación.

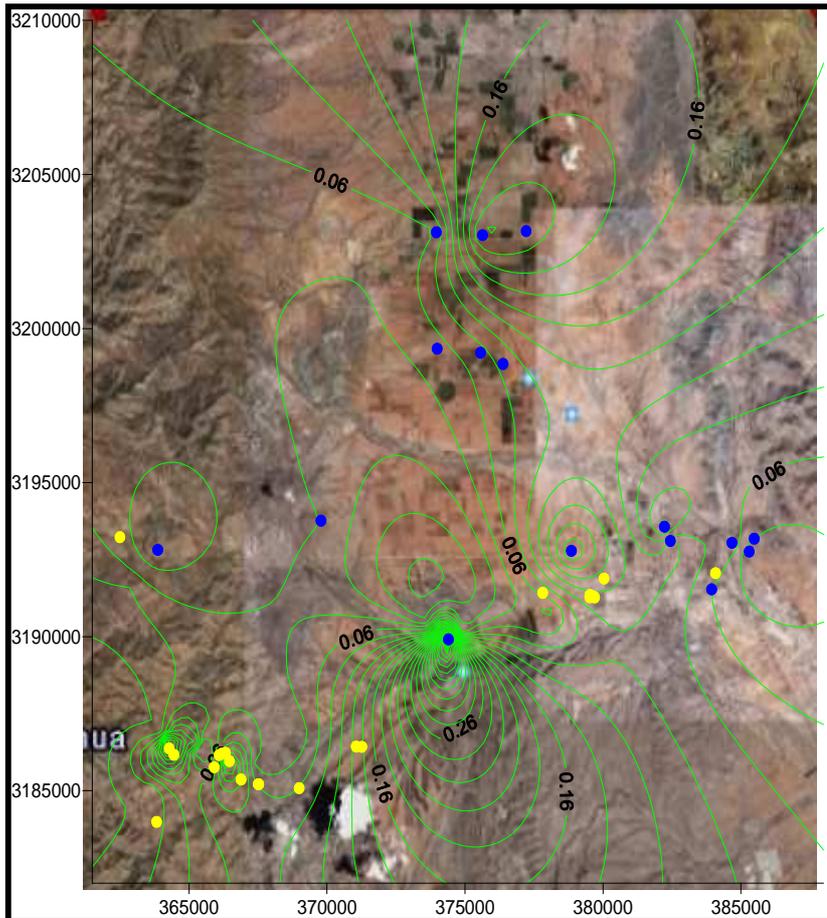


Figura 33 Mapa con curvas de concentración para U total en agua subterránea.

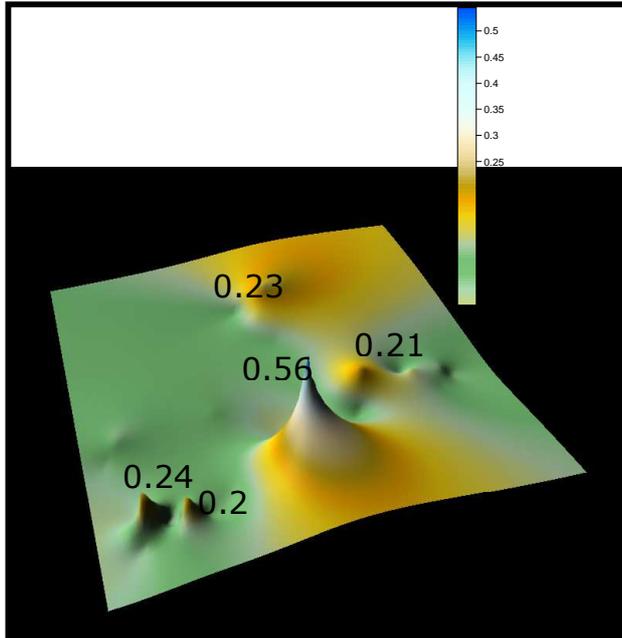


Figura 34 Mapa de superficie de distribución de los isótopos de ^{234}U y ^{238}U en agua superficial y subterránea.

Los resultados obtenidos en agua de pozo, muestran que los valores de concentración de actividad para la mayoría de los pozos en estudio no son tan altos, a excepción del pozo Torreoncillos de actividad 0.56, en comparación con los resultados obtenidos en la región cercana a los afloramientos de la zona de San Marcos, ni con los resultados obtenidos para la parte baja de la cuenca. Esto es entendible debido a la topografía y la geología de la zona. Se observa un desequilibrio muy grande entre ^{234}U y ^{238}U que va de un rango de 1.6 a 5.4. Con estos resultados seguimos concluyendo que la región a donde pertenece la cuenca de Chihuahua es zona uranífera, y como se mencionó anteriormente, el origen del uranio disuelto está en los afloramientos de uranio en la zona de San Marcos al noroeste del valle.

6. MODELO DESCRIPTIVO.

6.1 Cambio de la concentración del ^{234}U y el ^{238}U en el agua respecto de la distancia.

Para realizar la modelación descriptiva se tomó como referencia la ecuación propuesta por Porcelli y Swarzenski (Bourdon, Henderson et al. 2003). La generación de isótopos del uranio ocurre principalmente por los procesos de intemperismo y retroceso (debido a la desintegración del isótopo padre) a lo largo de la línea de flujo, siguiendo una trayectoria entre: nivel freático, la zona vadosa, los poros de la roca o sedimentos, depósitos ricos en materia orgánica y la zona saturada.

En una roca que no ha sido modificada (intemperizada) y que es suficientemente vieja ($\approx 10^6$ años), los isótopos hijos se encuentran en equilibrio secular con los isótopos padre, por lo que la actividad del isótopo padre es idéntica a la de todos los isótopos hijos. Cuando la roca se pone en contacto con el agua subterránea, los isótopos pueden ser redistribuidos entre la roca y la solución como resultado de disolución-precipitación, adsorción, desorción, movimiento del agua, y procesos nucleares como el retroceso alfa y la desintegración radiactiva.

En la modelación del transporte y concentración de isótopos presentes en un acuífero es importante determinar el factor de retardación R_I . La velocidad de transporte de un isótopo decrece por R_I en relación a la velocidad de flujo del agua subterránea, debido a interacciones en la superficie de las rocas del acuífero.

$$R_I = 1 + K_I \quad (22)$$

donde

$$K_I = I_{\text{ADS}} / I_w$$

Se utilizan tratamientos matemáticos de modelos de acuíferos simples para calcular R_I , la velocidad de aporte por intemperismo, por retroceso y por adsorción-desorción.

Para el transporte de isótopos en un acuífero se deben tomar en cuenta los principales componentes que los contienen.

- Sistema Agua. Agua presente en el acuífero donde las concentraciones son obtenidas por simple muestreo.
- Sistema Roca. Rocas presentes en el acuífero. Se deben conocer los minerales (y su concentración) que conforman la matriz de la roca. Representan los minerales que no se encuentran en contacto con el agua.

- Sistema de Átomos adsorbidos en la capa superficial. Representan los átomos que están realmente en intercambio con los átomos del agua.

Para realizar la modelación descriptiva se tomó como referencia la ecuación propuesta por Porcelli y Swarzenski [Bourdon B., et al., 2003]:

$$\frac{\partial I_w}{\partial t} + \frac{v \partial I_w}{\partial x} = b w_I I_R + b \varepsilon_I \lambda_P P_R + I_{ADS} k_{-I} + f_I \lambda_P P_{ADS} + \lambda_P P_w - Q_I - \lambda_I I_w - k_I I_w \quad (23)$$

Donde:

$b w_I I_R$: entrada al sistema del isótopo de interés por intemperismo en la roca.

$b \varepsilon_I \lambda_P P_R$: entrada al sistema del isótopo de interés por desintegración y retroceso del isótopo padre en la roca.

$I_{ADS} k_{-I}$: entrada al sistema del isótopo de interés por desorción del isótopo de interés desde la capa superficial.

$f_I \lambda_P P_{ADS}$: entrada al sistema del isótopo de interés por desintegración del isótopo padre adsorbido en la capa superficial.

$\lambda_P P_w$: entrada al sistema del isótopo de interés por desintegración del isótopo padre en agua.

Q_I : salida del sistema del isótopo de interés por precipitación.

$\lambda_I I_w$: salida del sistema del isótopo de interés por desintegración de él mismo en agua.

$k_I I_w$: salida del sistema del isótopo de interés por adsorción.

$I_w, (I_w)$	Concentración molar del isótopo I y concentración de actividad del isótopo I en el agua (subterránea o superficial)
$P_w, (P_w)$	Concentración molar del isótopo padre P y concentración de actividad del isótopo padre P en el agua (subterránea o superficial)
$I_R, (I_R)$	Concentración molar del isótopo I y concentración de actividad del isótopo I en la roca hospedera del acuífero
$P_R, (P_R)$	Concentración molar del isótopo padre P y concentración de actividad del isótopo padre P en la roca hospedera del acuífero
$I_{ADS}, (I_{ADS})$	Concentración molar del isótopo I y concentración de actividad del isótopo I adsorbida (por unidad de masa de la roca)
$P_{ADS}, (P_{ADS})$	Concentración molar del isótopo padre P y concentración de actividad del isótopo padre P adsorbida (por unidad de masa de la roca)
v	Velocidad de flujo del agua subterránea
x	Distancia a lo largo de la línea de flujo del agua subterránea
w_I	Constante de primer orden para la liberación por intemperismo del isótopo I
ε_I	Fracción de liberación por retroceso para el isótopo I

λ_I, λ_P	Constantes de desintegración del isótopo I y el padre P
k_1	Constante cinética de adsorción de primero orden
k_{-1}	Constante cinética de desorción de primero orden
Q_I	Velocidad de precipitación del isótopo I
f_I	Fracción del isótopo I producido por adsorción del padre y liberada por retroceso hacia el agua
b	Relación de masa roca/agua, donde $b=(1-n)\rho_R/n\rho_w$
ρ_R, ρ_w	Densidades de la roca y del agua subterránea, respectivamente
n	Porosidad de la roca
R_I	Factor de retardo del isótopo I, donde $R_I = 1 + K_I = (\text{disueltos} + \text{adsorbidos}) / \text{adsorbidos}$
K_I	Coefficiente de partición entre los átomos disueltos y adsorbidos, $K_I = \text{adsorbidos} / \text{disueltos}$

Proceso de adsorción-desorción.

Para obtener la solución a la ecuación (1) se requiere conocer la abundancia adsorbida del isótopo de interés (I_{ADS}). Asumiendo el estado estacionario para las concentraciones del isótopo de interés en cada punto de estudio, $\frac{\partial I_w}{dt} = 0$, el suministro del isótopo por adsorción será balanceado por la desorción y desintegración del isótopo adsorbido.

$$I_w k_1 = I_{ADS} k_{-1} + \lambda_I I_{ADS} \quad (24)$$

A partir de esta ecuación, el coeficiente de partición K_I queda reajustado para el caso de la participación de isótopos radiactivos:

$$K_I \equiv \frac{I_{ADS}}{I_w} = \frac{k_1}{k_{-1} + \lambda} \quad (25)$$

Casos de interés.

6.1.1 Uranio 238.

Como el ^{238}U es el isótopo padre en la cadena de desintegración, y asumiendo estado estacionario la ecuación será (Tricca, Wasserburg et al. 2001):

$$\frac{v\partial I_{238Uw}}{\partial x} = b w_{238UI} I_{238UR} + I_{238UADS} k_{-1} - Q_{238UI} - \lambda_{238U} I_{238Uw} - k_1 I_{238Uw} \quad (26)$$

Agregando las condiciones:

$$k_1 I_{238Uw} = I_{238UADS} k_{-1} + \lambda_{238U} I_{238UADS} \quad (27)$$

Entonces la ecuación (26) se transforma según:

$$\frac{v \partial I_{238Uw}}{\partial x} = b w_{238UI} I_{238UR} - Q_{238UI} - \lambda_{238U} (I_{238Uw} + I_{238UADS}) \quad (28)$$

Pero como $\lambda_{238U} \rightarrow 0$, para el ^{238}U se reduce a:

$$\frac{v \partial I_{238Uw}}{\partial x} = b w_{238UI} I_{238UR} - Q_{238UI} \quad (29)$$

Por lo que la concentración del ^{238}U se encuentra dominada por intemperismo y precipitación. La solución a la ecuación sería:

$$I_{238U} = \frac{b w_{238UI} I_{238UR} x}{v} - I_{238U0} \quad (30)$$

donde la actividad del isótopo en agua incrementa linealmente con la distancia a lo largo de la línea de flujo. Recordemos que este resultado es obtenido directamente del estado estacionario, por lo que la ecuación para la actividad en agua no depende de la reactividad del isótopo de interés con el área superficial.

6.1.2 Uranio 234.

Partiendo nuevamente de la ecuación del Porcelli y Swarzenski (Bourdon, Henderson et al. 2003; Porcelli and Swarzenski 2003), la actividad del ^{234}U no sólo depende de la velocidad de intemperismo (como el ^{238}U), sino que también depende de la cantidad de ^{234}Th producido en el sólido por desintegración alfa y expulsado hacia la solución por retroceso. La $T_{1/2}$ tan corta del ^{234}Th hace que no pueda viajar grandes distancias a través de la línea de flujo. Los procesos de entrada que controlan la concentración del ^{234}Th en agua subterránea son el retroceso y el intemperismo.

$$b w_{I|R} \approx b \epsilon_I \lambda_P P_R$$

En equilibrio secular, la actividad del isótopo padre es igual a la del isótopo hijo por lo que si multiplicamos los términos de intemperismo y retroceso en la roca por λ_I tendremos (Tricca, Wasserburg et al. 2001):

$$\lambda_I I_R = (I_R) , \lambda_P P_R = (P_R)$$

en equilibrio, $(I_R) = (P_R)$

$$\lambda_I b w_I I_R \approx \lambda_I b \epsilon_I \lambda_P P_R$$

$$w_I (I_R) \approx \lambda_I \epsilon_I (P_R)$$

$$w_I \approx \lambda_I \epsilon_I$$

Si un acuífero ha sido intemperizado por un tiempo promedio de 10^7 años, para cualquier isótopo de $T_{1/2} < 10^5$ años el proceso importante será el retroceso:

$$w_I < \lambda_I \epsilon_I$$

El ^{234}U es el único isótopo que nunca cumple esto, por lo que se encuentra gobernado tanto por intemperismo como por retroceso.

Tomando:

$$W_{234\text{Th}}/\lambda_{234\text{Th}} \ll \epsilon_{234\text{Th}}$$

La ecuación para el ^{234}U disuelto es:

$$\frac{v \partial I_{234\text{U}w}}{\partial x} = b w_{234\text{U}} I_{234\text{U}R} + b \epsilon_{234\text{U}} \lambda_{234\text{Th}} P_{234\text{Th}} \quad (31)$$

Para obtener el resultado en términos de actividad (I_R) , multiplicamos la ecuación (31) por λ_I :

$$\lambda_{234\text{U}} \frac{v \partial I_{234\text{U}w}}{\partial x} = \lambda_{234\text{U}} b w_{234\text{U}} I_{234\text{U}R} + \lambda_{234\text{U}} b \epsilon_{234\text{U}} \lambda_{234\text{Th}} P_{234\text{Th}} \quad (32)$$

o lo que es lo mismo

$$\frac{v \partial (I_{234\text{U}w})}{\partial x} = b w_{234\text{U}} (I_{234\text{U}R}) + b \lambda_{234\text{U}} \epsilon_{234\text{Th}} (P_{234\text{Th}}) \quad (33)$$

En la roca los isótopos padre e hijo se encuentran en equilibrio secular por lo que las actividades de ambos son iguales.

$$(I_{234\text{U}}) = (P_{234\text{Th}})$$

entonces:

$$\frac{\partial(I_{234Uw})}{\partial x} = \frac{b(w_{234U} + \lambda_{234U}\epsilon_{234Th})(P_{234Th})}{v} \quad (34)$$

Sabiendo que en la roca, debido a las propiedades nucleares el ^{238}U también está en equilibrio con el ^{234}Th , la solución a la ecuación sería:

$$I_{234Uw} = \frac{b}{v} (w_{234U} + \lambda_{234U}\epsilon_{234Th})(I_R)_{238U}x + (I_w)_{234U0} \quad (35)$$

Tomando como referencia los datos experimentales obtenidos por Tricca (Tricca, Wasserburg et al. 2001), para un acuífero arenoso que es de condiciones similares al nuestro, donde:

v = velocidad promedio lineal del flujo de agua es $2 \text{ a } 7 \text{ E}^{-4} \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$.

w = velocidad de intemperismo de 3E^{-18} . Para un $\tau_w = 1$ año.

Recordemos que con los datos correlacionados de concentración de $1/^{238}\text{U}$ vs $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ encontramos que:

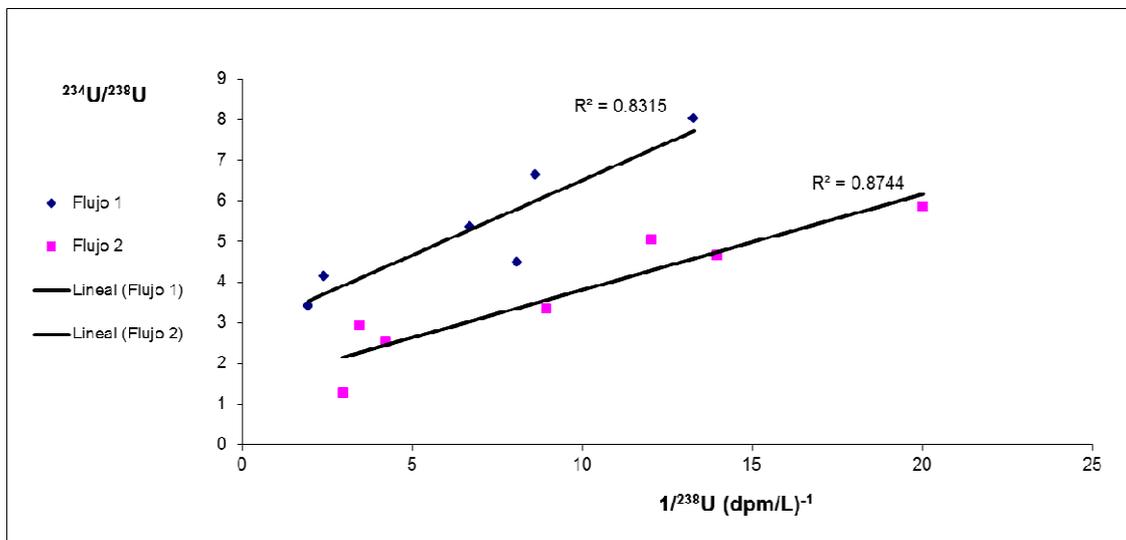


Figura 32 Correlación del $1/^{238}\text{U}$ vs $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ en agua de pozo.

Tomando nuestros datos de I_{w0} para el flujo 1, v de 2E^{-4} , para ^{234}U y ^{238}U , $w = 3\text{E}^{-18}$, obtenemos la siguiente tendencia:

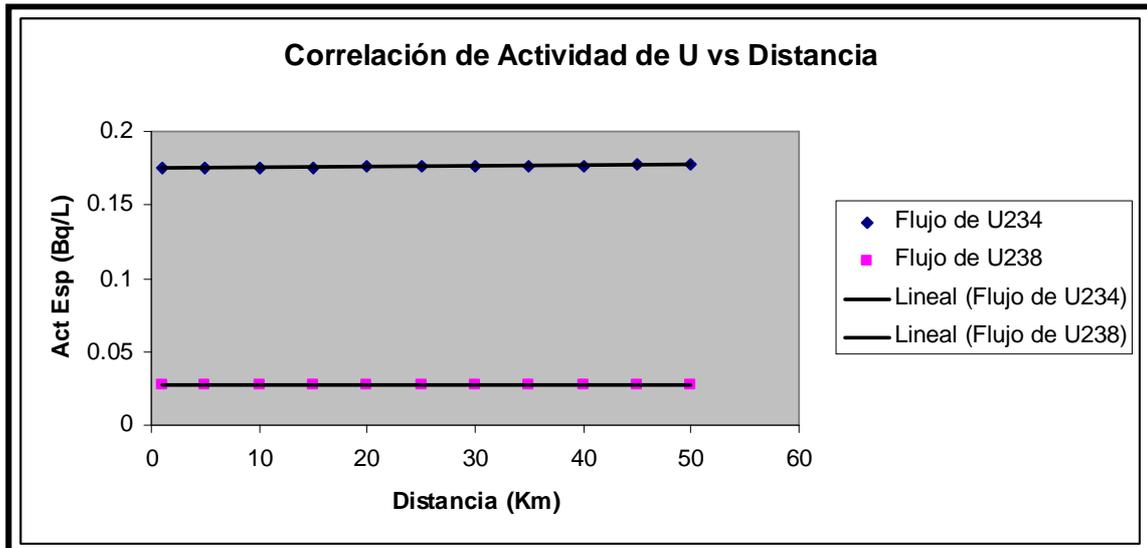


Figura 35 Resultados de la tendencia de concentración de isótopos de uranio en dependencia de la distancia

Al tener una velocidad de flujo de agua relativamente baja, se tiene más tiempo de contacto con las rocas del acuífero, obtenemos que para el ^{238}U y ^{234}U las actividades con respecto de la distancia crecen linealmente. Por otra parte, es importante notar que la concentración de ^{238}U de manera más lenta que la concentración de ^{234}U en relación con la distancia.

Por lo tanto, los datos de entrada provenientes de la zona vadosa son los que predominan en estado estacionario a través del acuífero (intemperismo y retroceso), así como la velocidad de flujo de agua subterránea. Éste modelo no se aplica si el agua subterránea se encuentra saturada o sobre saturada en isótopos.

El comportamiento de $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ se encuentra gobernado de igual manera por intemperismo y retroceso, los altos valores de relación isotópica dependen de bajas velocidades de intemperismo o altas fracciones de retroceso debido a la desintegración del ^{234}Th .

6.2 Cambio de la concentración del ^{234}U y el ^{238}U en el agua respecto del tiempo.

Suponemos ahora que vamos a estudiar el cambio de la concentración del ^{234}U y el ^{238}U en el agua respecto del tiempo, en lugar de la distancia. Vamos a partir de un modelo desarrollado en un trabajo de T.S. Ku (The-Lung Ku 2005). La información experimental se basa en $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ en dependencia de la $1/^{238}\text{U}$. Con esto podremos determinar, para nuestro caso de estudio, las velocidades de retroceso y disolución de ^{234}U y ^{238}U .

Tomando en cuenta las siguientes suposiciones:

- Los radionúclidos están disueltos en el agua, adsorbidos en la superficie de la roca o dentro de la roca.
- El ^{234}U y el ^{238}U se liberan por disolución y por retroceso (en su caso) a un ritmo $F = b(w_I I_R + \varepsilon_I \lambda_P P_R)$.
- El transporte del uranio se retarda por desintegración-adsorción-precipitación que de forma resumida pondremos equivale a $\lambda R_f = \lambda I + k_1 + Q_I / I_w$. R_f es el coeficiente de retardación, que es aproximadamente igual a 1 en isótopos de carácter conservativo.
- Los factores de desorción del radioisótopo, de liberación por el padre (^{234}Th) adsorbido y de liberación por el padre (^{234}Th) disuelto en el agua se van a desprestigiar.

Para realizar la modelación descriptiva se tomó como referencia la ecuación propuesta por Porcelli. La ecuación general sería:

$$\frac{dI_w}{dt} = b w_I I_R + b \varepsilon_I \lambda_P P_R - Q_I - \lambda_I I_w - k_1 I_w = F - \lambda R_f I_w \quad (36)$$

Ésta ecuación se simplifica de la siguiente manera

$$\frac{dI}{dt} = F - \lambda R_f I \quad (37)$$

La solución de esta ecuación es, si llamamos $A = \lambda I$, y τ_w el tiempo de interacción roca-agua:

$$\frac{A}{F} = \frac{(1 - e^{-\lambda R_f \tau_w})}{R_f} \quad (38)$$

Es importante obtener el coeficiente de retardación R_f y el tiempo de interacción τ_w para el uranio en el agua.

Para el ^{238}U tenemos $\lambda R_f \tau_w \ll 1$, de modo que la ecuación (38) se simplifica según:

$$A_{238} = \lambda_{238} \tau_w F_{238} \quad (39)$$

La solución a la ecuación (39) tomando en cuenta períodos de seca, como los resultados presentados por Ku (The-Lung Ku 2005) y los nuestros en los pozos de la zona San Marcos – Sacramento, será:

$$A_{234} = \lambda_{234} \tau_0 F_r + \lambda_{234} \tau_w F_{234} \quad (40)$$

Donde F_r es la velocidad de liberación de ^{234}U por retroceso y $F_{234} = F_r + F_d$ es la suma de las velocidades de liberación por retroceso y por disolución. Combinando las ecuaciones (39) y (40) se pueden estimar valores de las velocidades de retroceso y disolución, si tomamos algunos resultados de (The-Lung Ku 2005), que trabajó con datos de Peña Blanca. El acuífero al que drena el agua de Peña Blanca es El Cuervo, de carácter aluvial, igual que el objeto de estudio en éste trabajo, y se justifica la aproximación. Dividiendo (40) entre (39) se obtiene:

$$\frac{A_{234}}{A_{238}} = \frac{a}{A_{238}} + b \quad (41)$$

$$a = \lambda_{234} \tau_0 F_r \quad \text{y} \quad b = (\lambda_{234} F_{234}) / (\lambda_{238} F_{238}).$$

De la publicación de (The-Lung Ku 2005) se puede estimar un valor de τ_0 , y para τ_w es el tiempo de interacción roca-agua (igual a 1 año para fines de estimar F_{238}). Con los valores de a y b experimentales se pueden hallar F_{234} , F_r y F_d .

Para τ_0 tomado de dicha publicación el valor es de $9.23 \text{ E}^9 \text{ min}$.

De los valores obtenidos en nuestro muestreo tenemos:

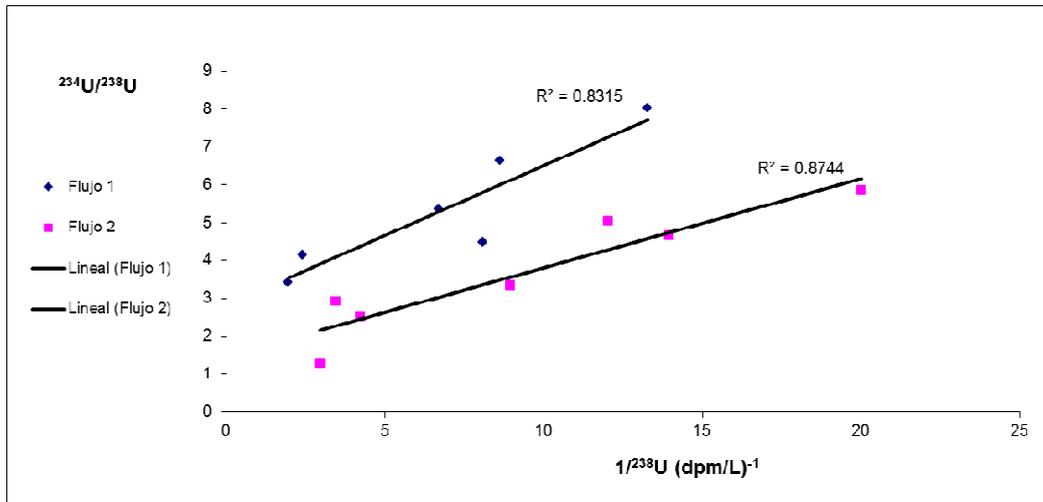


Figura 32 Correlación del $1/^{238}\text{U}$ vs $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ en agua de pozo.

Donde **b** (intercepto) representa la componente de lixiviación y **a** la pendiente de las líneas de flujo.

En el flujo 1 donde $a = 0.382$, $b = 2.8$ para ^{234}U $F_r = 7.64$ átomos/min·L y $F_d = 2.8 E^4$ átomos/min·L.

Para ^{238}U $F_d = 1.8 E^8$ átomos/min·L.

En el flujo 2 donde $a = 0.159$, $b = 1.5$ para ^{234}U $F_r = 3.18$ átomos/min·L y $F_d = 6.23 E^5$ átomos/min·L.

Para ^{238}U $F_d = 7.68 E^9$ átomos/min·L.

Comparando éstos resultados con los presentados por (Luo, Ku et al. 2000), en un acuífero basáltico en Idaho, presentan que $F_{d^{234}\text{U}}$ y $F_{d^{238}\text{U}}$ son del mismo orden.

Por otra parte, encontramos que la velocidad aproximada de retroceso para expulsar al ^{234}U hacia la solución es mayor en el flujo 1 (flujo de agua que corre desde la parte norte del acuífero en la zona de San Marcos-Sacramento), pero las velocidades aproximadas de disolución tanto para ^{234}U como para ^{238}U , son mayores en el flujo 2, que corre desde la zona de San Marcos hacia Sacramento. Con éste modelo podemos determinar que hay transporte de uranio en el flujo de agua subterránea en la zona San Marcos-Sacramento, y éste corre desde el norte y se mezcla con un flujo de alta concentración de uranio desde la zona de San Marcos.

CONCLUSIONES

Con las actividades específicas de las series del uranio y torio de las rocas que conforman la geología de la región del valle de Chihuahua obtenidas en este trabajo se concluye que éstas son menores o del mismo orden que las que contienen las riolitas.

Con el análisis de las rocas del afloramiento de minerales de uranio localizado en la zona de San Marcos, se puede concluir que éstas son responsables, en mayor o menor grado, de la contaminación natural de radioisótopos en agua superficial y subterránea en el área de estudio.

Para la zona de San Marcos, se obtuvieron valores de actividad específica en Bq/L para ^{234}U de 34.8 en la presa, 4.7 en la galería y 24 en promedio de los pozos. Las actividades específicas en plantas fueron 3.6 Bq/kg en raíz, 2.2 Bq/kg en tallo y 11.1 Bq/kg en hoja. Los valores obtenidos de actividad específica para sedimentos son bajos comparados con el promedio que muestra UNSCEAR 2000. El promedio de la actividad específica de uranio presente en peces fue de 0.99 Bq/Kg. Las relaciones isotópicas ($^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$) para las muestras de agua se encuentran en un rango de 2 a 4.5, para pez se encuentran en rango de 0.9 a 4.5, para plantas y sedimentos se encuentra cercano al equilibrio.

Con los resultados de actividad específica en muestras de agua, peces y plantas, se concluye que los afloramientos de minerales de uranio ejercen gran influencia en la contaminación natural en la zona de San Marcos.

Para los pozos de abastecimiento de agua de consumo en la ciudad de Chihuahua, se concluye que la concentración de uranio total en los mismo se comporta aleatoriamente, obteniéndose un promedio de actividad específica de 0.56 Bq/L. Un 40 % se encuentra por arriba del límite máximo permisible de la norma oficial mexicana para agua de uso y consumo humano. Existe una ligera disminución de contenido de uranio total de manera temporal en los pozos de estudio en el transcurso de dos años.

El rango de valores de la actividad específica (Bq/L) de ^{226}Ra en los pozos pertenecientes a la parte norte del acuífero Chihuahua-Sacramento es de 0.007 a 0.067, que se encuentra por debajo del valor máximo permisible de radio en agua de 0.185 Bq/L marcado por la EPA. Se concluye que la actividad alfa presente en las muestras de agua en estudio, es aportada principalmente por los contenidos los isótopos de uranio.

En agua superficial, río San Marcos-Sacramento, se encontró bajo contenido de uranio disuelto. El promedio de actividad específica fue de 0.033 Bq/L y el valor de RA ésta en un intervalo de 0.55 a 3.5. La actividad específica para material filtrado se encontró en un intervalo de 18 a 31 Bq/L. Por lo anterior se concluye que el uranio arrastrado por los diversos procesos que intervienen para su

presencia en agua, se transporta como un todo en el agua superficial en la región de estudio.

La actividad específica promedio de uranio encontrada en los pozos pertenecientes a la parte norte del acuífero Chihuahua-Sacramento fue de 0.12 Bq/L. La $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ se encuentra en un intervalo de 1.3 a 9.5. Se concluye que la concentración encontrada para agua subterránea en ésta zona es debida al intemperismo de las rocas que conforman la geología de la región.

En conclusión del análisis de la cuenca de Chihuahua, la región cercana a los afloramientos del mineral de uranio, San Marcos, encontramos altos contenidos en ^{238}U y ^{234}U . De igual manera, en la parte baja de la cuenca encontramos altas concentraciones de estos isótopos ya que a través de los años ha habido sedimentación de material que proviene principalmente de la parte noroeste donde se encuentran los afloramientos. Por otra parte, en la región de muestreo de agua subterránea, que se encuentra en la parte media de la cuenca, no encontramos concentraciones tan altas como en las otras dos partes estudiadas. La concentración encontrada en ésta zona es debida a la presencia de las rocas (Riolitas) que conforman la geología de la región.

A partir de las relaciones isotópicas ($^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$) se corrobora que el flujo de agua subterránea, en la zona San Marcos-Sacramento corre desde el norte y se mezcla con un flujo de alta concentración de lixiviados de uranio desde la zona de San Marcos.

Con los valores obtenidos de F_d y F_R respecto del ^{234}U y ^{238}U del agua subterránea, comparando con información publicada, los resultados son congruentes con las características del acuífero aluvial, y confirman la semejanza de los procesos estudiados con los del acuífero de Peña Blanca.

Bibliografía

- Aguirre-Martínez, A. (1992). Radiactividad natural en diversos compartimentos naturales de Andalucía. Departamento de Física Atómica, Molecular y Nuclear. Sevilla, España, Universidad de Sevilla. Doctor.
- Blanco Rodríguez, M. P., F. Vera Tomé, et al. (2000). "Sequential method for the determination of uranium, thorium and ^{226}Ra by liquid scintillation alpha spectrometry." Applied Radiation and Isotopes 52(3): 705-710.
- Colmenero Sujo, L. (2003). Análisis de radionuclidos en suelos y de radon en domicilios de las principales ciudades del estado de chihuahua. Ciencia y Tecnología Ambiental. Chihuahua, Chihuahua, Centro de Investigación en Materiales Avanzados, CIMAV. Doctor.
- Currie, L. A. (1968). "Limits for Qualitative Detection and Quantitative Determination." Analytical Chemistry 40(3): 586-593.
- FAMN Universidad de Sevilla (2000). Re.Vi.Ra. Red de Vigilancia Radiológica para España. Manual de Procedimientos. Sevilla, España, Universidad de Sevilla.
- García-Tenorio, R., García-Leon M., et al. (1986). "Preparación de muestra de actínidos y radio para espectrometría alfa por el método de electrodeposición." Anales de Física 82.
- Gómez Escobar, V., F. Vera Tomé, et al. (1998). "Extractive Procedure for Uranium Determination in Water Samples by Liquid Scintillation Counting." Appl. Radiat. Isot. 49(7): 875-883.
- Hurgen, C., Gerome S., et al. (2000). "Revisiting-Currie-how low can you go? ." Applied Radiation and Isotopes 53: 45-50.
- L'Annunziata, M. F. (1998). Handbook of radioactivity analysis, Academic Press.
- Manjón, G., I. Vioque, et al. (1997). "Determination of ^{226}Ra and ^{224}Ra in drinking waters by liquid scintillation counting." Applied Radiation and Isotopes 48(4): 535-540.
- McDowell, W. J. (2007). "The Chemistry of PERALS, Application Note Uranium by PERALS." Reference SOP # AM 788.0, ORDELA Inc.
- Mobius, S. (2001). Fast Methods for field analysis of radionuclides-New approaches. International Conference on Liquid Scintillation Spectrometry Vienna, Radiocarbon.
- Montero Cabrera, M. E. (2002). Curso de Protección Radiológica para Personal Ocupacionalmente Expuesto. Chihuahua, Chihuahua, Centro de Investigación en Materiales Avanzados, CIMAV.
- Sanchez-Cabeza, J. and Pujol L (1993). "Simultaneous determination of radium and uranium activities in natural water samples using liquid scintillation counting." Analyst 123: 399-403.
- Sánchez Aroche, D. (2003). Sistema de Automatización de las Mediciones para el Laboratorio de Vigilancia Radiológica Ambiental. Medio Ambiente y Energía. Chihuahua, Chihuahua, Instituto Tecnológico de Chihuahua. Licenciatura.
- Vera Tomé, F., M. Jurado Vargas, et al. (1994). "SIMPLEX method for optimization of experiments: Application to electrodeposition in alpha

- spectrometry." Nuclear Instruments and Methods in Physics Research A 348 183-187.
- Vioque, I. (2000). Medida de isótopos de radio (Ra-226 y Ra-224) en muestras ambientales por centelleo líquido. . Departamento de Energía Atómica, Molecular y Nuclear. Sevilla, España, Universidad de Sevilla, España. Doctor.
- Agencia Internacional de Energia Atomica (1991). Los isotopos en la vida cotidiana. Viena, Austria, Aiea.
- Aguirre-Martínez, A. (1992). Radiactividad natural en diversos compartimentos naturales de Andalucía. Departamento de Física Atómica, Molecular y Nuclear. Sevilla, España, Universidad de Sevilla. **Doctor**.
- Almeida, R. M. R., D. C. Lauria, et al. (2004). "Groundwater radon, radium and uranium concentrations in Região dos Lagos, Rio de Janeiro State, Brazil." Journal of Environmental Radioactivity **73**(3): 323-334.
- Azorín Nieto, J. (1997). Introducción a la Física Nuclear, Ediciones Científicas AZVEG.
- Belajew, A. F., Mainegra E., et al. (1996). Electrón-Gamma Shower Code Versión 4 (EGS4).
- Blanco Rodríguez, M. P., F. Vera Tomé, et al. (2000). "Sequential method for the determination of uranium, thorium and ^{226}Ra by liquid scintillation alpha spectrometry." Applied Radiation and Isotopes **52**(3): 705-710.
- Bonotto D.M. (1998). "Implications of groundwater weathered profile interactions to the mobilization of radionuclides." Journal of South American Earth Sciences **11**(4): 389-405.
- Bonotto, D. M. and J. N. Andrews (2000). "The transfer of uranium isotopes ^{234}U and ^{238}U to the waters interacting with carbonates from Mendip Hills area (England)." Applied Radiation and Isotopes **52**: 965 - 983.
- Bourdon, B., G. M. Henderson, et al. (2003). Introduction to U series geochemistry. Uranium Series Geochemistry: Reviews in Mineralogy and Geochemistry B. Bourdon, G. M. Henderson, C. C. Lundstrom and S. P. Turner, Mineralogical Society of America. **52**: 1-19.
- Brookins, D. G. (1990). "Radionuclide behavior at the Oklo nuclear reactor, Gabon." Waste Management **10**(4): 285-296.
- CENTRO ATOMICO EZEIZA. (2006). "Conociendo la energía nuclear. Capitulo 6." 2006, from www.caebis.cnea.gov.ar. .
- Colmenero Sujo, L. (2003). Análisis de radionuclidos en suelos y de radon en domicilios de las principales ciudades del estado de chihuahua. Ciencia y Tecnología Ambiental. Chihuahua, Chihuahua, Centro de Investigación en Materiales Avanzados, CIMAV. **Doctor**.
- Comisión de Seguridad Nuclear CSN (2000). Vigilancia Radiológica Ambiental en España. C. d. S. Nuclear. España.
- Currie, L. A. (1968). "Limits for Qualitative Detection and Quantitative Determination." Analytical Chemistry **40**(3): 586-593.

- Chabaux, F., B. Bourdon, et al. (2008). "Chapter 3. U-Series Geochemistry in Weathering Profiles, River Waters and Lakes." Radioactivity in the Environment **13**: 49-104.
- Chabaux, F., J. Riotte, et al. (2001). "Isotopic tracing of the dissolved U fluxes of Himalayan rivers: Implications for present and past U budgets of the Ganges-Brahmaputra system." Geochimica et Cosmochimica Acta **65**(19): 3201-3217.
- Chabaux, F., J. Riotte, et al. (2003). U-Th-Ra Fractionation during Weathering and River Transport. Uranium Series Geochemistry: Reviews in Mineralogy and Geochemistry B. Bourdon, G. M. Henderson, C. C. Lundstrom and S. P. Turner, Mineralogical Society of America. **52**: 1-19.
- Chang, R. (2002). Química General, Mc. Graw Hill.
- de Oliveira, J., Mazzilli B., et al. (1998). "Seasonal variations of ^{226}Ra and ^{222}Rn in mineral spring waters of Aguas de Prata, Brazil." Applied Radiation and Isotopes **49**: 423-427.
- de Oliveira, J., Paci Mazzilli B., et al. (2001). "Natural radionuclides in drinking water supplies of São Paulo State, Brazil and consequent population doses." Journal of Environmental Radioactivity **53**(1): 99-109.
- Departamento de Medio Ambiente de Nuevo México. (2000). "AGUA SUBTERRANEA, Tesoro Enterrado de Nuevo México." 2007, from www.zerowastenetwork.org/espanol/documentos/treasure_sp.pdf.
- Dick, W. and Jonasson I. R. (1986). Geochemistry of Radon and its application to prospecting from minerals. Canada, Ottawa Geological Survey of Canada, Ottawa.
- Dosseto, A., S. P. Turner, et al. (2006). "Uranium-series isotopes in colloids and suspended sediments: Timescale for sediment production and transport in the Murray–Darling River system." Earth and Planetary Science Letters **246**: 418-431.
- Eisenbud, M. and Gesell T. F. (1997). Environmental Radioactivity. San Diego, CA, Academic Press.
- Environmental Protection Agency (EPA) (2000). "National primary drinking water regulations; radionuclides." 40 CFR Parts 141 and 142 **65**(78): 21575-21628.
- FAMN Universidad de Sevilla (2000). Re.Vi.Ra. Red de Vigilancia Radiológica para España. Manual de Procedimientos. Sevilla, España, Universidad de Sevilla.
- García-Talavera, M. (2003). "Evaluation of the suitability of various γ lines for the γ spectrometric determination of ^{238}U in environmental samples." Appl. Radiat. Isotop. **59**: 165-173.
- García-Tenorio, R., García-Leon M., et al. (1986). "Preparación de muestra de actínidos y radio para espectrometría alfa por el método de electrodeposición." Anales de Física **82**.
- Golden (1999). SURFER, Inc. Versión 7.0. Contouring and 3D surface mapping for scientist's engineers. User's Guide. New York.

- Gómez Escobar, V., F. Vera Tomé, et al. (1998). "Extractive Procedure for Uranium Determination in Water Samples by Liquid Scintillation Counting." Appl. Radiat. Isot. **49**(7): 875-883.
- Gunn B. (2006). "Global distribution of elements. Thorium/Uranium." from <http://www.geokem.com/global-element-dist2.html#th-u>.
- Herrera, E. and Montoya E. (1995). Programa BABXEL, Manual del Usuario T. R. s. A. d. Método.
- Hurgen, C., Gerome S., et al. (2000). "Revisiting-Currie-how low can you go? ." Applied Radiation and Isotopes **53**: 45-50.
- INEGI (1999). Estudio Hidrológico del Estado de Chihuahua Aguas Calientes, México, Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía, I. (2000). "Censo de Población y Vivienda, 2000." 2006, from http://www.inegi.org.mx/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/censos/poblacion/2000/resultadosporlocalidad/initer08.pdf.
- Ivanovich, M. and R. S. Harmon (1992). Uranium-series disequilibrium: applications to earth, marine, and environmental sciences, Clarendon Press.
- L'Annunziata, M. F. (1998). Handbook of radioactivity analysis, Academic Press.
- Lawrie, W. C., J. A. Desmond, et al. (2000). "Determination of radium-226 in environmental and personal monitoring samples." Applied Radiation and Isotopes **53**: 133-137.
- Lenntech. (2007). "Water Treatment Solutions. Radio-Ra." from <http://www.lenntech.es/periodica/elementos/ra.htm>.
- Lozano, J. C., P. Blanco Rodríguez, et al. (2002). "Distribution of long-lived radionuclides of the ²³⁸U series in the sediments of a small river in a uranium mineralized region of Spain." Journal of Environmental Radioactivity **63**(2): 153-171.
- Luo, S., T.-L. Ku, et al. (2000). "In-situ radionuclide transport and preferential groundwater flows at INEEL (Idaho): decay-series disequilibrium studies." Geochimica et Cosmochimica Acta **64**(5): 867-881.
- Manjón, G., I. Vioque, et al. (1997). "Determination of ²²⁶Ra and ²²⁴Ra in drinking waters by liquid scintillation counting." Applied Radiation and Isotopes **48**(4): 535-540.
- McDowell, W. J. (2007). "The Chemistry of PERALS, Application Note Uranium by PERALS." Reference SOP # AM 788.0, ORDELA Inc.
- Metcalf and Eddy, Eds. (1996). Ingeniería de Aguas Residuales. , McGraw Hill.
- México. Secretaría de Salud (1999). "NOM-127-SSA1-1994. Modificación de 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: 80-87.
- Minitab Inc. (1991). Minitab: Statistical Software. Minitab.
- Mobius, S. (2001). Fast Methods for field analysis of radionuclides-New approaches. International Conference on Liquid Scintillation Spectrometry Vienna, Radiocarbon.

- Montero Cabrera, M. E. (2002). Curso de Protección Radiológica para Personal Ocupacionalmente Expuesto. Chihuahua, Chihuahua, Entro de Investigación en Materiales Avanzados, CIMAV.
- Montero Cabrera, M. E., Colmenero Sujo L., et al. (2003). "Calibration of diffusion barrier charcoal detectors and application to radon sampling in dwellings." Revista Mexicana de Física, **49**: 454-464.
- Núñez-López D., C. A. Muñoz-Robles, et al. (2007). "Caracterización de la sequía a diversas escalas de tiempo en Chihuahua, México." Agrociencia **41**(3): 253-262.
- Organización Internacional de Energía Atómica (1989). Technical Report Measurement of Radionúclides in Food and the Environmental G. Book. Viena, Austria, OIEA.
- Osmond, J. K. and J. B. Cowart (1992). Ground Water. Uranium Series Disequilibrium. Applications to Earth, Marine, and Environmental Science. M. Ivanovich and R. S. Harmon. Oxford, UK, Clarendon Press: 290-333.
- Osmond, J. K., J. B. Cowart, et al. (1983). "Uranium isotopic disequilibrium in ground water as an indicator of anomalies." Appl. Radiat. Isot. **34**(1): 283-308.
- Ould-Dada, Z., F. Carini, et al. (2003). "A model testing study for the transfer of radioactivity to fruit." J. Environ. Radioact. **70**: 207-221.
- Pickett, D. A. and Murphy W.M (1998). Unsaturated zone waters from the Nopal I Natural Analog, Chihuahua, Mexico-Implications for Radionuclide Mobility at Yucca Mountain. Materials Research Soc. 1998 Fall Meeting. Boston.
- Porcelli, D. and P. W. Swarzenski (2003). "The Behavior of U-and Th-series Nuclides in Groundwater. In: Uranium-Series Geochemistry." Bourdon, B., Henderson, G.M., Lundstrom, C.C., Turner, S.P. (Ed.), Reviews in Mineralogy & Geochemistry. Mineralogical Soc. of America, Washinton, D.C., U.S.A. **52**(1): 317-361.
- Powell, B. A., Hughes Lara D., et al. (2007). "Elevated concentrations of primordial radionuclides in sediments from the Reedy River and surrounding creeks in Simpsonville, South Carolina." Journal of Environmental Radioactivity **94**(3): 121-128.
- Rentería Villalobos, M. (2003). Estudio de la radiactividad natural en la ciudad Aldama, Chihuahua. Ciencia y Tecnología Ambiental. Chihuahua, México, Centro de Investigación en Materiales Avanzados, CIMAV. **Maestría**
- Reyes-Cortes, M., M. Rentería-Villalobos, et al. (2007). "Radioactive mineral samples from the northwest of Chihuahua City, Mexico." RMxF **53**(3): 23-28.
- Reyes Cortés, M. (2005). Distribución mineralógica de las fuentes primarias de radiactividad en la zona noreste del valle de Chihuahua. Física de Materiales. Chihuahua, México, Centro de Investigación en Materiales Avanzados. **Maestría en Ciencia de Materiales**: 91.
- Rickards Campbell, J. and Cameras Ross R. (1991). Las radiaciones y el manejo de las radiaciones nucleares. México, Editorial México. SEP : Fondo de Cultura Económica.

- Rodríguez-Pineda, J. A., N. E. Pingitore Jr., et al. (2002). Determinación de la génesis de contaminantes geológicos y urbanos en agua subterránea aplicando análisis discriminadorio multivariado en Chihuahua, México. XXVII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Cancún, Mérida
- Rodríguez, J. A., Pingitore N.E. Jr., et al. (1999). "An Integrated Gravity and Remote Sensing Assessment of Ground-Water Resources in Central Chihuahua, México." Environmental & Engineering Geoscience **5**(1): 73-58.
- Ruberu, S. R., Liu Y.G., et al. (2005). "Occurrence of ^{224}Ra , ^{226}Ra , ^{228}Ra , Gross alpha, and uranium in California groundwater." Health Physics **89**(6): 667-678.
- Salud, S. d. (2000). Salud ambiental, agua para uso y consumo humano- Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización. NOM-127-SSA1-1994. S. d. Salud, Diario Oficial de la Federación. **NOM-127-SSA1-1994**.
- Sanchez-Cabeza, J. and Pujol L (1993). "Simultaneous determination of radium and uranium activities in natural water samples using liquid scintillation counting." Analyst **123**: 399-403.
- Sánchez Aroche, D. (2003). Sistema de Automatización de las Mediciones para el Laboratorio de Vigilancia Radiológica Ambiental. Medio Ambiente y Energía. Chihuahua, Chihuahua, Instituto Tecnológico de Chihuahua. **Licenciatura**.
- Segovia, N., Tamez E., et al. (1999). "Groundwater flow system in the valley of Toluca, Mexico: an assay of natural radionuclide specific activities." Applied Radiation and Isotopes **50**(3): 589-598.
- The-Lung Ku (2005). Modeling Uranium Transport in Unsaturated Zone at Peña Blanca, Mexico GSA Annual Meeting.
- Tricca, A., G. J. Wasserburg, et al. (2001). "The transport of U- and Th-series nuclides in a sandy unconfined aquifer." Geochimica et Cosmochimica Acta **65**(8): 1187-1210.
- UNSCEAR (2000). "Report of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation to the General Assembly. Annex B: Exposures from natural radiation sources." 123-124.
- UNSCEAR., U. N. S. C. o. t. E. o. A. R. (2000). Sources and Effects of Ionizing Radiation, Annex B: Exposures from Natural Radiation Sources. . New York, USA., UNSCEAR.
- USEPA (2000). Office of Ground Water and Drinking Water, Office of Indoor Air and Radiation. Radionuclides Notice of Data Availability, Technical Support Document. Environmental Protection Agency.
- Vera Tomé, F., M. Jurado Vargas, et al. (1994). "SIMPLEX method for optimization of experiments: Application to electrodeposition in alpha spectrometry." Nuclear Instruments and Methods in Physics Research A **348** 183-187.
- Villalba, L., A. Martínez, et al. (2001). Determinación de Uranio y Radio en muestras de agua de los alrededores de la ciudad de Chihuahua. XII

- Congreso Anual de la Sociedad Nuclear Mexicana y XXV Congreso de la Sociedad Mexicana de Seguridad Radiológica, Zacatecas, Zacatecas.
- Villalba, L., Martínez A., et al. (2002). Determination of uranium and radium in water samples from an arid region around Chihuahua City, Mexico. In Proceedings of the First International Conference on Radioactivity in the Environment, Monaco, France.
- Villalba, L., M. E. Montero-Cabrera, et al. (2006). "Natural radioactivity in groundwater and estimates of committed effective dose due to water ingestion in the state of Chihuahua (Mexico)." Radiation Protection Dosimetry **121**(2): 148-157.
- Villalba, L., M. E. Montero-Cabrera, et al. (2006). "Natural radioactivity in groundwater and estimates of committed effective dose due to water ingestion in the state of Chihuahua (Mexico) " Radiation Protection Dosimetry **121**(2): 148-157.
- Villalba, M. (2003). "Análisis y dosimetría de radionúclidos en agua del estado de Chihuahua" Ciencia y Tecnología Ambiental. Chihuahua, Chihuahua, Centro de Investigación en Materiales Avanzados, CIMAV. **Doctorado**.
- Villalba, M. L., L. H. Colmenero-Sujo, et al. (2005). "Presencia de Uranio en el Río Chuviscar, Chihuahua, México. ." GEOS **25**: 1-5.
- Vioque, I. (2000). Medida de isótopos de radio (Ra-226 y Ra-224) en muestras ambientales por centelleo líquido. . Departamento de Energía Atómica, Molecular y Nuclear. Sevilla, España, Universidad de Sevilla, España. **Doctor**.

ANEXOS

ANEXO 1.

1. Espectrometría gama.

El objetivo de la espectrometría γ es obtener las actividades de los diferentes isótopos radiactivos, contenidos en una muestra dada. En uno o varios experimentos se registra el espectro de la radiación emitida por la muestra, se obtienen las energías de las líneas, se determinan sus intensidades, y se identifican a que isótopos pertenecen esas líneas.

Un espectrómetro gamma consiste esencialmente en un detector de rayos gamma, un amplificador de los pulsos que salen del detector y un analizador de las energías. Es importante escoger adecuadamente el tipo de detector para cada experimento, se debe tomar en cuenta propiedades como la resolución, la eficiencia de detección y el fondo.

En CIMAV, el laboratorio de Vigilancia Radiológica Ambiental cuenta con un detector de Germanio. El detector HPGe, consiste en un diodo de Germanio de altísima pureza, donde la zona aislante o activa está formada por un monocristal de Germanio que al ser polarizado en inversa no conduce la corriente eléctrica. Para ello, el detector tiene que ser enfriado a la temperatura del nitrógeno líquido (77K).

Los rayos gamma provenientes de la muestra, interactúan en el monocristal del detector mediante los mecanismos de interacción de los rayos γ en el detector (Fotoeléctrico, Compton y Formación de pares), produciendo ionización en forma de electrones y huecos para luego ser colectados en electrodos en forma de pulsos de pequeña amplitud que posteriormente son amplificados en un preamplificador y amplificador, saliendo pulsos de amplitud proporcional a la carga colectada en el detector y por lo tanto a la energía de los electrones producidos por los efectos de interacción.

Posteriormente éstos pulsos son clasificados en un convertidor analógico digital, el cual mide la altura de los pulsos y los clasifica, colocándolos en una matriz de canales, y en general, muestrea digitalmente el contenido de cada canal (Montero Cabrera 2002).

1.1. Determinación de la concentración de isótopos radiactivos naturales en muestras de rocas.

1.1.1 Puntos de muestreo.

Para la determinación analítica de isótopos radiactivos naturales en muestras geológicas, se realizó un muestreo de rocas características del acuífero Chihuahua-Sacramento. Se tomaron 58 muestras en 6 campañas de muestreo en las sierras de los alrededores de las ciudades de Chihuahua y Aldama. Las diferentes sierras son Nombre de Dios, La Haciendita, San Marcos, Sierra Azul, Cerro Jesús María, Caldera de Mápulas, Cerro Grande, Cerro el Coronel, Sierra de Santa Eulalia, La Gloria y El Cuervo.

1.1.2. Toma y preparación de muestras.

La muestra fue de alrededor de 3 kilogramos de roca representativas de estos estratos que generaron los valles aluviales. La ubicación de los puntos de muestreo se fijó con un equipo de bolsillo, pero de buena calidad, del sistema de posicionamiento global (GPS), que permite trasladar la posición a los mapas.

Los pasos que se llevan a cabo para preparar las muestras son los siguientes (FAMN Universidad de Sevilla 2000):



Molienda: cada una de las muestras es sometida a un proceso de molienda, donde las muestras se hacen pasar primeramente por una quebradora (minimizando el tamaño de roca), luego por un molino de discos, para obtener un grano de tamaño muy fino.

Cribado: las muestras después de ser molidas pasan a través de un proceso de cribado, para ello se utiliza la malla número 20 (2mm). La parte de la muestra que no pasa a través de la malla es sometida nuevamente al proceso de molienda y de cribado hasta pasar por la malla.

Secado: posterior al cribado las muestras se ponen a secar durante 48 horas a temperatura ambiente, luego son colocadas en un horno a 80°C durante 24 horas, para eliminar toda el agua que pudiera contener. Una vez cumplidas las 24 horas, se toma 1L y es colocada dentro de un recipiente especial llamado "marinelli", el cual es sellado para evitar fugas de gas radón. Antes de ser medida se espera alrededor de 30 días, para que el ^{222}Rn alcance equilibrio secular con sus hijos para medir la actividad de la cadena de desintegración del ^{238}U a través de la de sus hijos ^{214}Bi y ^{214}Pb .

1.1.3. Medición de las muestras.

Una vez que las muestras cumplen 30 días empaquetadas, se lleva a medición en el equipo de espectrometría gamma durante 22 horas. El equipo con que cuenta el laboratorio de Vigilancia Radiológica Ambiental de CIMAV, es detector de Germanio Hiperpuro (HPGe).

En el detector de Germanio Hiperpuro del laboratorio de Vigilancia Radiológica Ambiental en el CIMAV es de forma cilíndrica, con un volumen activo de aproximadamente 80 cm^3 y un blindaje de plomo de 16 cm de espesor para minimizar el efecto de la radiactividad ambiental presente en el laboratorio. La eficiencia relativa del detector es del 20%, respecto de un detector de NaI(Tl) de 10 cm de diámetro por 10 cm de altura. La eficiencia en función de la energía de los rayos gamma se determinó experimentalmente con una muestra de suelo preparada en el CREN-UAZ sobre la base de una solución multi-isotópica preparada por el ININ con un certificado de Isotopes Products. La eficiencia se comprobó separadamente con el programa EGS4 por simulación de Monte Carlo (Belajew, Mainegra E. et al. 1996). Las áreas netas de los isótopos de interés fueron elaboradas mediante el código de procesamiento de espectros gamma SpectrumZoom (Sánchez Aroche 2003). El fondo del laboratorio se determinó mediante tres mediciones independientes de una semana cada una, luego se promediaron y se normalizaron a 22 horas, ya que éste es el tiempo de medición de cada muestra. En la Figura 36 se muestra un espectro característico de radiactividad gama.

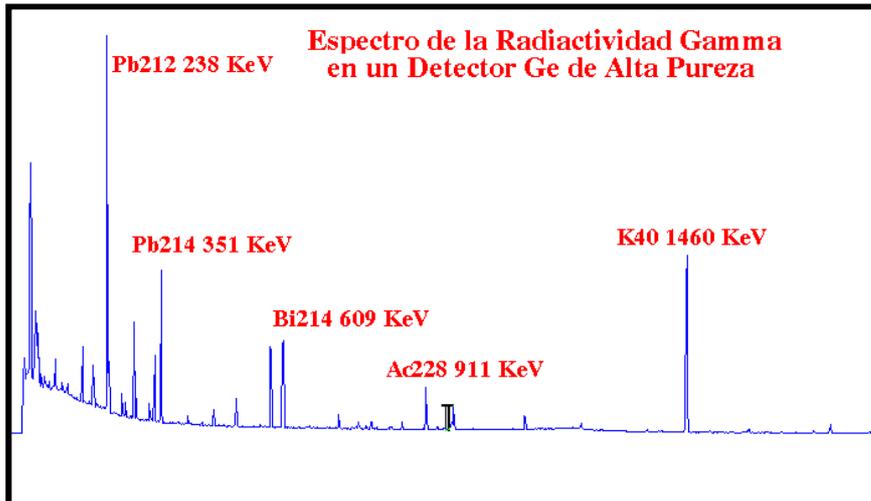


Figura 36 Detector HPGe y espectro enviado como respuesta.

1.1.4. Cálculos.

La expresión utilizada para el cálculo de la actividad de cada radionúclido es:

$$A = A_n / \varepsilon I_\gamma t \quad (42)$$

donde:

A = Actividad del radionúclido (Bq).

A_n = Área neta del fotopico.

I_γ = Intensidad absoluta de la transición.

t = tiempo de medición de la muestra (seg).

ε = Eficiencia.

Para el cálculo de la actividad específica de cada radionúclido:

$$A_{\text{esp}} = A / m \quad \text{o} \quad A_{\text{esp}} = A / V \quad (43)$$

donde:

A_{esp} = actividad específica del radionúclido (Bq/kg).

A = Actividad del radionúclido (Bq).

m = masa de la muestra (kg).

V = volumen de la muestra (L).

Como el equipo utilizado para la medición no detecta la radiación gamma que emiten los isótopos de ²³⁸U y ²³²Th al desintegrarse, el cálculo de sus actividades se calcula a partir de las actividades de sus hijos.

Para el cálculo de la actividad de la serie del ²³⁸U, se utilizan las actividades de sus hijos ²¹⁴Pb (351 KeV) y del ²¹⁴Bi (609 KeV); el cálculo de la actividad de la serie del ²³²Th se obtiene mediante las actividades de sus hijos ²¹²Pb (238 KeV)

y ^{228}Ac (912 KeV). De acuerdo a la siguiente expresión se calculan las actividades de las series del ^{238}U y ^{232}Th :

$$A_j = (\sum A_i / \sigma_i^2) * (\sum 1 / \sigma_i^2)^{-1} \quad (44)$$

donde:

A_j = Actividad específica de la serie radiactiva j (Bq/kg).

A_i = Actividad específica del radionúclido i (Bq/kg).

σ_i = Error absoluto del radionúclido.

El error absoluto de las series del ^{238}U y ^{232}Th se calcula usando la siguiente expresión:

$$\sigma_j = (\sqrt{\sum (1 / \sigma_i^2)})^{-1} \quad (45)$$

Donde:

σ_j = Error absoluto de la serie radiactiva j (Bq/kg).

σ_i = Error absoluto del radionúclido i (Bq/kg).

ANEXO 2.

Datos tomados en campo de T, SDT y pH para agua superficial y subterránea.

2.1 Datos de T, SDT y pH de agua tomadas en la zona de San Marcos.

Tabla 16 Resultados de Temperatura, sólidos disueltos totales (SDT) y pH tomados en campo para las muestras de agua de pozo y superficial en San Marcos. Periodo de en que se colectaron las muestras fue enero-julio de 2005.

Muestra	pH	Temperatura (°C)	SDT (ppm)
Presa	6.8	25	80
Galería	6.8	26	90
Pozo 1	6.8	18	80
Pozo 2	6.8	18	120

2.2 Datos de T, SDT y pH de agua tomadas en los pozos de abastecimiento de agua potable.

Tabla 17 Resultados de Temperatura, sólidos disueltos totales (SDT) y pH tomados en campo para las muestras de agua de pozo en la parte baja de la cuenca de Chihuahua. Periodo de muestreo enero-mayo de 2005.

Muestra	pH	pH (campo)	Temperatura (°C)	SDT (ppm)
Mirador 2	7.8	6.8	27	410
Sac Norte 1	7.9	6.5	24	230
Sac Norte 2	7.7	6.5	27	280
Sac Norte 3	7.8	6.5	27	300
Sac Norte 4	7.8	6.5	30	340
Sac Norte 5	7.8	6.5	26	300
Sac Norte 7	7.8	6.5	25	250
Cima	7.5	6.8	23	390
Sac Viejo 1	7.5	6.7	26	650
Sac Viejo 2	7.7	6.8	26	370
Sac Viejo 3	7.7	6.5	25	320
Sac Viejo 5	7.7	6.8	23	290
Villa Dorada	7.8	6.8	29	380
Villa Dorada 2	7.9	6.5	30	300
Picacho 1	8	6.8	35	270
Picacho 2	7.9	6.8	37	290
Picacho 3	7.8	6.5	34	330
20 Aniversario 2	7.8	6.5	29	310
Centro 8	7.8	6.5	27	600
Centro 7	7.8	7	28	420
Villa		6.8	26	430
Ferrocarril		6.5	28	390
Revolución		6.8	28	350
ND Arriba 2		6.5	24	350

2.3 Parámetros físico-químicos del agua tomadas en pozos agrícolas.

Tabla 18 Datos tomados en campo sobre profundidad y ubicación de los puntos de muestreo.

Muestra	Profundidad	Latitud	Longitud	Elevación
los Tebanos	-	28°52'21"	106°12'39"	1563
La Lomita	-	28°51'29"	106°10'59"	1539
Los Gavilanes	180	28°56'934"	106°18'413"	1630
El Charro	200	28°54'83"	106°16'61"	1610
Charro (600)	-	28°54'83"	106°16'14"	1607
Los Nogales	150	28°54'83"	106°17'6"	1630
Mezquite Gordo	120	28°50'67"	106°11'48"	1537
Santo Toribio	100	28°57'18"	106°10'35"	1530
La Jarita	-	28°51'51"	106°19'72"	-
Peñas Azules	-	28°51'22"	106°23'95"	-
Sacramento	45	28°51'30"	106°12'20"	1556
La Cecilia	150	28°56'74"	106°16'62"	1607
Juan Orona	100	28°51'40"	106°10'18"	1533
San Francisco	90	28°56'93"	106°15'65"	1592
Torreoncillos Carretera	-	28°51'32"	106°14'60"	

Tabla 19 Resultados de Temperatura, sólidos disueltos totales (SDT) y pH tomados en campo para las muestras de agua de pozo en la parte media de la cuenca de Chihuahua. Periodo de muestreo octubre 2006-enero de 2007.

Muestra	Código	pH	T (°C)	SDT (ppm)
Los Tebanos	m1	6	22	240
La Lomita	m2	6	22	180
Los Gavilanes	m3	6	22	290
ElCharro(poza)	m4	6	22	170
El Charro(600m)	m5	6	22	180
Los Nogales	m6	6	22	170
MezquiteGordo	m7	6	20	250
Sto Toribio	m8	6	20	190
La Jarita	m9	6.5	20	150
Peñas Azules	m10	6	20	150
ColSacramento	m11	6	22	180
La Cecilia	m12	6	20	310
JuanOrona	m13	6	22	210
San Francisco	m14	6	20	210
Torreoncillos-Carretera	m15	6.5	20	160
Torreoncillos	m16	6.8	20	190

2.4 Datos de T, SDT y pH de agua superficial tomadas en el río San Marcos-Sacramento.

Tabla 20 Resultados de Temperatura, sólidos disueltos totales (SDT) y pH tomados en campo para las muestras de superficial a lo largo del río San Marcos-Sacramento. Periodo de en que se colectaron las muestras fue octubre 2006-enero de 2007.

Muestra	Nombre	pH	Temperatura (°C)	SDT (ppm)
1	Antes de Victorino M5	7	20	140
2	Victorino M1	7	20	120
3	Arroyo Los perdidos M4	7	20	80
4	Punto#5 después cerco blanco M11	7	20	120
5	Punto#6 cerco blanco M9	7	20	100
6	Punto#4 M10	8	24	150
7	Antepenúltimo M12	8	19	150
8	Penúltimo M13	8	16	130
9	Último M14	8.5	16	230
11	Falda de la Presa M16	8	20	60
10	Presa San Marcos M3	7	20	90
12	Anomalía 1 M15 Nte. Peñas Azules	6	20	130
13	El Gatuñal M7	6	20	120
14	Menos cerca de junta de los ríos M18	7	30	130
15	Cerca de junta de los ríos M17	7.5	28	140
16	Río San Marcos M2	6	22	140
17	Río Majalca M8	6	22	180
18	Junta de los ríos M6	6	22	170
19	Abajo 3	7	28	150
20	Abajo 1	7	28	180
21	P.45	7	28	230
22	P.49	7	28	220
23	Centro Presa	7	20	90

ANEXO 3.

CENTELLEO LÍQUIDO.

Principio Básico del Centelleo Líquido:

El análisis de centelleo líquido es una técnica que ha adquirido gran popularidad para la detección y medición cuantitativa de la radiactividad desde 1950. Esa gran popularidad del análisis de centelleo líquido es debido a grandes ventajas como son altas eficiencias de detección, facilidades en las técnicas de preparación de muestras, gran variedad de usos como son la espectrometría alfa y beta.

Esta técnica ha permanecido en la investigación científica y ambiental como una de las herramientas experimentales más usadas para el análisis cuantitativo de radionúclidos, siendo el método más comúnmente empleado para la medición de Radón en el agua.

El contador de radioisótopos por centelleo líquido, tiene su origen en que ciertos químicos orgánicos (cóctel centellador) emiten destellos luminosos al ser bombardeados por la radiación nuclear.

El cóctel centellador tiene dos componentes principales, el solvente orgánico (diisopropilnaftaleno, pseudocumeno ó un alquilbenceno lineal) y un centellador orgánico (2,5 difeniloxazole).

El proceso de centelleo líquido que ocurre es la interacción de los radionúclidos con las moléculas del solvente en el cóctel. Esas moléculas del solvente aceptan fácilmente la energía alcanzada en el proceso de desintegración nuclear formándose moléculas activas o excitadas del solvente. El centellador orgánico, el cual es soluble en el solvente, puede aceptar con gran facilidad la energía de las moléculas activas del cóctel, produciendo ahora moléculas del centellador excitadas. Esas moléculas pierden esa energía rápidamente, retornando a su estado original mediante un mecanismo de fluorescencia. Así, ésta energía es entonces liberada como un destello de luz y la intensidad de la luz emitida refleja la energía original de desintegración nuclear y el número de destellos luminosos es proporcional al número de desintegraciones nucleares ocurridas en la muestra (L'Annunziata 1998).

La tarea más importante del analizador de centelleo líquido es la detección y cuantificación del número de destellos luminosos y su correspondiente intensidad. Para esto, primeramente la muestra es cargada dentro de la cámara de conteo del analizador (forma de pozo) y los destellos luminosos emitidos, son detectados por un tubo fotomultiplicador.

El tubo fotomultiplicador convierte los fotones de luz emitidos a electrones cuando los fotones chocan en un fotocátodo localizado dentro del tubo fotomultiplicador. Posteriormente los electrones producidos en el fotocátodo son amplificados a través de una serie de dinodos cargados positivamente, donde cada dinodo tiene un voltaje creciente a lo largo de la serie, para luego ser los electrones colectados en el ánodo del tubo fotomultiplicador. Así la luz emitida en el vial de centelleo, es entonces convertida a una señal electrónica correspondiente. Posteriormente ésta

señal electrónica es enviada a un convertidor analógico digital el cual convierte ésta señal a un simple número que representa la altura del pulso o intensidad correspondiente. Finalmente estos pulsos digitales son ordenados o clasificados en base a su magnitud o altura mediante un analizador multicanal (MCA) que consiste en una serie de cajones, donde las diferentes magnitudes o alturas de pulso son colocados una vez que han sido detectados.

Sin embargo, en el análisis de centelleo líquido suelen presentarse algunas interferencias para obtener valores reales. Estas interferencias son:

Radiación de fondo.- Se refiere a toda radiación externa a la muestra, como radiación cósmica o ambiental, ruido causado por la electrónica del equipo, etc. Para ello, se determina la velocidad de conteo del fondo, midiendo un vial que contenga el centellante y todos los constituyentes usados en la preparación de la muestra con la excepción del radionúclido de interés.

$$\text{CPM}_{\text{netos}} = \text{CPM}_{\text{muestra}} - \text{CPM}_{\text{fondo}} \quad (46)$$

Efectos por el tipo de recipiente.- Cuando las muestras son contenidas en viales de plástico, el centellador orgánico puede penetrar la pared del vial. Además el fondo puede variar dependiendo del tipo de material del vial (vidrio o polietileno).

3.1 Determinación de la concentración de uranio total en muestras de material suspendido en agua superficial, con el detector TRIATHLER.

3.1.1. Puntos de muestreo.

Para determinar la concentración de uranio total en agua de consumo, se analizaron 24 muestras de agua de pozo localizadas al norte del acuífero Chihuahua-Sacramento, dentro de la mancha urbana de la ciudad de Chihuahua. Estos pozos pertenecen a la Junta Municipal de Agua y Saneamiento. Se determinó la concentración de uranio total en material suspendido, se analizaron 3 muestras de material filtrado proveniente de agua superficial del río San Marcos localizado al noroeste del acuífero Chihuahua-Sacramento.

3.1.2. Preparación de muestras.

La preparación de las muestras de agua de pozo para determinar la concentración de uranio total consiste en (Gómez Escobar, Vera Tomé et al. 1998):

1. Acidular la muestra hasta un pH de 2.
2. Tomar 400 ml de muestra y evaporar hasta 200 ml.
3. Se transfiere la muestra a un embudo de separación y se agregan 2 ml de HDEHP.
4. Agitar vigorosamente durante 5 minutos.
5. Dejar reposar hasta alcanzar la separación de fases.
6. Decantar, tomando la fase orgánica, colocando la en un vial (de vidrio) de 20 ml.
7. Completar el volumen de 20 ml con el cóctel centellante Ultima Gold AB (18 ml).
8. Medir durante 2 horas en el detector TRIATHLER.

Se preparó de igual manera otra alícuota de muestra agregando una cantidad conocida de estándar de ^{238}U , ya que utilizó el método de estándar interno para el cálculo de las actividades.

La preparación de las muestras para determinar la concentración de uranio total en muestras material filtrado utilizando centelleo líquido, consiste en (Gómez Escobar, Vera Tomé et al. 1998):

9. Acidular la muestra hasta un pH de 2.
10. Tomar 400 ml de muestra y filtrar en un filtro de 45 μm .
11. Poner la muestra a secar durante 24 h en la estufa a 50 °C.
12. Calcinar la muestra en una mufla a 600 °C durante 24 h.
13. Se pone la muestra en un vaso de precipitado y se le añaden 50 ml de HNO_3 8M, se agita y se lleva a una temperatura de 50°C durante 4 horas.
14. Se aumenta la temperatura a 90 °C y se evapora hasta 20 o 30 ml.

15. Se añaden 5 ml de peróxido en gotas (poco a poco) y 10 ml de HNO₃ 8M.
16. Nuevamente se evapora a 20 o 30 ml. Este proceso se repite 3 veces.
17. Se quita el calor. Se agregan 20 ml de HNO₃ 8M y se agita durante 12 horas.
18. Se agregan aproximadamente 170 ml de agua destilada hasta alcanzar 200 ml.
19. Se evapora a 100 ml y se transfiere a un embudo de separación.
20. En el embudo de separación, se agregan 2 ml de HDEHP.
21. Agitar vigorosamente durante 5 minutos.
22. Dejar reposar hasta alcanzar la separación de fases.
23. Decantar, tomando la fase orgánica, colocando la en un vial (de vidrio) de 20 ml.
24. Completar el volumen de los 20 ml con el cóctel centellante Ultima Gold AB (18 ml).
25. Medir durante 2 horas en el detector TRIATHLER.

Se preparó de igual manera otra muestra agregando una cantidad conocida de estándar de ²³⁸U, ya que utilizó el método de estándar interno para el cálculo de las actividades.

3.1.3. Medición de muestras.

La lectura de las muestras se lleva a cabo por un periodo de 2 horas en el detector de centelleo líquido llamado TRIATHLER portátil manufacturado por HIDEX OY (Sanchez-Cabeza and Pujol L 1993; Mobius 2001). Este equipo tiene un sólo tubo fotomultiplicador y una electrónica digital para separar los pulsos alfa y beta, basándose en que las características espectrales de tales pulsos son distintos, por lo que el contador separa los pulsos de acuerdo a su amplitud y duración. Así un emisor alfa puede ser distinguido fácilmente de un emisor beta en el instrumento.

En el TRIATHLER la separación alfa/beta puede ser visualizado con un gráfico de dos dimensiones, donde el eje X representa la amplitud (canales) y el eje Y su duración. Debido a la mayor duración de los pulsos alfa, es que éstos tienen mayor coordenada Y que las betas, mientras que la amplitud (coordenada X) suele ser parecida. Así, con éste gráfico, se puede seleccionar la región ocupada sólo por los emisores alfas y/o betas manipulando el ancho de las ventanas y el parámetro de separación de pulsos (PLI). En la Figura 37, se muestra una fotografía del detector TRIATHLER y los gráficos que envía.

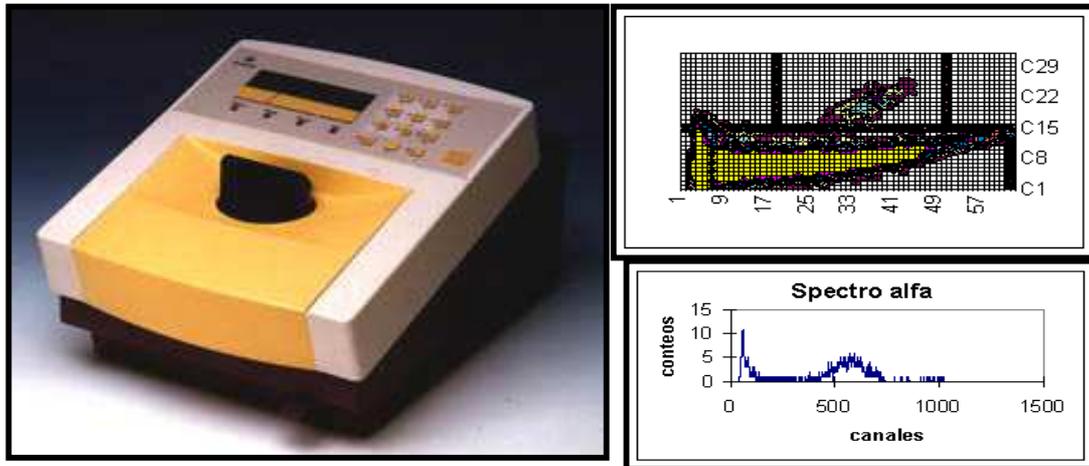


Figura 37 Equipo TRIATHLER y espectros enviados por él.

3.1.4. Cálculos.

Cálculo de la Eficiencia.

Para determinar la eficiencia de medición del equipo, se utilizó un estándar de U-238 preparado bajo las mismas condiciones que las muestras pero con una actividad conocida de 4.76 ± 0.29 Bq/ml. La eficiencia se determina mediante:

$$\epsilon = (\text{cps } \alpha_{\text{std+m}} - \text{cps } \alpha_{\text{m}}) * (D\alpha_{\text{std}} * A_{\text{std}} * V_{\text{std}})^{-1} \quad (47)$$

Donde:

cps $\alpha_{\text{std+m}}$: conteos por segundo registrados en la ventana alfa de la medición de la muestra más el estándar.

cps α_{m} : conteos por segundo registrados en la ventana alfa de la medición de la muestra.

$D\alpha_{\text{std}}$: número de desintegraciones alfas a partir del estándar.

A_{std} : Actividad del estándar (Bq/ ml).

V_{std} : Volumen adicionada del estándar (ml).

El error de la eficiencia se calcula por:

$$E_{\epsilon} = \sigma_{\text{std}} / A_{\text{std}} + [(a^* + b^*) / (a + b)] \quad (48)$$

σ_{std} : el error del estándar utilizado para las mediciones.

A_{std} : Actividad estándar utilizado para las mediciones (Bq/L).

a^* : $\text{cont } \alpha_{m+\text{std}} / t_{m+\text{std}}^2$

b^* : $\text{cont } \alpha_m / t_m^2$

a : $\text{cont } \alpha_{m+\text{std}} / t_{m+\text{std}}$

b : $\text{cont } \alpha_m / t_m$

t : tiempo de medición.

$\text{cont } \alpha_{m+\text{std}}$: conteos alfa de la muestra más la cantidad de estándar agregado a la muestra.

$\text{cont } \alpha_m$: conteos alfa de la muestra.

Cálculo de la actividad.

El cálculo de actividad se hizo por método relativo, preparando un estándar de U-238 de actividad antes mencionada. La actividad de uranio total se determina con la siguiente ecuación:

$$A = \text{cps } \alpha_m / \epsilon \quad (\text{Bq}) \quad (49)$$

Donde:

$\text{cps } \alpha_m$: conteos por segundo registrados en la región alfa de la medición de la muestra.

ϵ = eficiencia de medición.

Para determinar la actividad específica:

$$A_{\text{esp}} = A / V_m \quad (\text{Bq/L}) \quad (50)$$

Donde:

A : actividad de la muestra (Bq).

V_m : volumen tomado de muestra (L).

El cálculo del error relativo de actividad, utilizando estándar interno es:

$$\sigma_A = \sqrt{(E_{\epsilon}^2 + 1 / \text{con } \alpha_m)} \quad (51)$$

σ_A : error relativo de actividad

E_{ϵ} : error relativo de la eficiencia.

$\text{con } \alpha_m$: conteos alfa de la muestra.

El cálculo del error absoluto es:

$$E_{\text{abs}} = A_{\text{esp}} * \sigma_A \quad (52)$$

3.2 Determinación de la concentración de ^{226}Ra en muestras de agua de pozo utilizando centelleo, con el detector TRIATHLER.

3.2.1. Puntos de muestreo.

Para determinar la concentración de ^{226}Ra en agua subterránea, se analizaron 12 muestras de agua de pozos agrícolas localizados al norte del acuífero Chihuahua-Sacramento.

3.2.2. Preparación de muestras.

La preparación de las muestras para determinar la concentración de ^{226}Ra en muestras de agua de pozo utilizando centelleo líquido, consiste en (Blanco Rodríguez, Vera Tomé et al. 2000):

1. Tomar 1 L de muestra, filtrar, mezclar y homogenizar.
2. Agregar 30 g de Na_2SO_4 por litro de muestra.
3. Pre-concentrar por evaporación hasta 200 ml.
4. Agregar NaOH hasta alcanzar un $\text{pH} \geq 14$.
5. Transferir la muestra a un embudo de separación y agregar 5 ml de RADAEX.
6. Agitar vigorosamente durante 5 min.
7. Dejar reposar hasta alcanzar separación de fases (aproximadamente 1 h).
8. Decantar la fase acuosa (usar centrifuga si no están separadas por completo las fases).
9. La fase orgánica se transfiere a un vial (de vidrio Frost) de 5 ml.
10. Medir en detector de centelleo líquido TRIATHLER durante 14 h.

Se utilizó el método relativo para el cálculo de las actividades específicas, por lo que, se prepararon un estándar externo de actividad conocida (^{226}Ra) y un blanco.

3.2.3. Medición de muestras.

La lectura de las muestras se lleva a cabo por un periodo de 14 horas en el detector de centelleo líquido TRIATHLER portátil manufacturado por HIDEX OY (Sanchez-Cabeza and Pujol L 1993; Mobius 2001), descrito anteriormente.

3.2.4. Cálculos.

Cálculo de eficiencia.

Para determinar la eficiencia de medición del equipo, se utilizó un estándar de Ra-226 con una actividad conocida de 0.4703 ± 0.0031 Bq. La eficiencia se determina mediante la ecuación (47):

$$\epsilon = (\text{cps } \alpha_{\text{std}} - \text{cps } \alpha_{\text{B}}) * (\text{Da}_{\text{std}} * A_{\text{std}} * V_{\text{std}})^{-1}$$

El error de la eficiencia se calcula por la ecuación (48):

$$E_{\varepsilon} = \sigma_{\text{std}} / A_{\text{std}} + [(a^* + b^*) / (a + b)]$$

Cálculo de la Actividad Específica de ^{226}Ra .

El cálculo de la actividad de las muestras de agua colectadas se determinó por medio de análisis relativo. Para el cálculo relativo de actividad se preparó un vial con 1 ml de RADAEX más 2 ml de Ultima Gold AB, al cual se le adicionó 0.4706 Bq de una solución certificada de ^{226}Ra .

A continuación se muestra la expresión para la determinación de la actividad específica de radio:

$$A = \frac{\text{cps } \alpha}{\varepsilon_{226\text{Ra}} V \delta_{226\text{Ra}} t R_q} \quad (\text{Bq/L}) \quad (53)$$

donde:

cps α son los conteos alfa provenientes de la muestra y que son registrados en el detector.

V es el volumen tomado de la muestra (litros).

t es el tiempo de conteo.

$\delta_{226\text{Ra}}$ es el coeficiente de corrección dependiente del tiempo transcurrido desde que se prepara la muestra hasta su medición.

ε es la eficiencia de detección.

Rq es el rendimiento químico.

Para determinar la actividad específica, se utiliza la ecuación (50):

$$A_{\text{esp}} = A / V_m \quad (\text{Bq/L})$$

El cálculo del error relativo de actividad, utilizando estándar interno es:

$$\sigma_A = \sqrt{(E_{\varepsilon})^2 + 1 / \text{con } \alpha m}$$

El cálculo del error absoluto se calcula mediante la ecuación (52):

$$E_{\text{abs}} = A_{\text{esp}} * \sigma_A$$

Coeficiente $\bar{\delta}_{226Ra}(t)$ (Manjón, Vioque et al. 1997; Vioque 2000).

El coeficiente $\bar{\delta}_{226Ra}(t)$ es un parámetro que depende del tiempo transcurrido desde la preparación de la muestra hasta que es medida. Este parámetro toma en cuenta cómo afecta el crecimiento de los descendientes del ^{226}Ra a la tasa de recuento alfa. $\bar{\delta}_{226Ra}(t)$ ha sido calculado a partir de las ecuaciones de Bateman, teniendo en cuenta los tres emisores alfa descendientes del ^{226}Ra (^{222}Rn , ^{218}Po y ^{214}Po), así como el tiempo en que se logra alcanzar el equilibrio secular.

En el cálculo se ha considerado que el ^{218}Po ($T_{1/2} = 3.05$ min), ^{214}Pb ($T_{1/2} = 26.8$ min), ^{214}Bi ($T_{1/2} = 19.9$ min) y el ^{214}Po ($T_{1/2} = 1.6 \times 10^{-4}$ min), tienen periodos de semidesintegración tan pequeños, que en cualquier instante están en equilibrio secular con su progenitor el ^{222}Rn . La constante de desintegración del ^{226}Ra se puede despreciar, ya que es mucho menor que la constante de desintegración del ^{222}Rn .

$\bar{\delta}_{226Ra}(t)$ se puede calcular con la siguiente ecuación:

$$\delta_{226Ra}(t) = 4 - \frac{3(e^{-\lambda t} - e^{-\lambda(t+T)})}{\lambda T} \quad (54)$$

donde:

t es el tiempo transcurrido desde la preparación de la muestra hasta que inicia su medición (min).

T es el tiempo que dura la medición (min).

λ es la constante de desintegración del ^{222}Rn ($1.2589 \times 10^{-4} \text{ min}^{-1}$).

Una vez alcanzado el equilibrio secular $\bar{\delta}_{226Ra}(t)$ es igual a 4.

3.3 Determinación de la concentración de ^{238}U y ^{234}U en muestras de agua superficial y de pozo, así como de materia suspendida en agua superficial utilizando el detector PERALS.

3.3.1. Puntos de muestreo.

Se analizaron 16 muestras de agua subterránea provenientes de la parte norte del acuífero Chihuahua-Sacramento y 23 muestras de agua superficial provenientes del río San Marcos-Sacramento, para determinar la concentración de ^{238}U y ^{234}U en agua de pozos agrícolas. Estos pozos se localizan fuera de la ciudad de Chihuahua. Se analizó una muestra de material suspendido en la muestra de agua superficial MS2 (Victorino), localizada en la región de San Marcos.

3.3.2. Preparación de muestras.

La preparación de las muestras para determinar la concentración de ^{238}U y ^{234}U en muestras de agua de pozo y superficial utilizando el método de estándar interno y centelleo líquido, consiste básicamente en tomar un volumen conocido de muestra y concentrar por evaporación. La muestra se lleva a medio sulfato adicionando ácido sulfúrico, ya que este medio favorece a la extracción de uranio. Posteriormente, se agrega sulfato de sodio, se ajusta el pH entre 1.3 a 1.5 y se le adiciona el extractor centellante URAEX. De la muestra se toma una porción de la parte orgánica, la cual es des-oxigenada con argón (para aumentar la resolución entre isótopos de uranio) y se lleva a medición.

La técnica implementada consiste en la siguiente secuencia (McDowell 2007):

1. Acidular la muestra hasta un pH de 2 (utilizando HNO_3).
2. Tomar 400 ml de muestra y evaporar a sequedad.
3. El residuo se disuelve con 1 ml de H_2SO_4 5 M más 2 ml de Na_2SO_4 1M.
4. Evaporar hasta que los humos de SO_3 se volatilicen.
5. Repetir paso 3.
6. Repetir paso 4.
7. El residuo se disuelve con 4 ml de agua destilada.
8. Transferir a un vial y medir pH cuidando que se encuentre entre 1.3 y 1.5
9. Adicionar 1.5 ml de URAEX.
10. Agitar durante 5 min.
11. Dejar reposar hasta alcanzar la separación de fases.
12. Decantar, tomando 1 ml de la fase orgánica, colocando la en un vial de 10 mm de diámetro por 75 mm de largo (culture tube).
13. Inyectar flujo de argón durante 2 minutos.
14. Medir durante 8 horas en el detector PERALS.

El procedimiento radioquímico para el análisis de la muestra de material suspendido es el siguiente:

1. Acidular la muestra hasta un pH de 2.
2. Tomar 400 ml de muestra y filtrar en un filtro de 45 μm .
3. Poner la muestra a secar durante 24 h en la estufa a 50 °C.
4. Calcinar la muestra en una mufla a 600 °C durante 24 h.
5. Se pone la muestra en un vaso de precipitado y se le añaden 50 ml de HNO_3 8M, se agita y se lleva a una temperatura de 50°C durante 4 horas.
6. Se aumenta la temperatura a 90 °C y se evapora hasta 20 o 30 ml.
7. Se añaden 5 ml de peróxido en gotas (poco a poco) y 10 ml de HNO_3 8M.
8. Nuevamente se evapora a 20 o 30 ml. Este proceso se repite 3 veces.
9. Se quita el calor. Se agregan 20 ml de HNO_3 8M y se agita durante 12 horas.
10. Se evapora a sequedad.
11. El residuo se disuelve con 1 ml de H_2SO_4 5 M más 2 ml de Na_2SO_4 1M.
12. Evaporar hasta que los humos de SO_3 se volatilicen.
13. Repetir paso 11.
14. Repetir paso 12.
15. El residuo se disuelve con 4 ml de agua destilada.
16. Transferir a un vial y medir pH cuidando que se encuentre entre 1.3 y 1.5
17. Adicionar 1.5 ml de URAEX.
18. Agitar durante 5 min.
19. Dejar reposar hasta alcanzar la separación de fases.
20. Decantar, tomando 1 ml de la fase orgánica, colocando la en un vial de 10 mm de diámetro por 75 mm de largo (culture tube).
21. Inyectar flujo de argón durante 2 minutos.
22. Medir durante 10 horas en el detector PERALS.

De cada muestra se prepararon dos alícuotas para el cálculo de la actividad, en la cual a una de ellas se le agregó una cantidad conocida de ^{238}U , ya que se utilizó el método de estándar interno. En muestras de baja actividad específica, aguas superficiales, se utilizó el mismo método de extracción, pero sin estándar interno. Esto se debe a que no se recomienda la adición de cantidades desproporcionadas de un estándar que altera la relación de actividades. Para esto se asume la recomendación del fabricante de PERALS de eficiencia de extracción y detección del 100%. Este valor está avalado por la experiencia del laboratorio en los análisis de agua subterránea con estándar interno.

3.3.3. Medición de muestras.

Las muestras se midieron durante 8 horas para las alícuotas sin estándar y 30 minutos para las alícuotas con estándar. La medición se llevo a cabo en el detector de centelleo líquido PERALS. Este equipo tiene un sólo tubo fotomultiplicador, un preamplificador, ánodo y una serie de dinodos, así como una cámara donde es colocada la muestra [Kopp Daniel M., 2005]. Para garantizar la transferencia de fotones y obtener una resolución óptima del pulso de la partícula α , en la cámara de detección se utiliza aceite de silicón y una superficie blanca de reflejo hecha de sulfato de bario [65]. Cuenta con un analizador digital que separa los pulsos alfa de los beta, debido a las características de cada uno de ellos descritos anteriormente (amplitud y duración). El detector PERALS cuenta con las siguientes ventajas: (1) una mejor energía de resolución obtenida de los alfa emisores y (2) menor interferencia causada por los emisores β y γ presentes en la muestra. La óptica, la técnica en la preparación de la muestra y la geometría de la muestra producen una alta energía de resolución α/α . Debido al arreglo óptico y geométrico del instrumento no se garantiza la espectrometría β . El elemento clave del sistema PERALS es el centellador extractivo, es un agente complejo organofílico selectivo para un solo elemento y que es incorporado en el coctel centellante. Lo anterior tiene dos propósitos (1) la extracción del radionúclido de interés y (2) el quenching causado por agua, ácido u otras impurezas es minimizado (L'Annunziata 1998).

En el PERALS se pueden obtener histogramas de una o dos dimensiones para la separación alfa/beta. En la Figura 38, se muestra una fotografía del detector PERALS y los gráficos que envía.

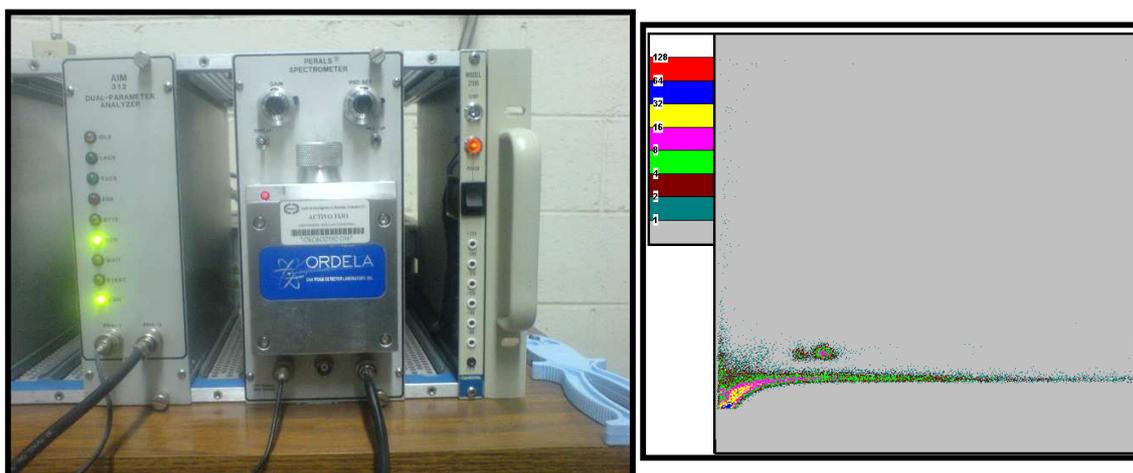


Figura 38 Detector Perals y espectros que envía.

3.3.4. Cálculos.

Cálculo de la Eficiencia.

Para determinar la eficiencia de medición del equipo, con el método de estándar interno, se utilizó un estándar de ^{238}U con una actividad conocida de 4.76 ± 0.29 Bq/ml. La eficiencia se determina mediante la ecuación (47):

$$\epsilon = (\text{cps } \alpha_{(m+\text{std})} - \text{cps } \alpha_m) * (D\alpha_{\text{std}} * A_{\text{std}} * V_{\text{std}})^{-1}$$

El error de la eficiencia se calcula por la ecuación (48):

$$E_{\epsilon} = \sigma_{\text{std}} / A_{\text{std}} + [(a^* + b^*) / (a + b)]$$

Cálculo de la actividad.

El cálculo de actividad se hizo por el método de estándar interno. La Actividad se determina por separado para los isótopos de uranio (^{238}U y ^{234}U) presentes en las muestras, esto se hace mediante la ecuación (49):

$$A = \text{cps } \alpha_m / \epsilon \quad (\text{Bq})$$

Para determinar la actividad específica, se emplea la ecuación (50):

$$A_{\text{esp}} = A / V_m \quad (\text{Bq/L})$$

El cálculo del error relativo de actividad, utilizando estándar interno es calculado mediante la ecuación (51):

$$\sigma_A = \sqrt{(E_{\epsilon}^2 + 1 / \text{con } \alpha_m)}$$

El cálculo del error absoluto es, ecuación (52):

$$E_{\text{abs}} = A_{\text{esp}} * \sigma_A$$

Para las muestras de agua superficial la actividad viene dada por:

$$A = \text{cps } \alpha_m - \text{cps } \alpha_b \quad (55)$$

cps α_m : conteos por segundo registrados en la región alfa de la medición de la muestra.

cps α_b : conteos por segundo registrados en la región alfa de la medición del blanco.

El cálculo del error relativo de actividad, utilizando estándar interno es:

$$\sigma_A = \sqrt{\left(\frac{\alpha m}{t^2 m} + \frac{\alpha b}{t^2 b} \right)} \quad (56)$$

σ_A : error relativo de actividad

E_ε : error relativo de la eficiencia.

con αm : conteos alfa de la muestra.

con αb : conteos alfa del blanco.

El cálculo del error absoluto es, ecuación (52):

$$E_{abs} = A_{esp} * \sigma_A$$

ANEXO 4.

Espectrometría alfa.

Llamamos espectrometría alfa a la técnica que permite determinar cualitativa y cuantitativamente los nucleidos emisores de partículas alfa. La técnica en cuestión se basa en la ionización que las partículas alfa emitidas por un nucleido o grupo de nucleidos producen en un medio, o sistema detector. La ionización debe ser proporcional a la energía de las partículas alfa. El sistema de detección va conectado a un preamplificador y amplificador. Las señales procedentes del amplificador pasan por el convertidor analógico digital (ADC), el cual transforma la señal analógica a una señal digital, en dependencia de su amplitud. La señal digital es enviada al analizador multicanal (MCA) que la asociará a un canal según su altura. Para reducir las pérdidas de energía de las partículas alfa en el aire que se encuentra entre la fuente y la ventana del detector es necesario trabajar en condiciones de vacío. Tras colectar los iones formados y pasar los impulsos electrónicos que se generan por la electrónica asociada al detector, el resultado será un espectro de partículas alfa o representación del número de partículas detectadas en función de su energía (García-Tenorio, García-Leon M. et al. 1986).

Al ser una técnica de medida radiométrica, la espectrometría alfa permite determinar concentraciones muy bajas de isótopos de elementos difíciles de determinar por otras técnicas habituales en el análisis, como la espectrometría de masas. La naturaleza discreta de la radiación alfa y el escaso número de emisiones, salvo excepciones, de los radioisótopos permiten la identificación de los emisores alfa contenidos en una muestra. Necesitamos para ello de un equipo de medición con un sistema de detección adecuado, así como de procedimientos radioquímicos para preparar fuentes radiactivas de calidad espectrométrica a partir de la muestra a analizar.

Los sistemas de detección que presentan mayores ventajas son los detectores de semiconductor y a las cámaras de ionización con rejilla. Los detectores de semiconductor, dentro de ellos los de implantación iónica, son los más utilizados en espectrometría alfa. Se obtienen con ellos excelentes resoluciones en energías, aunque muestran un bajo rendimiento de conteo.

Las fuentes radiactivas consisten en un depósito fino y homogéneo sobre un soporte adecuado. Deben evitarse problemas de autoabsorción o pérdida de energía de las partículas alfa procedentes de los átomos emisores. Para obtener fuentes de calidad se aplican procedimientos radioquímicos que permitan separar los emisores alfa del conjunto de los componentes de la muestra. Antes de llevar a cabo estas separaciones, se debe realizar un pretratamiento en dependencia de la matriz de la muestra (agua, sólidos inorgánicos, vegetales o biológicas). Se quiere con ese paso disponer de la muestra en solución y en un volumen adecuado para la separación química.

Los métodos de separación que se emplean en la determinación de emisores alfa son la coprecipitación, extracción de líquido-líquido, cromatografía de cambio iónico y cromatografía de extracción. Lo mismo en el pretratamiento que en esta etapa de separación es imprescindible conocer el nivel exacto de recuperación de los radioelementos, es decir, conocer el rendimiento químico. Para ello están los trazadores radioquímicos. Deben éstos añadirse a la muestra desde el comienzo del análisis con la garantía de que a lo largo del procedimiento seguido no exista fraccionamiento entre el trazador y los nucleidos de interés. Una vez obtenidas las fracciones purificadas de los emisores alfa se preparan las fuentes radiactivas. De los muchos procedimientos que existen se prefiere, por su sencillez y óptimo resultado, la electrodeposición. Los radioisótopos, contenidos en un electrolito adecuado, se depositan sobre un soporte metálico que actúa como cátodo del sistema.

4.1. Determinación de la concentración de isótopos radiactivos naturales en muestras de agua superficial y subterránea, plantas, peces y sedimentos.

4.1.1. Puntos de muestreo.

Se analizaron 4 muestras de agua, 1 muestra de planta, 5 muestras de sedimento, 16 muestras de pez y una muestra geológica. Las muestras de agua son 2 muestras de pozo, 1 muestra de la presa y 1 de una galería filtrante. Las muestras de planta fueron divididas en tallo, raíz y hoja. El análisis de la actividad del uranio en pez, se hizo en la parte comestible (filete). La muestra geológica fue tomada del afloramiento de Victorino. Todas las muestras fueron tomadas de la región de San Marcos, que se localiza al noroeste de la ciudad de Chihuahua. A dichas muestras se les determinó la concentración de las series del uranio (^{238}U , ^{235}U y ^{234}U) y torio.

4.1.2. Preparación de muestras.

Anterior a la medición, las diferentes matrices se llevaron a través de un procedimiento radioquímica. Las muestras de plantas y peces se sometieron a una calcinación a 600°C durante 24 h, seguidas de un ataque ácido para su digestión. A las muestras de agua se les adiciono portador de Fe^{3+} . Posteriormente, a las muestras se les agrega TBP (tributilfosfato) para la extracción de uranio. Finalmente, se realiza el procedimiento de electrodeposición, utilizando planchetas de acero inoxidable (García-Tenorio, García-Leon M. et al. 1986).

A continuación se muestra las técnicas de pretatamiento y procedimientos radioquímicos:

Pretratamiento de muestras de plantas y peces.

Calcinación y ataque ácido.

1. Se toman 10 g de la muestra, se calcinan a 600 °C durante 24 horas.
2. Se adiciona el trazador. En este caso 0.5 ml de ^{232}U ($A = 135.364 \pm 1.565$ mBq/ml) y 0.5 ml de ^{229}Th ($A = 78.4 \pm 1.6$ mBq/ml).
3. Se añaden 50 ml de HNO_3 8M, se agita y se lleva a una temperatura de 50°C durante 4 horas.
4. Se aumenta la temperatura a 90 °C y se evapora hasta 20 o 30 ml.
5. Se añaden 5 ml de peroxido en gotas (poco a poco) y 10 ml de HNO_3 8M. Nuevamente se evapora a 20 o 30 ml. Este proceso se repite 3 veces.
6. Se quita el calor. Se agregan 20 ml de HNO_3 8M y se agita durante 12 horas.
7. Se filtra la solución utilizando un filtro de 0.45 μm .
8. Se evapora el filtrado hasta 10 o 20 ml, se agrega agua hasta alcanzar los 50 ml.

Pretratamiento de muestras de sedimento.

Calcinación y ataque ácido.

1. Se toma 1 g de la muestra, se calcina a 600 °C durante 24 horas.
2. Se adiciona el trazador. En este caso 0.5 ml de ^{232}U ($A = 135.364 \pm 1.565$ mBq/ml) y 0.5 ml de ^{229}Th ($A = 78.4 \pm 1.6$ mBq/ml).
3. Se añaden 45 ml de agua regia, mezclando HNO_3 (c) y HCL (c) en proporción 1:2, se agita y se calienta a temperatura de 50°C durante 4 horas.
4. Se añaden 12 ml de peroxido en gotas (poco a poco) y 45 ml de HNO_3 concentrado. Se agita durante 12 horas sin calentar.
5. Se añaden 30 ml de HNO_3 8M y se filtra la solución utilizando un filtro de 45 μm .
6. Se evapora el filtrado hasta 10 o 20 ml, se agrega agua hasta alcanzar los 50 ml.

Procedimiento secuencial para la extracción de uranio y torio en muestras de agua.

1. Se toma 1 litro de muestra de agua.
2. Se agrega trazador. En este caso 0.5 ml de ^{232}U ($A = 135.364 \pm 1.565$ mBq/ml) y 0.5 ml de ^{229}Th ($A = 78.4 \pm 1.6$ mBq/ml).
3. Se calienta suavemente y se añaden 2 ml de disolución de Fe^{3+} (5 mg de Fe^{3+} /ml).
4. Se retira en calor y se agrega amoniaco para obtener la precipitación de $\text{Fe}(\text{OH})_3$ + actínidos, alcanzando un pH de 9 a 10.
5. El precipitado obtenido se disuelve en 10 ml de HNO_3 8M.
6. Esta disolución se coloca en un embudo de separación y se le agregan 5 ml de TBP.
7. Se agita vigorosamente durante 5 min. La fase acuosa se desecha.

8. La fase orgánica se la agregan 10 ml de HNO_3 8M y se repite la extracción de la fase acuosa 2 veces.
9. Añadir 20 ml de xileno.
10. Añadir 15 ml de HCl 1,5 M. Agitar durante 5 min. Se repite la extracción de la fase acuosa 3 veces. La fase acuosa es la que contiene Th + actínidos.
11. Se agregan 15 ml de agua destilada. Agitar durante 5 min. Extraer fase acuosa 3 veces.
12. La fase acuosa es la que contiene el uranio y se lleva a la electrodeposición.

Procedimiento para la separación del Th.

1. La fase acuosa que se obtiene del paso 10 se evapora a sequedad.
2. El precipitado se disuelve en 10 ml de HNO_3 8M.
3. Se prepara una columna con resina aniónica BIORAD AG1-X8 de 1 cm de diámetro con una altura de 10 cm. Para acondicionar la resina se pasan a través de ella 20 ml de HNO_3 8M.
4. Una vez acondicionada la columna se pasa el precipitado que contiene el Th.
5. Para la elusión del Th se pasan 40 ml de HCl 9 M.

Procedimiento para la electrodeposición (Aguirre-Martínez 1992)].

1. La fase acuosa que contiene los isótopos de interés se evapora hasta aproximadamente 2 ml.
2. Se agrega 1 ml de Na_2SO_4 0.3 M para evitar la adsorción en las paredes del recipiente.
3. Se evapora a sequedad. Se añaden 300 μl de H_2SO_4 concentrado para disolver el precipitado.
4. Se agregan 4 ml de H_2O y 2 gotas de azul de timol (indicador). El cual toma un color rosado, esto debido a pH muy ácido.
5. Para ajustar el pH entre 2 y 2.2 se utiliza vapor de amoníaco hasta que el color de la disolución sea amarillo.
6. Esta disolución se pasa a una célula de electrodeposición previamente preparada.
7. Para uranio la electrolisis se lleva a cabo durante 1 hora a una intensidad de 1.2 A. Para el Th las condiciones de la electrolisis son 2 horas a 1.5 A.

Análisis de la muestra geológica (afloramiento de San marcos).

Preparación de la muestra de polvo.

1. Tomar 10 mg de muestra.

2. Disolver la muestra en 44 ml de agua destilada y agregar 56 ml de HNO₃, durante 12 h a 50 °C.
3. Evaporar hasta 50 ml y tomar una alícuota de 1 ml y diluir con agua destilada hasta 50 ml.
4. Agregar trazador 5 ml de ²³²U (A = 135.364 ± 1.565 mBq/ml).
5. Agitar durante 8 h a 50 °C.
6. Continuar con el procedimiento secuencial para la extracción de uranio y torio, así como el proceso de electrolisis.

Proceso de extracción de radio por coprecipitación con bario (Vioque 2000).

1. Tomar 500 ml de muestra.
2. Filtrar para eliminar la materia en suspensión.
3. Neutralizar con NH₄OH.
4. Añadir 20 ml de H₂SO₄ 1M.
5. Agregar portador de Ba, 5 ml de la solución de BaCl₂ de concentración 1mg de Ba⁺ por ml.
6. Calentar suavemente y agitar durante 30 min., para facilitar el proceso de precipitación.
7. Filtrar utilizando un filtro de 45 µm de tamaño de poro. Previamente el filtro se pone a secar a 40 °C durante 10 h, hasta alcanzar el peso constante.

Medición en el detector proporcional de flujo durante 5 días.

4.1.3. Medición de muestras.

El sistema de detección empleado para la determinación de los isótopos de la serie del uranio, es el modelo Alpha Analyst fabricado por Canberra. El equipo está compuesto de 4 módulos, donde cada módulo consta de 2 cámaras de vacío que cuentan con un detector semiconductor de implantación iónica tipo PIPS, por lo que se tiene un total de 8 detectores alfa. Todos estos detectores son de marca Canberra, modelo A 450 – 18 AM, de 450 mm² de superficie activa y con una resolución certificada de 18 keV estimada para la emisión alfa de 5.4856 MeV del ²⁴¹Am, a una distancia del detector de 15 mm.

Cada cámara de detección lleva asociada la electrónica necesaria para a adquisición de los espectros en cada detector y un sistema de vacío. Las cámaras sobre las que actuará la bomba, el grado de vacío, la ganancia, el voltaje de la fuente de polarización del detector y otros parámetros necesarios para la medición, se controlan mediante un programa informático, en este caso se utilizó el Alpha Analyst (Vera Tomé, Jurado Vargas et al. 1994). La Figura 39 muestra el detector alfa y el espectro enviado como respuesta.

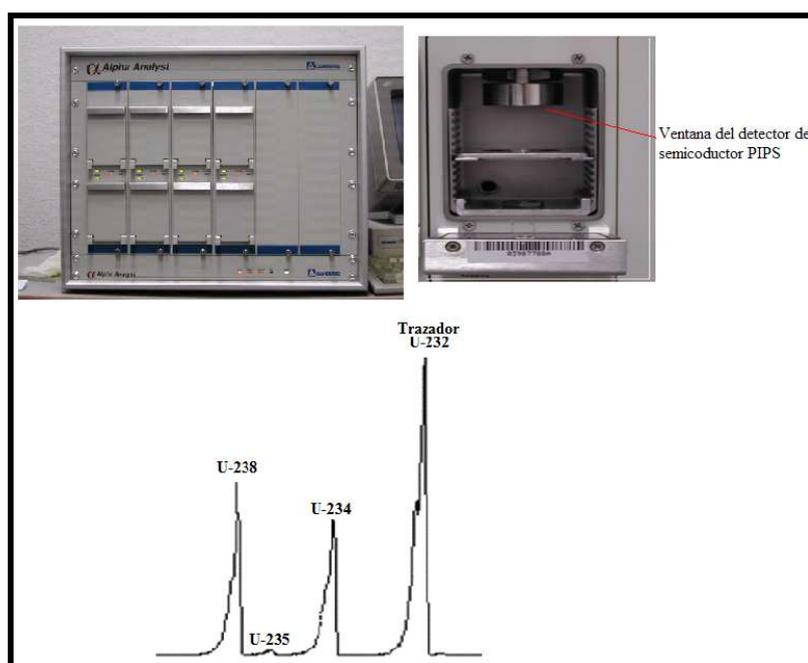


Figura 39 Sistema de detección por espectrometría alfa Alpha Analyst con detectores de semiconductor de implantación iónica tipo PIPS, una de las 8 cámaras y espectros enviados por él.

4.1.4. Cálculos.

Cálculo de la actividad.

La Actividad se determina por separado para los isótopos de uranio (^{238}U , ^{235}U y ^{234}U) presentes en las muestras, esto se hace mediante la ecuación:

$$A = \text{cps } \alpha_{\text{isótopo}} * A_{\text{agregada trazador}} * (\text{cps } \alpha_{\text{trazador}})^{-1} \quad (\text{Bq}) \quad (35)$$

donde:

$\text{cps } \alpha_{\text{isótopo}}$: conteos por segundo alfa del isótopo de interés registrados en la medición de la muestra.

$A_{\text{agregada trazador}}$ Actividad del trazador (^{232}U) agregada a la muestra.

$\text{cps } \alpha_{\text{trazador}}$ conteos por segundo alfa del trazador agregado registrados en la medición de la muestra.

Para determinar la actividad específica, se emplea la ecuación (29):

$$A_{\text{esp}} = A / V_m \quad (\text{Bq/L})$$

Donde:

A: actividad del isótopo presente en la muestra (Bq).

V_m : volumen tomado de muestra (L).

ANEXO 5.

Definiciones Geológicas (Colmenero Sujo 2003)

Roca. Conjunto de minerales consolidados, provenientes de la solidificación del magma, consolidación y diagénesis de los materiales producto de la erosión de las rocas pre-existentes y recristalización de las rocas pre-existentes.
Las rocas se clasifican en Ígneas, Sedimentarias y Metamórficas.

Suelo. Cobertura superficial de la corteza terrestre producto de la alteración de los minerales de las rocas pre-existentes.

La formación del suelo implica la meteorización química de los minerales primarios dando lugar a nuevos minerales. Los suelos se forman por oxidación, hidratación e hidrólisis, carbonatación y disolución. Previo meteorización física.

El suelo normalmente debe ser útil para la agricultura, dado que los procesos químicos dejan libres sustancias minerales, generalmente en forma de iones, que pueden ser absorbidos por las plantas para sus procesos.

Los suelos bien desarrollados presentan un perfil bien definido que consiste de tres horizontes: A, B y C. Varían en color, textura, estructura y composición mineralógica y orgánica y también en espesor de acuerdo a la roca madre, clima, humedad, etc.

Horizonte A: Generalmente rico en materia orgánica, arena y limo

Horizonte B, intermedio: Tiene acumulación de arcilla, minerales disueltos, Fe, Ca, Mg, Na y otros. Es más o menos oxidado y poco lixiviado

Horizonte C: Compuesto de material meteorizado, presenta fragmentos angulosos, arena, algo de limo y poquísima arcilla

Sedimento. Material fragmentario originado por la erosión y/o alteración de las rocas pre-existentes susceptible de ser transportado y depositado en los fondos marinos, fondos lacustres y depresiones continentales

TIPOS DE ROCAS:

IGNEAS

Volcánica. Cristalizan o solidifican en la superficie o cerca de ellas, su textura es afaníticas o microgranular (No se observan sus minerales a simple vista).

Plutónica. Cristalizan o solidifican a gran profundidad de la superficie, su textura es fanerítica o granular (los minerales, por su tamaño, se observan a simple vista).

Intrusita. Rocas ígneas volcánicas (Riv) o plutónicas (Rip) que penetran entre rocas y estructuras pre-existentes.

Roca ácida. Los minerales esenciales son cuarzo y feldespatos, con mas de 60% de sílice, sus colores son claros o leucócratos

Roca básica Los minerales son feldespatos y ferromagnesianos, el contenido de sílice es menor del 40%, sus colores son oscuros o melanócratos.

Intermedias. Los minerales esenciales son feldespatos y ferromagnesianos, el cuarzo puede estar presente o ausente, la sílice se halla entre un 40-60%. Los colores son grises.

Andesita. Roca ígnea intermedia de textura afanítica o porfirítica, generalmente de color verde, pudiendo variar a rojizo, violáceo y otros colores, adquiridos por la alteración de los ferromagnesianos que contiene. Sus minerales esenciales son plagioclasas y ferromagnesianos, el cuarzo puede presentarse hasta en un 10% en cuyo caso se le denomina andesita cuarcífera.

Toba. Roca ígnea volcánica, producto de la consolidación de los materiales piroclásticos, bombas, lapilli, cenizas, con material sedimentario que favorece su cementación. Su composición es variable de acuerdo al magma de origen, contiene muchos poros, oquedades, se le usa en construcción y fabricación de cementos.

Granito. Roca ígnea intrusiva plutónica, ácida, los minerales esenciales son el cuarzo y feldespatos con predominio de la ortosa sobre las plagioclasas, presenta como minerales accesorios las micas y los ferromagnesianos (piroxenos y anfíboles), ausencia total de olivino. Su textura es fanerítica o granular. Se hallan bastante diseminados en la corteza y forman el 10% del sial. El granito es de color claro y a mayor contenido de cuarzo y feldespato el granito se torna más claro. La alteración física y química de los granitos da lugar a la formación de suelos alcalinos o a las arcillas. La alteración de los feldespatos origina la formación del caolín o de otras arcillas.

Riolita. Roca volcánica equivalente del granito, de textura afanítica, de colores claros, minerales esenciales cuarzo y feldespatos, predomina la ortosa sobre las plagioclasas, minerales secundarios anfíboles y piroxenos y micas.

Dacita Roca ígnea volcánica ácida, equivalente a la granodiorita, tiene textura afanítica

Ignimbrita Roca piroclástica ácida, minerales esenciales: cuarzo, feldespatos alcalinos, biotita. Tobas incandescentes reconsolidadas en el lugar por efecto de la plasticidad de los minerales y por la acción de los gases.

Basalto Roca ígnea volcánica básica. Contiene esencialmente minerales ferromagnesianos (augita, hornblenda), feldespatos, plagioclasas y olivino. Se solidifica presentando prismas hexagonales. Su alteración da lugar a la formación de suelos calcosódicos o magnesianos
Andesita

SEDIMENTARIAS

Una vez formadas las rocas ígneas, empieza su destrucción o erosión, por: agua, raíces, viento, golpes, animales o el hombre, etc.. Si llegan al mar comienza el depósito mecánico, los cantos redondeados forman conglomerados, si son angulosos, brechas, después se forman las areniscas, mas adentro del mar se

forman depósitos de granos finos como las lutitas o rocas arcillosas. Cuando el mar se satura de sales disueltas, por adición constante o por temperatura, las sales se precipitan al fondo dando formando a los depósitos de roca de origen químico: caliza, marga, yeso, dolomita, sal, etc.

Clástica (Roca). Denominación dada a las rocas sedimentarias compuestas por fragmentos o partículas de materiales rocosos que pueden ser: bloques, cantos, gravas, arenas, limos, lodo, arcilla. Resultado de la consolidación y *diagénesis* (Conjunto de fenómenos que actúan en la formación de las rocas como el tiempo, temperatura, presión y los elementos *cementantes* (consolidación de materiales fragmentarios por una acción de un material mas fino o una solución matriz) individuales: arena, limo, arcilla.

Conglomerado. Roca sedimentaria compuesta de cantos rodados cementada en matriz fina; arena, limo, arcilla. Se forma en las cuencas aluviales.

Aglomerado. Roca sedimentaria compuesta de fragmentos rocosos heterogéneos en cuanto a forma, tamaño y composición, cementada en matriz fina; arena, limo, arcilla

Arenisca. Roca sedimentaria clástica consolidada, resultado de la acumulación de arena.

Limonita. Roca compuesta por fragmentos de limo consolidados y diagenizado.

Caliza Roca sedimentaria formada por la precipitación de CaCO_3 en las regiones batiales (región submarina entre la plataforma continental y la zona abisal; 200-1000 m) y abisales (gran profundidad marina > a 1000 m) de los fondos marinos. Compuesta esencialmente de Carbonato de calcio-calcita (CaCO_3) y que se encuentra en áreas continentales

Yeso. $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, cristaliza en el sistema monoclinico, cristales alargados hasta de 1 m, frecuentemente maclados (agrupamiento de 2 o más minerales de la misma especie, que han girado una cierta porción del círculo; 20, 30, 60, 90, 180°, según un plano), incoloro, transparente, blanco gris amarillento. Dureza de 2 en la escala de Mohr, ligero, exfoliable según el plano vertical, algo flexible, no elástico.

Arena. Fragmentos de rocas de dimensiones entre 1/16 y 2 mm. Están compuestas mayormente de cuarzo (SiO_2) y feldespatos (AlSi_3O_8)K, conteniendo además otros minerales, tomando el nombre del mineral de predominio o de importancia económica. Las arenas son depositadas en las playas, en las depresiones y en los desiertos, después de haber sido transportados por el mar, ríos y esencialmente por el viento

Limo. Partículas de las rocas o minerales cuyas dimensiones están entre 0.02 y 0.002 mm

Arcilla. Partículas finas, generalmente de *silicatos* (compuesto mineral, resultante de la combinación de SiO₂ con otros elementos. Son s. todos los componentes de las rocas ígneas), de dimensiones menores de 1/256 mm, provenientes de la alteración física y química de las rocas y minerales. Los principales tipos de arcilla son: el caolín, la bentoíta,, la montmorillonita. El valor de las a. Depende de las propiedades físicas y químicas. Las propiedades mas importantes son: Plasticidad, cohesión, resistencia a la tensión, poder de secado, poder de aglutinación, etc. Casi todas las arcillas son silicatos alumínicos complejo hidratados, contienen K, Na, Ca, Mg, Fe, etc.

METAMORFICAS

Es la suma de todos los procesos geológicos mediante los cuales los minerales de las rocas y ellas mismas sufren transformaciones en su estructura, textura y orientación, dando lugar a nuevos minerales y nuevas rocas sin cambiar su composición química. Las principales causas son: Las presiones litostáticas de las rocas subyacentes, la temperatura y las soluciones hidrotermales.

Pizarra. Roca metamórfica, producto del metamorfismo dinámico regional de las argilitas y lutitas, presenta clivaje lamelar o pizarroso. Se forma en ambientes metamórficos de facies de las pizarras. Se caracteriza por su alta resistencia a los esfuerzos perpendiculares a los planos de exfoliación o clivaje. Las pizarras se encuentran en formaciones antiguas desde el Cretáceo las más modernas hasta el Ordovícico, Cámbrico y preCámbrico.

Fosforita Roca formada por restos fragmentarios de origen marino con alto contenido de fosfato de calcio.

Filita Roca metamórfica, producto del metamorfismo intenso de las arcillas y lutitas. Es frecuente encontrar silicatos alumínicos, clorita, sericita, magnetita, estauroлита, pirita, turmalina y otros minerales del metamorfismo. Las filitas se encuentran en las formaciones rocosas antiguas, mayormente paleozoicas y mesozoicas o precambrianas.

Esquisto. Roca metamórfica, producto del metamorfismo de las rocas volcánicas de textura afanítica o de las rocas sedimentarias de grano fino. En los esquistos generalmente se observan minerales micáceos (micas, sericita, clorita), así como talco y serpentina. Presentan estructura bandeada.

Gneis. Roca metamórfica producto de la recristalización de las rocas ígneas sedimentarias o de las misma metamórficas. Presentan una textura bandeada o listada. Los minerales o fragmentos de las rocas pre-existentes se agrupan y orientan en bandas y listas flexadas como esquistocidad. Cuando la roca pre-existente es sedimentaria se le denomina paragneis; gneis conglomerádico, gneis arenicoso, etc. Cuando la roca pre-existente es ígnea se le denomina ortogneis; gneis granítico, gneis diorítico, etc.

Granoblástica. Textura de las rocas metamórficas formada por minerales de dimensiones más o menos equigranulares.

Feldespato. Familia de minerales silico-aluminosos potásicos, sódicos y/o cálcicos. Los feldespatos potásicos se denominan ortoclasas (ortosa y microclina). Los calco-sódicos se denominan plagioclasas (albita, que es sódica, andesina, oligoclasa, labradorita, bitownita y anortita que son cálcicas). Después del cuarzo, los feldespatos son los minerales más comunes en la corteza terrestre. Se valteran fácilmente por efecto químico, dando arcillas de variados colores de acuerdo a los óxidos que contenga y al clima de la región.

Pechblenda. Variedad amorfa de la uraninita.

6. Uraninita. Óxido de uranio, UO_2 . Se presenta en cristales cúbicos de color negro, pero más común es observarlo en masas granulares o en agregados. También se le conoce como pechblenda, las alteraciones dan aspectos terrosos de color amarillo, verde y anaranjado (gummita). Se forma en las pegmatitas (roca ígnea plutónica, generalmente ácida) y filones hidrotermales y en ambientes sedimentarios (conglomerados). Es mena de uranio

Uranofana o uranotilo. Silicato hidratado de uranio y calcio

Carnosita. Vanadato de potasio y uranio $K_2[(UO_2)_2 \cdot V_2O_8] \cdot 3H_2O$.

ANEXO 6.

Resultados de los análisis para la determinación de carbonatos.

Tabla 21 Resultados de alcalinidad en muestras de agua superficial, a lo largo del río San Marcos-Sacramento.

Muestra	Nombre	CaCO ₃ (mg/L)
1	Antes de Victorino M5	44
3	Arroyo Los perdidos M4	27
5	Punto#6 cerco blanco M9	28
6	Punto#4 M10	49
7	Antepenúltimo M12	52
8	Penúltimo M13	53
9	Último M14	75
19	Abajo 3	41
20	Abajo 1	23
22	P.49	28

Tabla 22 Resultados de dureza total (carbonatos de calcio y magnesio) y sulfatos en muestras de agua de pozos de abastecimiento para la ciudad de Chihuahua.

Muestra	CaCO ₃ (mg/L)	SO ₃ (mg/L)
SacNorte1	85	30
SacNorte2	110	60
SacNorte3	115	75
SacNorte4	120	80
SacNorte5	110	65
SacNorte7	100	40
SacViejo1	28	170
SacViejo2	135	70
SacViejo3	105	60
SacViejo5	140	60
Villa Dorada	120	85
Villa Dorada2	105	70
Picacho1	88	70
Picacho2	88	70
Picacho3	100	75
Centro 8	110	70
Centro 7	110	70
Villa	175	105
Revolución	120	65
ND Arriba2	110	50

ANEXO 7.

Tabla 23 Análisis químico cuantitativo de elementos traza (mg/L) por Espectrometría de Emisión por Plasma. Nota: fecha de determinación 2007-11-07

TRAZABILIDAD	NIST, CENAM							
MUESTRA	Ba ¹	Ca ¹	Fe ¹	Mg ¹	Mn ¹	P ¹	Na ²	K ²
Presa San Marcos	0.01	10.7	0.4	2.1	0.2	N.D.	7.0	3.4
Filtro presa San Marcos	1.2	145.5	299.8	71.0	4.5	30.3	265.0	108.8

N.D. = Elemento no detectado.

¹ ICP

² Absorción Atómica, 2.1 Generador de Hidruros

ANEXO 8.

Cálculo del Límite Mínimo Detectable.

El límite mínimo detectable (LMD) de los diferentes isótopos para el detector de centelleo TRIATHLER, se calculó según (Currie 1968; Hurgun, Gerome S. et al. 2000)

$$\text{LMD} = \frac{2.71+4.65\sqrt{B}}{T * V} \quad (\text{Bq/L o Bq/Kg}) \quad (33)$$

Donde:

B son los conteos alfa debidos al fondo registrados en el detector.

T es el tiempo de medición (min).

Ves el volumen tomado de muestra (L).