

Tasa de dosis en aire debida a radionúclidos depositados en suelo en condiciones cercanas a las reales

J. Toso y H. Velasco

Departamento de Física - IMASL
Universidad Nacional de San Luis / Conicet
e-mail; jtosu@unsl.edu.ar; hvelasco@unsl.edu.ar

En el presente trabajo se calcula la tasa de dosis en aire debida a perfiles de concentración de ^{137}Cs en suelo en condiciones similares a las medidas experimentalmente en distintos escenarios ambientales. El cálculo se realiza en forma analítica utilizando el método de integración point-kernel. La movilidad vertical en el suelo de la fuente es tenida en cuenta obteniéndose la variación temporal de la tasa de dosis. Se comparan los valores de dosis calculado con aquellos que provienen de otras fuentes ambientales, particularmente la debida a las concentraciones de ^{40}K medidas en suelo.

In the present study the dose-rate conversion factors in air due to photon emitters in soil has been calculated. The calculations are based on the point-kernel integration method on the assumption that the receptor is located a 1 m above the contaminated ground. Temporal trend of the external dose has been determined having in account the vertical mobility of the radionuclides in soil and the radioactive decay. The methodology was applied to ^{137}Cs derived of the Chernobyl accident deposited in Italian soils and distributed exponentially with depth. The obtained external dose was confront with dose values from ^{40}K , a natural source situated uniformly in soil.

I) Introducción

La Unión Internacional de Radioecología ⁽¹⁾ ha señalado como meta para el nuevo milenio el desarrollo de sistemas que permitan una adecuada ponderación de los efectos que genera la radiación ionizante sobre el *medio ambiente*. El nuevo desafío propuesto genera la necesidad de rever el problema, estudiando los efectos particulares que la exposición debida a radionúclidos de origen natural y antrópico causan sobre los distintos componentes ambientales.

La exposición externa debida a suelos contaminados en su superficie, puede ser una importante fuente de exposición. El cálculo preciso de esta irradiación es extremadamente complejo debido a innumerables factores ambientales que tienen decisiva influencia en la fluencia de fotones y la energía de los mismos en el lugar donde se ubica el detector (punto donde desea determinarse la dosis). Algunos de los factores más importantes que deben ser tenidos en cuenta son los siguientes: la distribución vertical del contaminante en el suelo, su movilidad, la rugosidad del suelo y su perfil de densidad.

En el presente trabajo se utiliza, para el cálculo de la tasa de dosis, la técnica analítica más frecuentemente utilizada, el método de integración *point-kernel*^(2,3,4) para el cálculo de la radiación primaria y aplicar sucesivamente los denominados *factores de build up*^(2,3,4), para determinar la dosis total. El cálculo es llevado a cabo mediante una técnica computacional simple que permite introducir la movilidad vertical de la fuente en suelo. Éste proceso de transporte vertical de la actividad en suelo (en este caso la debida a ^{137}Cs), es modelado utilizando el modelo Rabes I⁽⁵⁾.

La tasa de dosis por unidad de concentración de la fuente es determinada como una función del tiempo transcurrido desde el depósito inicial. La dosis

acumulada para distintos intervalos de tiempo es calculada para tres escenarios reales especialmente seleccionados. A los efectos de ponderar los resultados obtenidos, los mismos son comparados con la tasa de dosis en aire debida a concentraciones de ^{40}K , isótopo radiactivo de origen natural presente en la corteza terrestre.

II) Métodos

La determinación de la tasa de dosis externa en aire, debido gamma emisores situados en el interior del suelo, ha sido intensa estudiada en el pasado con el propósito de evaluar los riesgos a los cuales está sometida la población afectada. En general, el problema puede ser abordado buscando la solución analítica del transporte de fotones desde la fuente al receptor^(2,3,4), o a través de técnicas de simulación, particularmente Monte Carlo^(6,7). El método de integración *point-kernel* es utilizado para determinar la dosis externa en aire debida a una fuente emisora gamma situada en el suelo. Este método permite el cálculo de los denominados factores de dosis, *DRF* (*dose-rate factor*), definido como la tasa de dosis en aire por unidad de concentración de la fuente en el suelo. Se asume que el receptor se encuentra localizado a una altura de 1 m sobre el suelo contaminado y que la concentración de la fuente sobre una superficie paralela al plano del suelo, a una determinada profundidad, es uniforme. De este modo la tasa de dosis en aire es calculada a través de la ecuación:

$$\dot{H}(t) = X(t) \text{ DRF} \quad (1)$$

$\dot{H}(t)$ (Gy año^{-1}) es la tasa de dosis al tiempo t, $X(t)$ es la concentración de la fuente en el suelo por debajo

del lugar donde se evalúa la dosis y DRF es el factor definido anteriormente.

La dosis $H(Gy)$, para un dado intervalo de tiempo (t_1 , t_2), se obtiene por integración:

$$H(t_1, t_2) = \int_{t_1}^{t_2} \dot{H}(t) dt \quad (2)$$

Los métodos que se utilizan para el cálculo de DRF , conllevan asumir condiciones ideales en cuanto a la distribución vertical y lateral del contaminante en el suelo, como así también del efecto de apantallamiento generado por el ambiente (suelo, aire, vegetación, etc). El cálculo de DRF depende del modo en que se encuentra distribuida la fuente en el suelo y de la movilidad de la misma. Analizaremos siguientes configuraciones de la fuente:

a) DRF para una distribución uniforme en una capa de suelo de espesor determinado

Suponemos una fuente monoenergética, distribuida uniformemente, entre los planos paralelos a la superficie del suelo, con profundidades z_1 (superior) y z_2 (inferior). En este caso la expresión de DRF es⁽²⁾:

$$\begin{aligned} DRF(z_1, z_2, E_v) = & (1/2) KE_v (\mu_{en}/\rho)_a (1/\mu_s) \\ & \times \left\{ E_2(\mu_s z_1) - E_2(\mu_s z_2) + \frac{C_s}{(D_s - 1)^2} \right. \\ & \left. \times [\exp[(D_s - 1)\mu_s z_1] - \exp[(D_s - 1)\mu_s z_2]] \right\} \quad (3) \end{aligned}$$

Donde $E_v (MeV)$ es la energía del fotón fuente; $(\mu_{en}/\rho)_a (cm^2 g^{-1})$ es el coeficiente de absorción másico del aire para la energía E_v . C_s y D_s son los parámetros de build-up según la aproximación de Berger, para la energía E_v (radiación secundaria); $\mu_s (cm^{-1})$ es el coeficiente de atenuación lineal en suelo para E_v ; K es una constante ($5E-3 g Gy MeV^{-1} año^{-1}$) y E_2 es la función integral exponencial de segundo orden. La unidad de DRF es $Gy año^{-1}$ por $Bq cm^{-3}$, que puede interpretarse como la tasa de dosis en aire por unidad de concentración de la fuente ($1 Bq cm^{-3}$) en la capa de suelo considerada..

b) DRF para una distribución exponencial de la fuente con movilidad según Rabes I

Frecuentemente la distribución de radionúclidos en suelo como función de la profundidad puede ser adecuadamente ajustada con una función exponencial decreciente. Particularmente, presenta esta distribución, el radiocesio depositado en amplias áreas del hemisferio norte, como consecuencia del accidente de Chernobyl, y el que se depositó en todo el planeta, como consecuencia de los tests nucleares en atmósfera. Aceptando este tipo de distribución, el modelo Rabes I⁽⁵⁾ describe, con buena aproximación, la variación temporal del perfil vertical de la distribución. Este

modelo ha sido calibrado y validado para distintas situaciones experimentales. El modelo supone que:

$$c(z, t) = Q_0 L(t)^{-1} \exp[-z/L(t)] \exp(-\lambda t) \quad (4)$$

donde $c (Bq cm^{-3})$ es la concentración de radionúclidos en suelo a la profundidad z (cm) y al tiempo t (años desde el depósito inicial, $Q_0 (Bq cm^{-2})$ representa el depósito inicial, $\lambda (año^{-1})$ es la constante física de decaimiento y $L (cm)$ (profundidad de relajación) es el factor característico de la exponencial, que depende del tiempo de la siguiente manera:

$$L(t) = L_\infty [1 - \exp(-k_R t)] \quad (5)$$

donde $L_\infty (cm)$ es la profundidad de relajación en el equilibrio y $k_R (año^{-1})$ mide el proceso de cambio de la distribución desde la situación inicial al equilibrio. Estos son los parámetros de ajuste del modelo, dependientes de las condiciones ambientales y con preciso significado físico.

La expresión dada por la ecuación (3) (capa de suelo uniformemente concentrada) complementada con el modelo Rabes I, es utilizada para obtener, mediante un método numérico simple, el valor de DRF . Los cálculos se efectúan para ^{137}Cs , pero la metodología puede ser extendida a otros radionúclidos. Suponemos al suelo dividido en finas capas de 1 mm de espesor, desde la superficie hasta 50 cm de profundidad (se supone que la concentración por debajo de 50 cm es nula). Utilizando las ecuaciones (4) y (5) se calcula, para cada tiempo, la concentración media ($Bq cm^{-3}$) para cada una de las capas consideradas suponiendo un depósito unitario ($Q_0 = 1 Bq cm^{-2}$). Así se obtienen 500 valores que denotamos como: $\langle c \rangle_i (t)$.

Luego, utilizando la ecuación (3) se obtienen los valores de $DRF_i (Gy año^{-1} por Bq cm^{-3})$ para cada una de las capas de suelo. La atenuación provocada por la capa de aire entre la superficie de suelo y el receptor es equivalente a agregar una capa de suelo de aproximadamente 1 mm de espesor por encima de la superficie del mismo⁽³⁾.

Finalmente, y aplicando el principio de superposición para la tasa de dosis, se obtiene el DRF para el perfil completo de la distribución, de acuerdo a la expresión:

$$DRF(t) = P_v \sum_i [\langle c \rangle_i (t) \times DRF_i] \quad (6)$$

siendo P_v la probabilidad de emisión gamma para el radionúclido fuente. Para obtener la tasa de dosis $\dot{H}(t) (Gy/año)$ del perfil, simplemente se multiplica la expresión (6) por el depósito $Q_0 (Bq/cm^2)$ correspondiente:

$$\dot{H}(t) = Q_0 \times DRF(t) \quad (7)$$

III) Resultados y Discusión

La metodología anteriormente desarrollada fue aplicada a tres sitios seminaturales del norte italiano, afectados por la precipitación radiactiva derivada del accidente de Chernobyl. En esta región el depósito de ^{137}Cs fue de aproximadamente 50 kBq m^{-2} .

En un trabajo anterior⁽⁵⁾ a estas áreas fue aplicado el modelo Rabes I con el fin de modelar el proceso de transporte vertical de radiocesio en cada uno de los suelos. La Tabla 1 sintetiza los valores de los parámetros principales del modelo en cada una de las áreas (identificadas como A1, A2 y A3). En la misma tabla se muestra el valor medio de la densidad del suelo en cada caso.

Tabla 1. Parámetros del modelo Rabes I para ^{137}Cs , depósito inicial y densidad media del suelo.

	L_R (cm)	k_R (d ⁻¹)	Q_0 (Bq cm ⁻²)	ρ (g cm ⁻³)
A1	5.5	1.4 E-3	3.5	0.93
A2	4.9	1.8 E-3	6.8	1.70
A3	5.3	2.6 E-3	11.0	1.26

La Figura 1 muestra las gráficas de la profundidad de relajación $L(t)$ según la ecuación (5), utilizando los parámetros de la Tabla 1. Se observa que para el área A3, el equilibrio se alcanza antes que para las otras áreas.

La Figura 2 muestra las gráficas de DRF (ecuación 6) para cada una de las áreas. DRF es mayor en A1 debido a la menor densidad del suelo en este sitio. Se observa, asimismo, la más rápida tendencia al equilibrio para el área A3 en acuerdo con el comportamiento que muestra la movilidad de radiocesio a lo largo del perfil de suelo (Figura 1). Efectuando numéricamente la integración dada por la ecuación (2) se determina la dosis (Gy) para distintos períodos de tiempo. La Tabla 2 muestra las dosis anuales, por unidad de depósito, obtenidas para cada uno de los cinco primeros años desde el depósito.

Tabla 2. Dosis anual (Gy) por Bq cm^{-2} en cada área

Años desde el depósito	A1	A2	A3
1	1.9 E-4	1.5 E-4	1.5 E-4
2	1.4 E-4	1.1 E-4	1.1 E-4
3	1.2 E-4	9.4 E-5	1.0 E-4
4	1.2 E-4	9.0 E-5	9.7 E-5
5	1.1 E-4	8.5 E-5	9.4 E-5

Tabla 3. Dosis anual (Gy) total en cada área.

Años desde el depósito	A1	A2	A3
1	6.6 E-4	1.0 E-3	1.7 E-3
2	5.1 E-4	7.5 E-4	1.3 E-3
3	4.3 E-4	6.4 E-4	1.1 E-3
4	4.1 E-4	6.1 E-4	1.1 E-3
5	3.9 E-4	5.8 E-4	1.0 E-3

La Tabla 3 muestra el mismo cálculo, pero ahora teniendo en cuenta el depósito de cada área. La Tabla 4 muestra la dosis total acumulada, durante los primeros cinco años desde el depósito.

Tabla 4. Dosis (Gy) total acumulada para el período de tiempo dado, para cada una de las áreas.

Años desde el depósito	A1	A2	A3
1	6.6 E-4	1.0 E-3	1.7 E-3
2	1.2 E-3	1.8 E-3	2.9 E-3
3	1.6 E-3	2.4 E-3	4.0 E-3
4	2.0 E-3	3.1 E-3	5.1 E-3
5	2.4 E-3	3.6 E-3	6.1 E-3

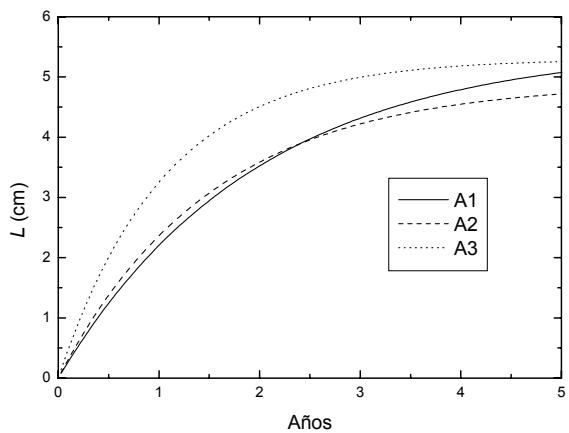


Figura 1. Profundidad de relajación de ^{137}Cs en suelo para cada una de las áreas en función del tiempo (medido desde el instante del depósito) de acuerdo al modelo Rabes I.

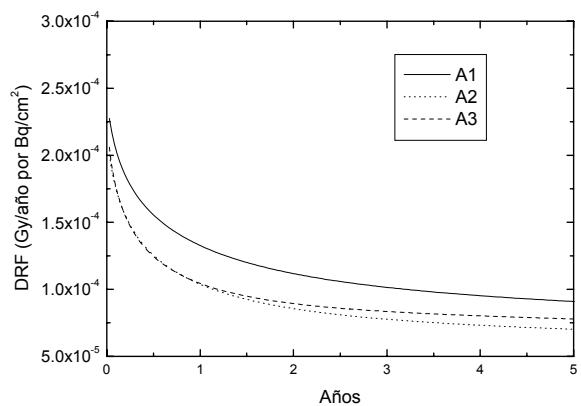


Figura 2. DRF debido a ^{137}Cs en función del tiempo (medido desde el instante del depósito) para cada una de las áreas estudiadas

La tasa de dosis disminuye con el tiempo debido a dos factores: a) la movilidad vertical de la fuente y b) el decaimiento físico del radionúclido considerado. El primer factor provoca un aumento en la atenuación de los fotones, desde la fuente hasta el receptor, debido al

corrimiento vertical de la fuente hacia el interior del suelo. El segundo factor simplemente se traduce a una disminución de la concentración de la fuente, sin interesar la forma del perfil. En la Figura 3 se comparan, para A1, las curva para DRF considerando, o no, el decaimiento radiactivo. Se observa que en los primeros dos años, la movilidad del ^{137}Cs es el factor más significativo en la disminución de DRF, mientras que a partir del tercer año el decaimiento radiactivo comienza a tener mayor importancia.

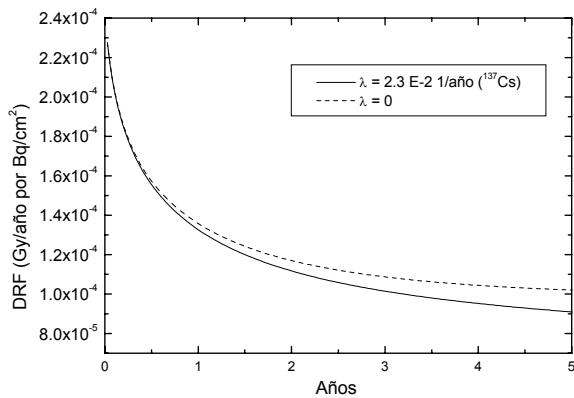


Figura 3. Comparación de DRF en función del tiempo en caso en que se considere o no el decaimiento físiico.

IV) Conclusiones

En el presente trabajo se ha desarrollado una técnica que permite una rápida evaluación de la tasa de dosis externa en aire debida a suelos contaminados con gamma emisores. Un aspecto importante es que el desarrollo propuesto tiene en consideración la movilidad vertical de la fuente. Este último aspecto, que ha sido particularmente estudiado en la bibliografía y que cumple un papel central en las consecuencias ambientales que genera el contaminante, es tenido en cuenta suponiendo que el perfil vertical evoluciona de acuerdo al modelo Rabes I. La metodología propuesta es validada en tres áreas naturales considerando los valores reales de depósito de ^{137}Cs debido al accidente de Chernobyl y su evolución temporal durante un período de 5 años después del accidente.

Se determina, para cada uno de los sitios considerados, los factores de dosis DRF como función del tiempo. Las curvas muestran, en todo los sitios, un pronunciado decrecimiento de los valores de DRF en los primeros dos años. Para tiempo posteriores el decrecimiento es más lento. Durante el primer año, en todos los sitios, los factores de dosis decaen a la mitad del valor inicial.

A los efectos de ponderar los niveles de dosis calculados, se efectuó una comparación con la tasa de dosis debida a concentraciones de ^{40}K presentes en el suelo. El ^{40}K es un radionúclido natural que forma parte del fondo ambiental. El factor de tasa de dosis utilizado para radiopotasio⁽⁸⁾ es 3.91 E-7 Gy/año por

Bq/kg. Considerando que las concentraciones de ^{40}K en los suelos de las áreas estudiadas están comprendidos en los rangos de: 240 a 460 Bq/kg, resulta una intensidad de dosis entre los valores 9.4 E-5 y 1.8 E-4 Gy/año. En los escenarios estudiado, al momento del depósito, la contribución a la dosis externa debida a ^{137}Cs , es al menos un orden de magnitud mayor que la contribución debida al ^{40}K . Transcurridos 5 años del depósito las contribuciones a la dosis por parte de ambos radionúclidos son comparables.

V) Referencias

- 1) Protection of the Environment: Current Status and Future Work. IUR Report 3. 2002.
- 2) J. Kenneth Shultz and R. E. Faw. *Radiation Shielding*. Prentice Hall PTR. 1996.
- 3) Kocher D. and Sjoreen A. *Health Phys.* V.48 N 2, pp 193-205, 1985.
- 4) Fink, R.R. (1994). The primary photon field from sources in the ground. In *Radioecology: Lectures in environmental radioactivity*. Ed. E. Holm. World Scientific. 87-124.
- 5) J. P. Toso and R. H. Velasco. *J. of Env. Rad.* 53, N°2, 133-144. 2001.
- 6) Chen S. (1991). *Health Phys.* 60. N3, pp 411-426.
- 7) Clouvas, A., Xanthos, S., Antonopoulos-Domis M., Silva, J. (2000). *Health Phys.* 78(3):295-302.
- 8) UNSCEAR, (United Nations Scientific Comitee on the Effects of Atomic Radiation). *Report of the General Assembly*. 2001.