

EVALUACIÓN DE LAS CONSECUENCIAS DE LA DISPERSIÓN DE RADIONUCLEIDOS ASOCIADA AL ATASCAMIENTO DE FUENTES UTILIZADAS EN PERFILAJE DE POZOS PETROLEROS

Amado, V. A., Alvarez, D.E y Lee Gonzáles, H.

Autoridad Regulatoria Nuclear

RESUMEN

El perfilaje de pozos permite caracterizar y pronosticar el potencial de hidrocarburos de una zona. Para esto se utilizan herramientas que pueden contener una o más fuentes radiactivas. Eventualmente, estas pueden quedar atascadas a cierta profundidad, sin alternativas técnicas viables para su recuperación.

Una vez producido el atascamiento sin posibilidades de recuperación de la fuente es necesario implementar acciones que minimicen el riesgo de liberación de material radiactivo a la napa subterránea, a causa de la degradación natural del blindaje o a su destrucción accidental por la colisión imprevista con una herramienta, en una eventual futura perforación.

En este trabajo se presenta una evaluación simplificada de las dosis asociadas a la degradación natural y a la ruptura del blindaje de fuentes radiactivas, atascadas durante el perfilaje de pozos. Para ello se consideran dos vías de exposición; una de incorporación por ingestión de agua contaminada de la napa subterránea y la otra, debido a la irradiación externa a causa del lodo del pozo al ascender a la superficie y distribuirse sobre ella. Cada una de estas vías corresponde a un escenario distinto.

En el primer escenario, mediante el Modelo de Dispersión de Radionucleidos en Acuíferos Freáticos (DRAF) se considera la dispersión de los contaminantes en el acuífero hasta un pozo de extracción de agua. Este modelo resuelve la ecuación de transporte de solutos en medios porosos en tres dimensiones, teniendo en cuenta la retención del suelo y el decaimiento radiactivo.

En el segundo escenario se supone el ascenso a la superficie del lodo contaminado del pozo, debido a las acciones llevadas a cabo para recuperar las fuentes atascadas o a una nueva perforación.

El objetivo del trabajo es presentar una metodología simple para estimar, en forma conservativa, las dosis implicadas en el atascamiento y degradación o ruptura del blindaje de las fuentes radiactivas empleadas durante el perfilaje de pozos petroleros.

1. INTRODUCCIÓN

El perfilaje de pozos de petróleo permite registrar propiedades de las capas geológicas tales como la permeabilidad, la porosidad y la conductividad en función de la profundidad. De esta manera se caracteriza la ubicación y la calidad de los hidrocarburos presentes en la zona, facilitando su explotación. Existen distintos tipos de perfilajes: eléctrico, radiactivo, sónico, de inducción, solo por citar algunos. En particular, en el perfilaje mediante el uso de fuentes radiactivas se introduce una fuente en el pozo para estudiar la interacción de la radiación con el suelo (perfilajes gamma-gamma y neutrónico) [1,2].

El perfilaje gamma-gamma mide la densidad global de las formaciones litológicas atravesadas por la perforación. Las sondas de pozo de perfilaje contienen una fuente de radiación gamma, en forma de una cápsula metálica cerrada herméticamente y detectores separados y blindados con respecto a la fuente. En general se utiliza como fuente al radioisótopo Cs-137 (energía gamma de 661,6 keV debido a la transición isomérica con Ba-137 y período de semidesintegración radiactivo $T_{1/2}$ de 30,17 años), típicamente las

actividades son de $5,5 \times 10^{10}$ a $7,4 \times 10^{10}$ Bq. El perfilaje neutrónico determina la cantidad de hidrógeno presente, siendo un indicador de la humedad; también puede utilizarse como indicador de la existencia de gas [1,2]. En este caso, las fuentes empleadas son mezclas de fuentes llamadas isotópicas como las de Am-Be ($T_{1/2}$ del Am-241 de $4,32 \times 10^2$ años), con actividades de alrededor de $2,0 \times 10^{11}$ a $8,0 \times 10^{11}$ Bq o como la de Cf-252 ($T_{1/2}$ de 2,64 años), con $1,5 \times 10^8$ Bq aproximadamente. Actualmente se está buscando minimizar el uso de fuentes emisoras de partículas alfa, de alta toxicidad por tratarse de actínidos; y de las que emiten rayos gamma, debido a su alto poder de penetración. En esta línea, se encuentran los generadores de neutrones pulsantes. Estos utilizan alrededor de $3,7 \times 10^{11}$ Bq de tritio ($T_{1/2}$ de 12,3 años) unido a la superficie metálica del tubo generador y su principal ventaja es que cuando no se encuentra en uso no genera neutrones.

Durante las tareas de perfilaje, la herramienta portante de fuentes radiactivas selladas puede quedar atascada a cierta profundidad sin alternativa viable de recuperación. En tal caso, es necesario implementar acciones para minimizar el riesgo radiológico por liberación de material radiactivo a la napa subterránea, a causa de la degradación natural del blindaje o a su destrucción accidental por la colisión imprevista con otra herramienta.

Entre los procedimientos utilizados para minimizar el riesgo radiológico que conlleva el atascamiento de una herramienta portante de fuentes radiactivas, sin alternativa de recuperación, se encuentra: el aislamiento hidráulico mediante la inyección de cemento, la colocación de una cuña dentro del pozo para desviar cualquier acercamiento a la fuente cementada; y el registro y la señalización de la herramienta atascada.

En este trabajo se presenta una evaluación simplificada de las dosis asociadas al atascamiento de fuentes radiactivas durante el perfilaje de pozos. Se supone que la herramienta portante de la fuente radiactiva se ubica a cierta profundidad. Las evaluaciones se realizan para tres tipos de fuentes, una fuente de Cs-137 de $6,0 \times 10^{10}$ Bq, una fuente de Cf-252 de $1,5 \times 10^8$ Bq y una fuente de Am-Be de $2,9 \times 10^{11}$ Bq.

Se plantean dos escenarios. En el primero se evalúa el riesgo radiológico de un miembro del público debido a la ingestión de agua de la napa subterránea, contaminada por la degradación natural del blindaje de las fuentes. En el segundo escenario se estudia el impacto sobre un trabajador del ascenso del lodo contenido en el pozo, contaminado a causa de una colisión con otra herramienta.

En el primer escenario se aplica el Modelo de Dispersión de Radionucleidos en Acuíferos Freáticos (DRAF), desarrollado por D. E. Rives en 1992 [3]. En particular, se utilizó la versión N° 24 que corresponde al movimiento y evolución temporal de la concentración de un elemento radiactivo disuelto en agua en un medio saturado. Este resuelve numéricamente, mediante un programa computacional, la ecuación de transporte de solutos en un medio poroso saturado en tres dimensiones discretizada [4]. La misma tiene en cuenta la dispersión hidrodinámica, la advección, el decaimiento radiactivo y los ingresos o salidas del radionucleido de la región de interés. Para este escenario se asume que la fuente radiactiva está en contacto directo con la napa de consumo de agua y que el pozo de extracción se encuentra aguas abajo de la misma.

En el segundo escenario se supone que toda la actividad de las fuentes es liberada a la vez y asciende dentro de la columna de lodo hasta la superficie. Se estima la dosis que recibiría un trabajador debido a la vía de irradiación externa por exposición al lodo. Adicionalmente se

evalúa la dosis debido a la vía de inhalación de material re-suspendido y a la de ingestión inadvertida de lodo.

El objetivo del trabajo es presentar un método simplificado que permita estimar en forma conservativa el orden de las dosis implicadas en el atascamiento de fuentes radiactivas empleadas durante el perfilaje de pozos petroleros.

2. ESCENARIOS

La evaluación dosimétrica se realiza asumiendo que la herramienta portante de fuentes radiactivas empleada en el perfilaje de pozos petroleros se encuentra atascada a cierta profundidad conteniendo las fuentes de Cs-137, Cf-252 y Am-Be. A continuación, en la subsección 2.1, se presenta el escenario planteado para evaluar el riesgo radiológico asociado a la ingestión de agua contaminada de la napa subterránea. En la sección 2.2 se estudia la liberación súbita del lodo contenido en la columna del pozo petrolero hasta la superficie. En este caso el trabajador recibiría una dosis por exposición al lodo, inhalación de material re-suspendido e ingestión inadvertida de lodo.

2.1. Escenario 1: Riesgo radiológico asociado a la ingestión de agua contaminada

Para estudiar la dispersión del radionucleido en el acuífero, desde su liberación en la ubicación del pozo petrolero hasta el punto de extracción de agua de consumo, se utilizó el Modelo de Dispersión de Radionucleidos en Acuíferos Freáticos (DRAF) [3]. En particular, se aplicó la versión N° 24 del modelo que corresponde a medios saturados. Como resultado se obtuvo la actividad anual de cada radionucleido en función del tiempo. A partir de esta actividad presente en el punto de extracción de agua, se obtiene la dosis efectiva anual en función del tiempo debida a la liberación del total de actividad de cada fuente. Para ello se multiplica la actividad anual por una tasa de ingestión de agua de 730 l/a y el factor dosimétrico por ingestión del radionucleido [5]. La persona representativa hipotética considerada es un adulto y el punto de extracción de agua se ubica a cierta distancia aguas abajo del pozo petrolero.

En cada simulación, el programa requiere parámetros de entrada asociados a la discretización de la región, al radionucleido en cuestión y a la hidrogeología del sitio. Entre estos parámetros se encuentran el campo de velocidades del flujo subterráneo, las dispersividades longitudinal (AL) y transversal (AT), el coeficiente de retardo y el período de semidesintegración radiactivo. A continuación se detalla la elección de los parámetros más relevantes de cada simulación.

Se eligió la región de interés, que contiene a la fuente y a la parte del acuífero desde el pozo petrolero al punto de extracción de agua, como un paralelepípedo de 150 m de longitud por 10 m de ancho y 6 m de espesor. La misma se discretizó mediante 9000 paralelepípedos más pequeños (nodos) de 1 m de lado. Se supuso que la actividad inicial de cada radioisótopo se halla distribuida uniformemente en un nodo (volumen de 1 m³), ubicado en un extremo de la región a mitad del espesor.

El escenario resulta conservativo dado que se trata de fuentes selladas que si bien están atascadas mantienen su integridad. Por esta razón, se supone que las fuentes guardarán su estanqueidad por mucho más tiempo que el supuesto retardando así el ingreso del material radiactivo en la matriz ambiental y permitiendo al mismo tiempo el decaimiento de su actividad. Para que sea posible visualizar la dosis máxima anual se tomó el tiempo de duración de la simulación igual a 500 años, para las fuentes de Cs-137 y Cf-252; y de 5500 años para la fuente de Am-Be.

Se asumió que la liberación se produce a intervalos regulares de 5 días, en un valor constante, y que el contenido radiactivo total ingresa al acuífero al cabo de 50 años. Este último tiempo fue elegido en forma arbitraria, para contemplar el retardo en el ingreso del material radiactivo al acuífero debido a la degradación natural del blindaje de las fuentes.

El estudio se realizó asumiendo que el espesor del acuífero es constante y que no existen aportes de otras capas acuíferas, ni variaciones estacionales o debidas a otros factores. La velocidad del flujo subterráneo se tomó uniforme, en dirección longitudinal e igual a 50 m/a, valor dentro del rango típico y en coincidencia con aplicaciones previas [3].

La retención en el medio sólido depende de la interacción entre la especie química del radionucleido en solución y las partículas sólidas del medio poroso [6]. El coeficiente de retardo se calculó mediante la ecuación de retardo [3], a partir de la densidad aparente, el coeficiente de distribución y el contenido de humedad. En forma arbitraria se eligió suelo de tipo arenoso. Se utilizó el coeficiente de distribución de los radionucleidos en arena; la densidad y la porosidad de [7]. El valor del coeficiente de retardo calculado es: 1078 para Cs-137, 1963 para Cf-252; y 7309, para Am-241.

La dispersividad es una medida del esparcimiento de los radionucleidos en el medio poroso, siendo mayor para plumas de contaminantes más largas. Si bien existe un amplio rango de dispersividades posibles, las estimaciones se efectuaron considerando valores típicos y coincidentes con los de aplicaciones previas [3,8].

2.2. Escenario 2: Riesgo asociado al ascenso del lodo contaminado del pozo

En este escenario, la herramienta atascada es dañada al ser interceptada durante la perforación de un pozo vecino. Se asume que todo el contenido radiactivo de la fuente se libera diluyéndose uniformemente en el volumen de lodo contenido en el pozo, e inmediatamente asciende a la superficie.

La cantidad de lodo de una perforación depende principalmente de las características de la formación, de la profundidad y el diámetro del pozo. Se consideró que el volumen de lodo presente en una operación típica de perforación es de 200 m³ [9].

Para estimar la dosis debido a la irradiación externa por exposición al lodo se requiere la concentración de actividad superficial de lodo. Se la calculó a partir de la concentración de actividad volumétrica, asumiendo que el lodo se distribuye en forma isótropa y homogénea en un plano de 20 cm de espesor. Se utilizaron los coeficientes dosimétricos para suelo contaminado superficialmente de [10] y se supuso que el trabajador transcurre 2000 horas al año en el sector del pozo.

Adicionalmente a partir de la concentración de actividad volumétrica de lodo, considerando que la densidad del mismo es de 1050 Kg/m^3 [11] y tomando la densidad de polvo ambiental igual a $1,0 \times 10^{-7} \text{ kg/m}^3$ de [12]; se calculó la concentración de actividad en aire debido a la re-suspensión de material. Posteriormente se estimó la dosis efectiva anual debido a la vía de inhalación de material re-suspendido. Para esto se tuvo en cuenta una tasa de respiración anual de $8400 \text{ m}^3/\text{a}$ [12], los factores dosimétricos por inhalación de [5] y el tiempo que el trabajador transcurre en el lugar previamente mencionado.

Finalmente, se estimó la dosis efectiva anual que recibiría un trabajador debido a la vía de ingestión inadvertida de 1 cm^3 de lodo. Los factores dosimétricos para ingestión se tomaron de [5].

El escenario presentando en esta sección resulta sumamente conservativo ya que es posible evitarlo con un planeamiento adecuado de las direcciones a perforar y utilizando detectores de radiación que permitan apreciar el aumento de la radiactividad en el lugar de trabajo.

3. RESULTADOS

A continuación, en la subsección 3.1 se presentan los resultados para el escenario asociado a la evaluación del riesgo radiológico por la ingestión de agua contaminada de la napa subterránea. En la sección 3.2 se muestran los resultados del escenario correspondiente a la liberación súbita del lodo contaminado contenido en la columna del pozo petrolero y su ascenso hasta la superficie.

3.1. Resultados Escenario 1

En las Figuras 1, 2 y 3 se observa la dosis efectiva anual, por ingestión de agua contaminada, en función del tiempo para la fuente de Cs-137. Los gráficos corresponden a un pozo de extracción de agua ubicado a 30, 50 y 60 m respectivamente del lugar de atascamiento, en la dirección del flujo subterráneo. Los valores de dispersividades utilizados son $AL = 10 \text{ m}$ y $AT = 1 \text{ m}$. En todos los casos, el máximo de la dosis se encuentra dentro del tiempo de duración de la simulación.

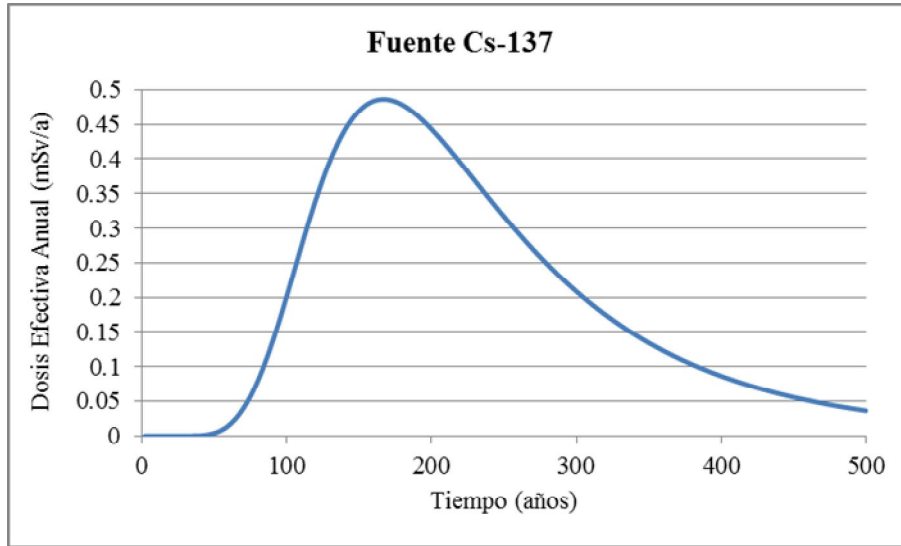


Figura 1. Gráfico de la dosis efectiva anual en función del tiempo debida a la ingestión de agua extraída de un pozo ubicado a 30 m de la fuente de Cs-137, dispersividades AL=10 m y AT=1 m

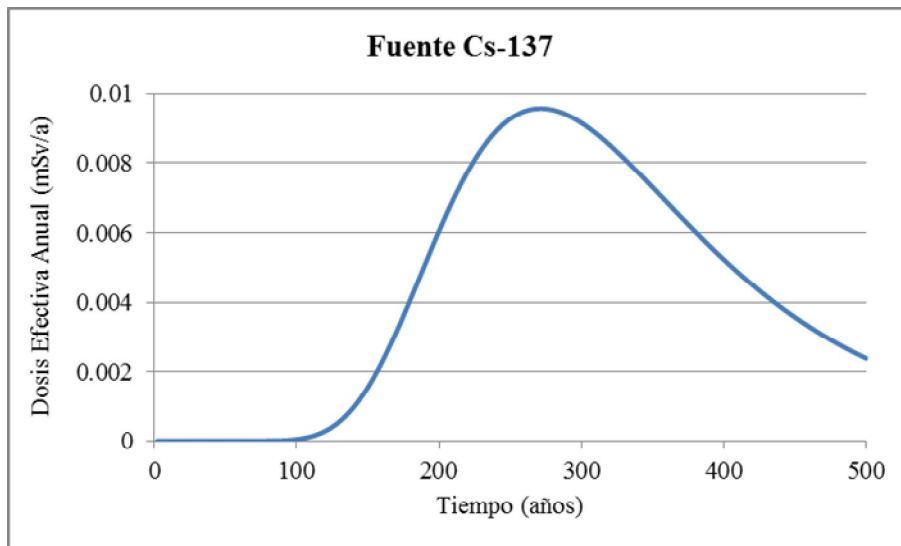


Figura 2. Gráfico de la dosis efectiva anual en función del tiempo debida a la ingestión de agua extraída de un pozo ubicado a 50 m de la fuente de Cs-137, dispersividades AL=10 m y AT=1 m

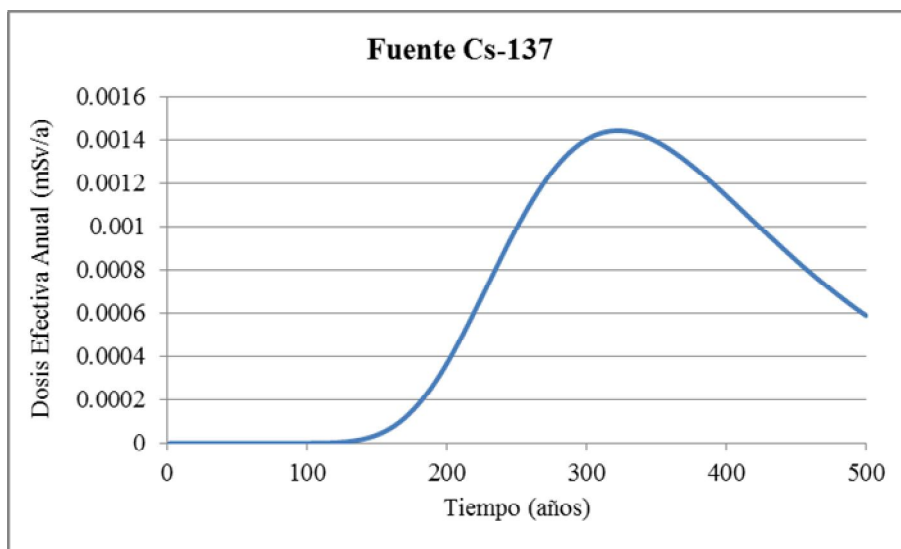


Figura 3. Gráfico de la dosis efectiva anual en función del tiempo debida a la ingestión de agua extraída de un pozo ubicado a 60 m de la fuente de Cs-137, dispersividades AL=10 m y AT=1 m

Análogamente, la Figura 4 muestra la dosis efectiva anual, por ingestión de agua contaminada, en función del tiempo para la fuente de Cf-252. En este caso, el pozo de extracción de agua se encuentra a 30 m del lugar del atascamiento, en la dirección del flujo subterráneo. Los valores de dispersividades usados son AL = 10 m y AT = 1 m. El máximo de la dosis se halla dentro del tiempo de duración de la simulación.

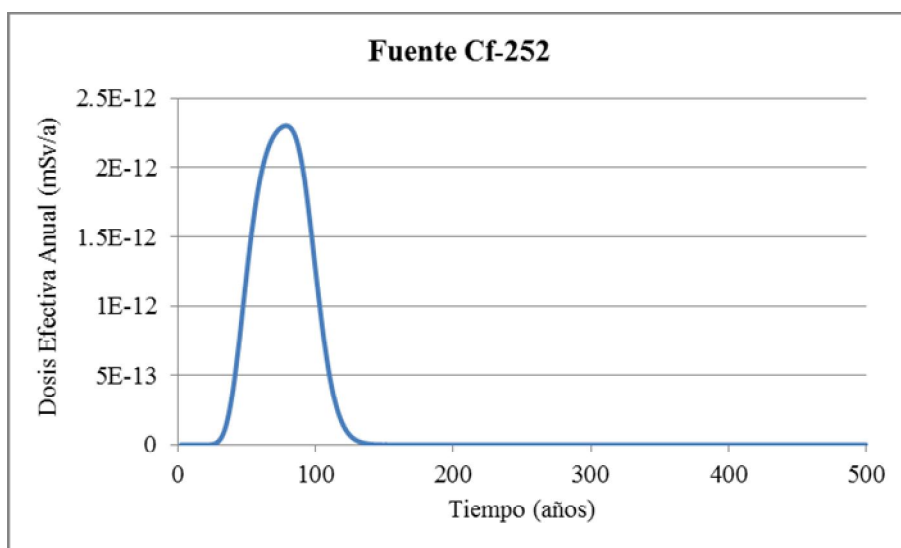


Figura 4. Gráfico de la dosis efectiva anual en función del tiempo debida a la ingestión de agua extraída de un pozo ubicado a 30 m de la fuente de Cf-252. Dispersividades AL=10 m y AT=1 m

Finalmente, en la Figura 5 se presenta la dosis efectiva anual, por ingestión de agua contaminada, en función del tiempo para la fuente de Am-Be. El pozo de extracción de agua se ubica a 50 m del lugar de atascamiento y las dispersividades consideradas son $AL = 3$ m y $AT = 1,5$ m. El máximo de la dosis se observa dentro del tiempo de duración de la simulación.

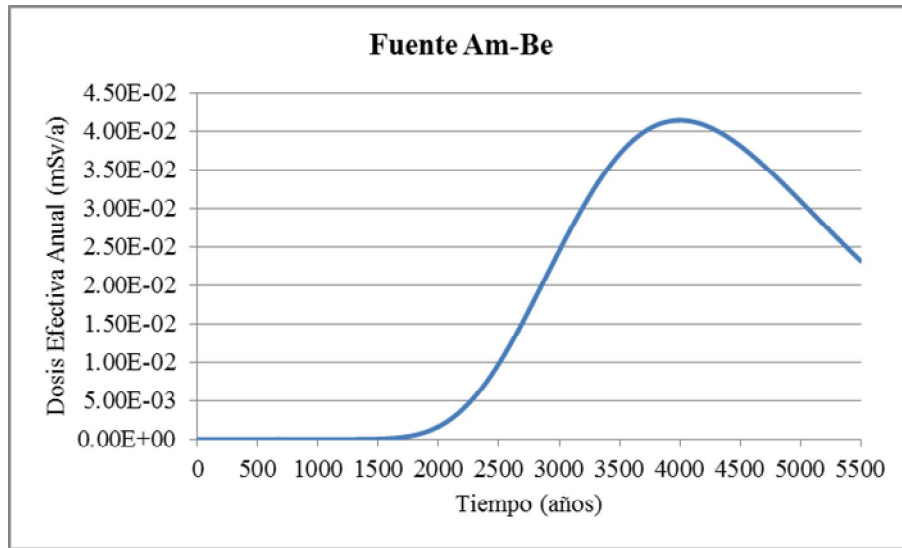


Figura 5. Gráfico de la dosis efectiva anual en función del tiempo debida a la ingestión de agua extraída de un pozo ubicado a 50 m de la fuente de Am-Be. Dispersividades $AL=3$ m y $AT=1,5$ m

En las Tablas 1, 2 y 3 se observa la dosis efectiva máxima anual y el tiempo en el que se alcanzaría para las fuentes de Cs-137, Cf-252 y Am-Be, respectivamente. Los resultados corresponden a valores de las dispersividades $AL = 10$ m y $AT = 1$ m, en el caso de las fuentes de Cs-137 y Cf-252; y $AL = 3$ m y $AT = 1,5$ m para la fuente de Am-Be. Se consideraron tres posibles ubicaciones del pozo de extracción de agua en cada caso.

Tabla 1. Dosis efectiva anual máxima debido a la ingestión de agua extraída de un pozo ubicado aguas abajo de una fuente atascada de Cs-137

Ubicación del pozo de extracción de agua aguas debajo de la fuente atascada (m)	Año en el que se alcanza la Dosis Efectiva Máxima	Dosis Efectiva Máxima Anual (mSv)
30	167	$4,9 \times 10^{-01}$
50	271	$9,6 \times 10^{-03}$
60	323	$1,4 \times 10^{-03}$

Tabla 2. Dosis efectiva anual máxima debido a la ingestión de agua extraída de un pozo ubicado aguas abajo de una fuente atascada de Cf-252

Ubicación del pozo de extracción de agua aguas debajo de la fuente atascada (m)	Año en el que se alcanza la Dosis Efectiva Máxima	Dosis Efectiva Máxima Anual (mSv)
30	78	$2,3 \times 10^{-12}$
50	111	$1,2 \times 10^{-20}$
60	128	$9,5 \times 10^{-25}$

Tabla 3. Dosis efectiva anual máxima debido a la ingestión de agua extraída de un pozo ubicado aguas abajo de una fuente atascada de Am-Be

Ubicación del pozo de extracción de agua aguas debajo de la fuente atascada (m)	Año en el que se alcanza la Dosis Efectiva Máxima	Dosis Efectiva Máxima Anual (mSv)
30	2405	1,2
50	4000	$4,1 \times 10^{-02}$
60	4761	$8,1 \times 10^{-03}$

A partir de las Tablas 1 y 2 se observa que para un pozo de extracción de agua ubicado a 50 m de las fuentes atascadas de Cs-137 y Cf-252, la dosis efectiva máxima anual debido a la ingestión de agua contaminada no superaría el 1% del valor de dosis anual de referencia en miembros del público (1 mSv/a) [5]. En el caso de la fuente de Am-Be (Tabla 3), para un pozo ubicado a 50 m, la dosis efectiva anual debido a la ingestión de agua contaminada no superaría el 5% del valor de referencia.

3.2. Resultados Escenario 2

En la Tabla 4 se muestra la dosis efectiva que recibiría el trabajador debido a la vía de irradiación externa por exposición al lodo. La misma resulta sumamente pequeña para todos los radionucleidos no obstante las hipótesis conservativas consideradas.

Tabla 4. Dosis efectiva anual debido a la irradiación externa por exposición al lodo

Radionucleido	Dosis efectiva anual (mSv/a)
Cs-137	$3,9 \times 10^{-10}$
Cf-252	$2,5 \times 10^{-12}$
Am-241	$1,8 \times 10^{-07}$

La Tabla 5 presenta la dosis efectiva anual que recibiría el trabajador debido a la inhalación de material re-suspendido.

Tabla 5. Dosis efectiva anual por inhalación de material re-suspendido

Radionucleido	Dosis efectiva anual (mSv/a)
Cs-137	$2,5 \times 10^{-04}$
Cf-252	$2,7 \times 10^{-03}$
Am-241	$1,1 \times 10^{-01}$

Finalmente, la dosis efectiva anual que recibiría el trabajador debido al consumo inadvertido de 1 cm³ de lodo se observa en la Tabla 6 y la dosis efectiva anual total a causa de las tres vías consideradas se presenta en la Tabla 7.

Tabla 6. Dosis efectiva anual debido al consumo inadvertido de 1 cm³ de lodo

Radionucleido	Dosis efectiva anual (mSv/a)
Cs-137	$3,9 \times 10^{-03}$
Cf-252	$6,8 \times 10^{-05}$
Am-241	$2,9 \times 10^{-01}$

Tabla 7. Dosis efectiva anual total debido a las tres vías de exposición consideradas

Radionucleido	Dosis efectiva anual (mSv/a)
Cs-137	$4,2 \times 10^{-03}$
Cf-252	$2,8 \times 10^{-03}$
Am-241	$1,1 \times 10^{-01}$

Como se puede observar de la Tabla 7, la dosis efectiva anual total para cada fuente resulta menor al valor de referencia para trabajadores (20 mSv/a) [5].

4. CONCLUSIONES

Los escenarios planteados en este trabajo y las suposiciones realizadas son de carácter conservativo. Es decir, permiten estimar valores maximizados de las actividades esperables y de las dosis involucradas.

En base al primer escenario postulado, las dosis involucradas para un pozo de extracción de agua a 50 m del lugar de atascamiento están muy por debajo del valor establecido por la normativa vigente para miembros del público para las tres fuentes consideradas.

Las dosis asociadas al segundo escenario resultan menores a los valores de referencia para trabajadores aún en el peor caso, que corresponde a la fuente de Am-Be.

En este trabajo no se estudió la dependencia de los resultados con la elección de los parámetros que caracterizan al acuífero. Por otro lado, existen condiciones impuestas en la elección de los intervalos de discretización espaciales y temporales a fin de que no se produzcan inestabilidades en el cálculo. Los resultados presentados en el trabajo solo deben interpretarse y utilizarse en el contexto de las hipótesis asumidas.

Para la evaluación de las dosis asociadas a esta problemática en un yacimiento específico sería necesario un conocimiento detallado de la hidrogeología de la zona que fundamente los parámetros considerados en el cálculo de manera de obtener estimaciones más precisas.

Agradecimientos

A Julio C. Aguiar por sus comentarios y sugerencias acerca del presente trabajo.

5. REFERENCIAS

1. Organismo Internacional de Energía Atómica, “Guía para autorización e inspección: Perfilaje de pozos”, OIEA-RLA/9/064-ATS 1 (2011).
2. Autoridad Regulatoria Nacional en Radioprotección, “Norma UY121: Perfilaje de pozos petroleros”, Uruguay (2014).
3. Rives, D. E., “Manual del usuario del Modelo de Dispersión de Radionucleidos en Acuíferos Freáticos”, ARN PI-5/99. Buenos Aires, Argentina (1999).
4. Jacob Bear, *Dynamics of fluids in porous media*, American Elsevier Publishing Company, Inc, New York, Estados Unidos (1972).
5. Autoridad Regulatoria Nuclear, “Factores dosimétricos para irradiación externa y contaminación interna, y niveles de intervención para alimentos”, Guía Regulatoria AR 1 Revisión 1 (2003).
6. Amado, V. y López, F. “Evaluación de la dosis debida a la liberación del contenido radiactivo presente en sistemas de disposición final de residuos radiactivos” *Primer Congreso Panamericano de la International Radiation Protection Association (IRPA)*, Acapulco, 4 al 8 de Septiembre (2006).
7. Environmental Assessment Division Argonne National Laboratory. “User’s Manual for RESRAD versión 6”. ANL/EAD-4 (2001).
8. Gelhar, L. W., C. Welty and K. R. Rehfeldt, “A critical review of data on field-scale dispersion in aquifers”, *Water Resources Research*. **Vol 28, N° 7**, pag 1955 (1992).
9. División de Protección Ambiental del Instituto Mexicano del Petróleo, "Anteproyecto de Norma Oficial Mexicana para Regular el Manejo de los Residuos provenientes de la Extracción de Petróleo y Gas"

10. Eckerman K. F., Ryman, J. C. “External Exposure to Radionuclides in Air, Water and Soil”. Federal Guidance Report No. 12. Washington, DC: US Environmental Protection Agency (1993).
11. “Miliarium Ingeniería Civil y Medio Ambiente: Lodos de perforación”, http://www.miliarium.com/proyectos/estudioshidrogeologicos/anejos/metodosperforacion/lodos_perforacion.asp
12. International Atomic Energy Agency, “Generic Models for Use in Assessing the Impact of Discharges of Radioactive Substances to the Environment”, Safety Reports Series No. 19, IAEA, Vienna (2001).