

# INCERTIDUMBRES ASOCIADAS A LA MEDICIÓN DE LA CONTAMINACIÓN SUPERFICIAL

**Discacciatti, A.; Menchaca, I.**

Autoridad Regulatoria Nuclear

## RESUMEN

El propósito principal de la medición de la contaminación superficial es la detección de la misma y la determinación de su extensión y sus características. Generalmente se realiza a través de la medición de un flujo de partículas. Esta medición sirve además para evaluar la actividad superficial y de esta manera verificar si se exceden los límites establecidos. Sin embargo, la inferencia de la actividad superficial depositada a partir de un conteo de partículas es en general una tarea compleja debido a la influencia de los siguientes factores: energía, esquema de decaimiento, distancia de medición, extensión y geometría de la contaminación, autoatenuación y retrodispersión. El objetivo del presente trabajo es evaluar las incertidumbres asociadas a los factores que influyen en la estimación de la actividad superficial.

Para llevar a cabo esta evaluación se midieron fuentes de calibración trazables a laboratorios primarios en las condiciones de trabajo esperables y se evaluó la influencia de la distancia fuente detector, la extensión de la contaminación, la retrodispersión en la propia fuente o en el soporte de la misma y la autoatenuación. Estas evaluaciones se realizaron para radiaciones alfa (con una fuente de  $^{241}\text{Am}$ ) y beta (con fuentes de  $^{14}\text{C}$ ,  $^{36}\text{Cl}$  y  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{90}\text{Y}$ ).

## 1. INTRODUCCIÓN

En términos generales *contaminación* significa presencia de alguna sustancia no deseable. *Contaminación radiactiva* es la presencia de sustancias radiactivas sobre o dentro de seres vivos, objetos materiales o en el medio ambiente, cuyas concentraciones sean lo suficientemente elevadas como para alterar de manera indeseable sus propiedades normales. En este contexto, contaminación superficial es la presencia de sustancias radiactivas en la superficie de un objeto y se mide usualmente en  $\text{Bq}/\text{cm}^2$ .

Según el documento *IAEA Safety Standards Series N° TR-S-1: Regulations for the Safe Transport of Radioactive Material* [1] se denomina contaminación a la presencia de sustancias radiactivas sobre una superficie en cantidades que excedan  $0,4 \text{ Bq}/\text{cm}^2$  para emisores beta, gamma y alfa de baja toxicidad o  $0,04 \text{ Bq}/\text{cm}^2$  para todos los otros emisores alfa. Esta contaminación podrá ser transitoria o fija de acuerdo a que sea posible o no su eliminación de la superficie. El mismo documento define además valores tolerables de contaminación para los bultos de transporte que son  $4 \text{ Bq}/\text{cm}^2$  para emisores beta, gamma y alfa de baja toxicidad o  $0,4 \text{ Bq}/\text{cm}^2$  para todos los otros emisores alfa. En este caso, asociado solamente a la contaminación transitoria. La norma argentina *AR 10.16.1: Transporte de Materiales Radiactivos* [2] refleja los mismos valores.

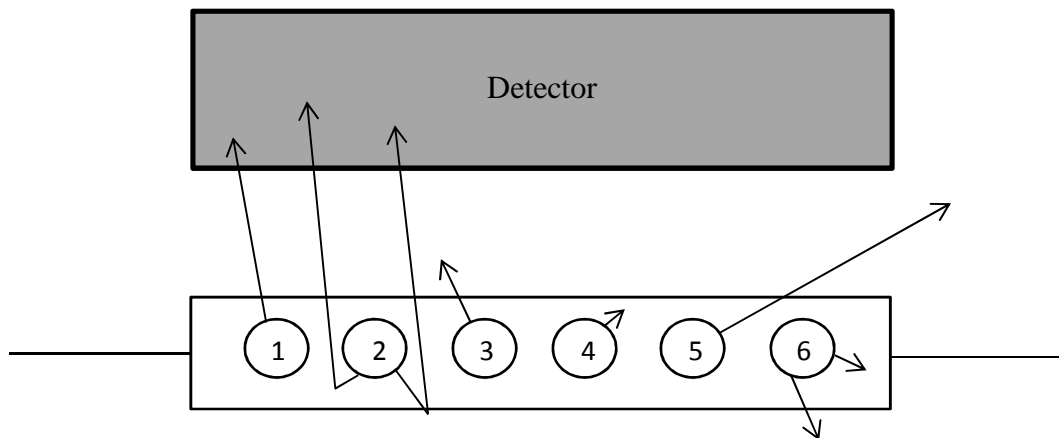
Aunque estos valores tolerables están definidos numéricamente en las normas asociadas al transporte de materiales, radiactivos son adoptados por varias instalaciones como valores límite de trabajo en condiciones normales.

En el punto [2](#) se plantea la problemática general de la medición de la contaminación superficial. En el punto [3](#) se presenta el equipamiento utilizado en las mediciones de este trabajo. En los puntos [4](#), [5](#), [6](#) y [7](#) se discute la influencia de la distancia de medición, el área de la fuente, la retrodispersión y la autoatenuación respectivamente. En el punto [8](#) se analizan los datos y se estima la influencia conjunta de estos parámetros. Finalmente en el punto [9](#) se establecen las conclusiones.

## 2. MEDICIÓN DE LA CONTAMINACIÓN SUPERFICIAL

El propósito de la medición de la contaminación superficial es, en primer lugar, la detección de la contaminación en sí, es decir la determinación de su existencia, su extensión y sus características. En segundo lugar se pretende evaluar la actividad superficial con el objeto de verificar si excede los límites establecidos. Generalmente la primera parte se realiza con un detector que mide el flujo de partículas (cantidad de partículas por unidad de tiempo) y la segunda con la ayuda de un factor de calibración que relaciona este flujo de partículas con una actividad superficial.

En la norma *ISO 7503-1 - Evaluation of surface contamination - Part 1 - Beta-emitters (maximum beta energy greater than 0,15 MeV) and alpha-emitters* [\[3\]](#) se ilustran los caminos posibles para las partículas generadas en los decaimientos del material radiactivo que constituye la contaminación (Figura [1](#)).



**Figura 1. Vista transversal del conjunto fuente-detector.**

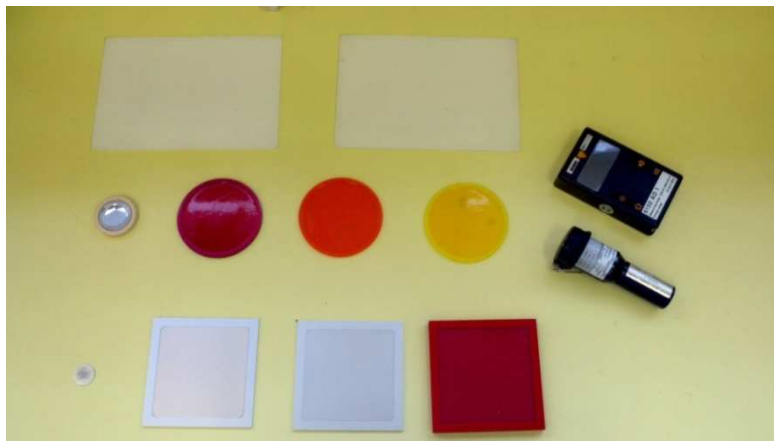
De acuerdo al destino de las partículas se pueden diferenciar seis grupos. Las que pertenecen al grupo 1 son aquellas partículas que alcanzan al detector directamente; las del grupo 2 son las que llegan al detector como producto de la dispersión en la misma fuente o en el soporte; las del grupo 3 son las que se emiten hacia arriba pero se absorben luego en el aire; las del grupo 4 son las que se emiten hacia arriba pero no logran salir de la fuente debido a la autoabsorción; las del grupo 5 son las que se emiten hacia arriba pero no alcanzan al detector por razones geométricas y las del grupo 6 son las que se emiten hacia abajo sin contar a las del grupo 2.

La inferencia de la actividad superficial depositada a partir de un conteo de partículas es en general una tarea compleja debido a la influencia de varios factores: energía, esquema de decaimiento, distancia de medición, extensión y geometría de la contaminación, autoatenuación y dispersión de la fuente. Tal análisis requiere un grado de esfuerzo que no es razonable abordar en el ámbito de la radioprotección dado que la medición de la contaminación provee información semicuantitativa sobre la cual se toman decisiones posteriores, por ejemplo: descontaminación.

El objetivo del presente trabajo es evaluar las incertidumbres asociadas a los factores que influyen en la estimación de la actividad superficial. Para el cálculo de incertidumbre se siguió el modelo publicado en el documento *Evaluation of measurement data – Guide to the expression of uncertainty in measurement – BIPM JCGM 100:2008* [4].

### 3. EQUIPAMIENTO UTILIZADO

El trabajo se desarrolló en el Laboratorio de Dosimetría Física (LDF) de la Autoridad Regulatoria Nuclear (ARN). Este laboratorio brinda el servicio de calibración de detectores de contaminación superficial al personal de la ARN para lo cual posee un conjunto de fuentes planas calibradas en actividad superficial y en emisión, trazables a laboratorios primarios. Estas fuentes, utilizadas para las mediciones, se ilustran en la Figura 2 y se detallan en la Tabla 1.



**Figura 2. Fuentes superficiales del Laboratorio de Dosimetría Física de la Autoridad Regulatoria Nuclear.**

**Tabla 1. Fuentes superficiales de calibración del LDF de la ARN  
(Fecha de referencia para actividad y emisividad: 7 de Junio de 2013).**

Radionucleido	Fabricante	Forma y dimensión	Actividad superficial [Bq · cm <sup>-2</sup> ]	Emisividad superficial [s <sup>-1</sup> · cm <sup>-2</sup> ]
<sup>241</sup> Am	Comisión Nacional de Energía Atómica	Plana rectangular 294 cm <sup>2</sup>	no calibrada en actividad	3,4 (alfa)
<sup>241</sup> Am	Laboratoire de Metrologie des Rayonnements Ionisants	Plana circular 5,1 cm <sup>2</sup>	61	30 (alfa)
<sup>241</sup> Am	Eckert & Ziegler	Plana circular 4,6 cm <sup>2</sup>	665	289 (alfa)
<sup>14</sup> C	Laboratoire de Metrologie des Rayonnements Ionisants	Plana circular 62,2 cm <sup>2</sup>	1067	49 (beta)
<sup>14</sup> C	Eckert & Ziegler	Plana rectangular 100 cm <sup>2</sup>	36	14 (beta)
<sup>36</sup> Cl	Laboratoire de Metrologie des Rayonnements Ionisants	Plana circular 62,2 cm <sup>2</sup>	248	50 (beta)
<sup>36</sup> Cl	Eckert & Ziegler	Plana rectangular 100 cm <sup>2</sup>	32	20 (beta)
<sup>90</sup> Sr <sup>90</sup> Y	Comisión Nacional de Energía Atómica	Plana rectangular 294 cm <sup>2</sup>	no calibrada en actividad	7,5 (beta)
<sup>90</sup> Sr <sup>90</sup> Y	Laboratoire de Metrologie des Rayonnements Ionisants	Plana circular 62,2 cm <sup>2</sup>	99	26 (beta)
<sup>90</sup> Sr <sup>90</sup> Y	Eckert & Ziegler	Plana rectangular 100 cm <sup>2</sup>	28	32 (beta)

El equipo utilizado fue un Automess 6150AD1 con una sonda 6150AD-17. Esta sonda posee un contador Geiger-Müller con una ventana circular de mica (densidad 1,5 – 2 mg/cm<sup>2</sup>) sensible a radiación alfa, beta y gamma. El diámetro de la ventana es 2,8 cm lo que equivale a un área de 6,2 cm<sup>2</sup> [5]. En la Figura 3 se ilustra la sonda utilizada.

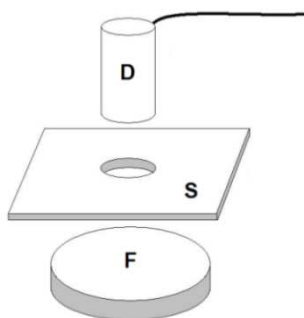


**Figura 3. Automess 6150AD-17 [6].**

#### 4. INFLUENCIA DE LA DISTANCIA FUENTE-DETECTOR

El número de partículas de la fuente que, siendo emitidas hacia arriba (grupos 1, 2, 3 y 5), alcanzan al detector depende en principio de la distancia entre el mismo y la fuente. Al aumentar la distancia, aumenta la fracción de partículas perteneciente al grupo 3 y al grupo 5 dado que aumenta la probabilidad de absorción en aire y escape por efecto borde respectivamente. Adicionalmente las partículas que aún lleguen al detector lo harán con menor energía cinética y serán detectadas con menos eficiencia. La norma ISO 7503-1 [3] requiere que la distancia entre el detector y la superficie sea la mínima practicable siempre teniendo en cuenta evitar tocar la superficie. Por otro lado la misma norma dice que las condiciones geométricas de la medición deben ser lo más parecido a las condiciones de la calibración. Las distancias de calibración para este tipo de detectores generalmente oscilan entre 3 mm y 12 mm dependiendo del tipo de radiación y su energía. Sin embargo, en el momento de la medición de una superficie en campo se esperan variaciones en esa distancia. Lo que se pretende cuantificar en este punto es cómo impactan esas variaciones en la lectura del instrumento y consecuentemente en la evaluación de la actividad superficial.

Se midieron las fuentes de calibración del LDF a diferentes distancias con la ayuda de un set de separadores que permitieron montar el conjunto que se ilustra en la Figura 4. El espesor del separador garantiza la distancia de medición.



**Figura 4. Conjunto Fuente (F) – Separador (S) – Detector (D).**

En la Figura 5 se muestra la dependencia del flujo relativo de partículas con la distancia para las fuentes del LDF.  $N_o$  es el conteo de partículas en contacto y  $N$  el conteo a la distancia especificada. En la Tabla 2 se detallan los resultados de las mediciones y las incertidumbres relativas. Se formuló la hipótesis de que una persona bien entrenada puede medir la contaminación en un intervalo de distancias comprendido entre 3 mm y 9 mm. Se supuso una distribución rectangular [4] para la probabilidad de que la persona mida en este intervalo de distancias. Se tomó como referencia el valor de flujo a 6 mm. La varianza asociada a la distancia,  $u_d^2$ , se calculó con la expresión (1) y la incertidumbre relativa asociada a la distancia,  $u_{d,r}$ , con la expresión (2).

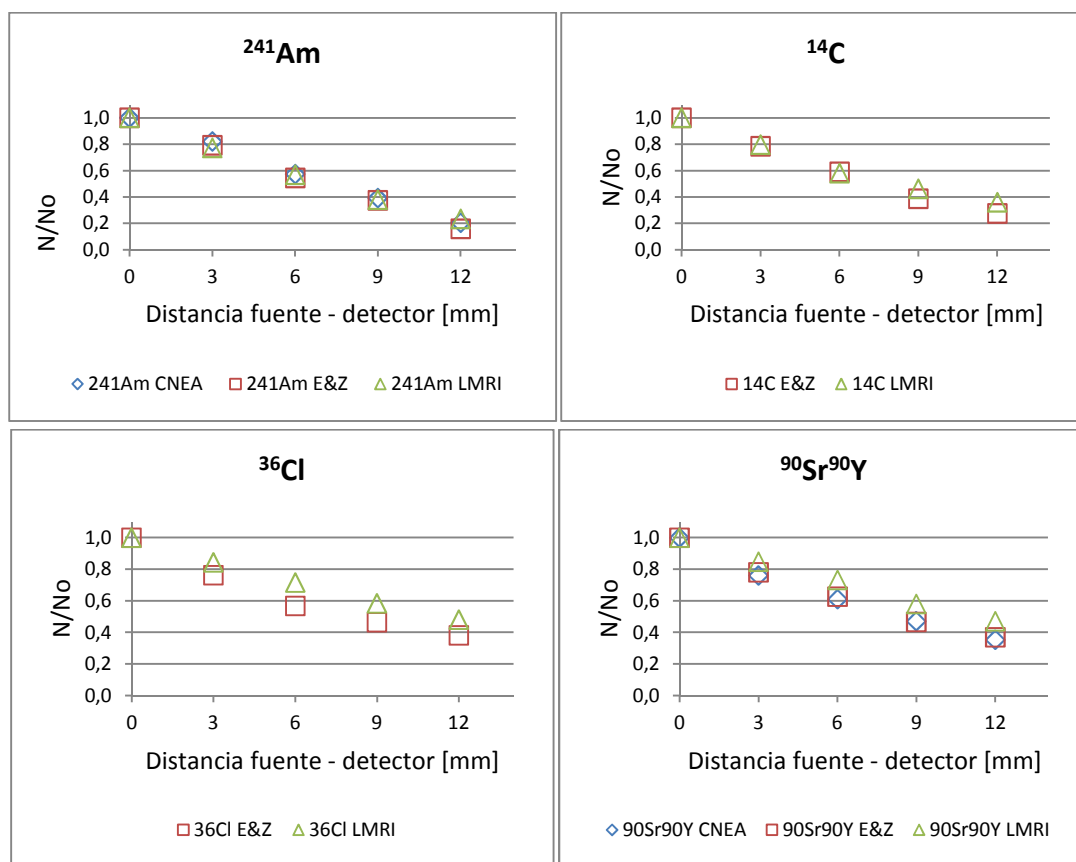
$$u_d^2 = \frac{(a_+ - a_-)^2}{12} \quad (1)$$

$$u_{d,r} = \frac{u_d}{x} \quad (2)$$

En estas expresiones  $a_+$  es el valor de conteo a una distancia de 3 mm,  $a_-$  es el valor de conteo a una distancia de 9 mm y  $x$  el valor medio del conteo a 6 mm.

**Tabla 2. Mediciones del flujo de partículas a diferentes distancias de las fuentes. La incertidumbre relativa asociadas a la distancia es  $u_{d,r}$ .**

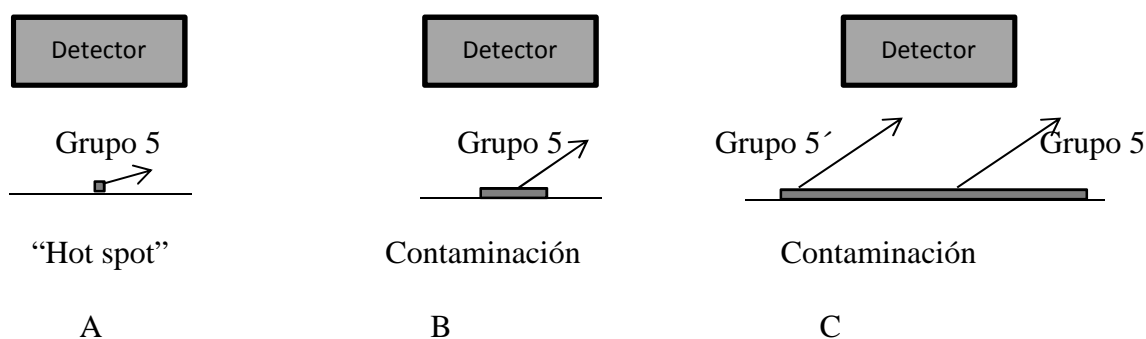
Fuente	Contacto [s <sup>-1</sup> ]	3 mm [s <sup>-1</sup> ]	6 mm [s <sup>-1</sup> ]	9 mm [s <sup>-1</sup> ]	12 mm [s <sup>-1</sup> ]	$u_{d,r}$ [%]
<sup>241</sup> Am CNEA	3,73	3,06	2,14	1,46	0,76	21
<sup>241</sup> Am LMRI	41,1	31,7	23,4	15,5	9,60	20
<sup>241</sup> Am E&Z	332	264	181	124	52,2	21
<sup>14</sup> C LMRI	52,9	42,2	30,7	24,4	19,0	16
<sup>14</sup> C E&Z	11,8	9,32	7,01	4,57	3,25	20
<sup>36</sup> Cl LMRI	140	118	100	81,8	67,5	11
<sup>36</sup> Cl E&Z	45,2	34,5	25,7	21,0	17,3	14
<sup>90</sup> Sr <sup>90</sup> Y CNEA	19,5	14,8	11,9	9,18	6,91	14
<sup>90</sup> Sr <sup>90</sup> Y LMRI	81,0	68,7	59,3	46,9	38,1	11
<sup>90</sup> Sr <sup>90</sup> Y E&Z	75,5	59,0	47,3	35,1	27,9	15



**Figura 5. Flujo relativo de partículas (N/No) a 0 mm, 3 mm, 6 mm, 9 mm y 12 mm para las fuentes <sup>241</sup>Am, <sup>14</sup>C, <sup>36</sup>Cl y <sup>90</sup>Sr<sup>90</sup>Y.**

## 5. INFLUENCIA DEL ÁREA DE LA FUENTE

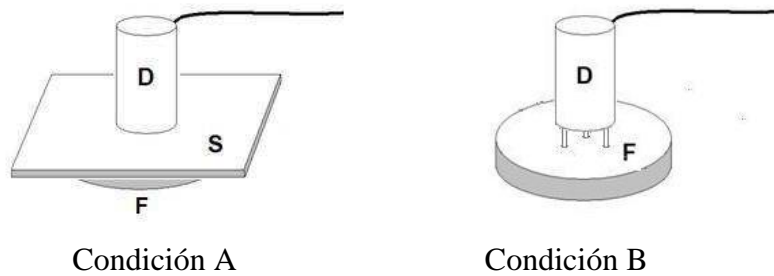
El área de la fuente afecta al conteo fundamentalmente a través de las partículas del grupo 5, es decir aquellas que son emitidas hacia el ángulo sólido superior pero que no alcanzan al detector por razones geométricas. Para contaminaciones cuyas áreas sean menores que la de detector, cuanto menor sea el área de las contaminación, menor será el número de partículas del grupo 5 dado que disminuye el efecto borde. El caso límite es una contaminación puntual (hot spot). En el caso de contaminaciones cuyas áreas sean similares o mayores al área del detector además se presenta otro grupo de partículas, llamadas grupo 5', que son aquellas que no estando debajo del detector pueden alcanzarlo. Estos casos se ilustran en la Figura 6.



**Figura 6. Diferentes áreas de contaminación en relación al área del detector.**

La norma *ISO 7503-1* [3] y el documento *IAEA SRS N° 16* [7] establecen que el área de la fuente de calibración debe ser igual o mayor que la del detector. Si esto no es posible, en [3] se permite el uso de fuentes menores hasta un mínimo de  $100 \text{ cm}^2$ . Por otro lado, los límites de contaminación establecidos en el documento *IAEA SRS N° TR-S-1* [1] y reflejados en la norma *AR 10.16.1* [2] están promediados en un área de  $300 \text{ cm}^2$ .

En el LDF se montaron los dispositivos descritos en la Figura 7 para las mediciones de las fuentes en dos configuraciones. En primer lugar se utilizaron los separadores que dejan expuesta un área igual al área del detector (condición A) y en segundo lugar se quitaron los separadores manteniendo la distancia fuente–detector para que toda la fuente quede expuesta (condición B). En ambos casos la actividad superficial de la fuente es la misma. La distancia de referencia fuente-detector fue de 6 mm.



**Figura 7. Montaje fuente–detector en el caso que sólo queda expuesta un área igual que la del detector (A) y en el caso donde se expone toda la fuente (B).**

Se supuso una distribución rectangular [4] para la probabilidad de que la contaminación esté entre las condiciones A y B. La varianza asociada al área de la fuente,  $u_a^2$ , se calculó con la expresión (3) y la incertidumbre relativa asociada al área de la fuente,  $u_{a,r}$ , con la (4).

$$u_a^2 = \frac{(a_+ - a_-)^2}{12} \quad (3)$$

$$u_{a,r} = \frac{u_a}{x} \quad (4)$$

En estas expresiones  $a_+$  es el valor de conteo en la condición B,  $a_-$  es el valor de conteo en la condición A y  $x$ , el valor de conteo en la condición A (que se toma de referencia). En la Tabla 3 se detallan los resultados.

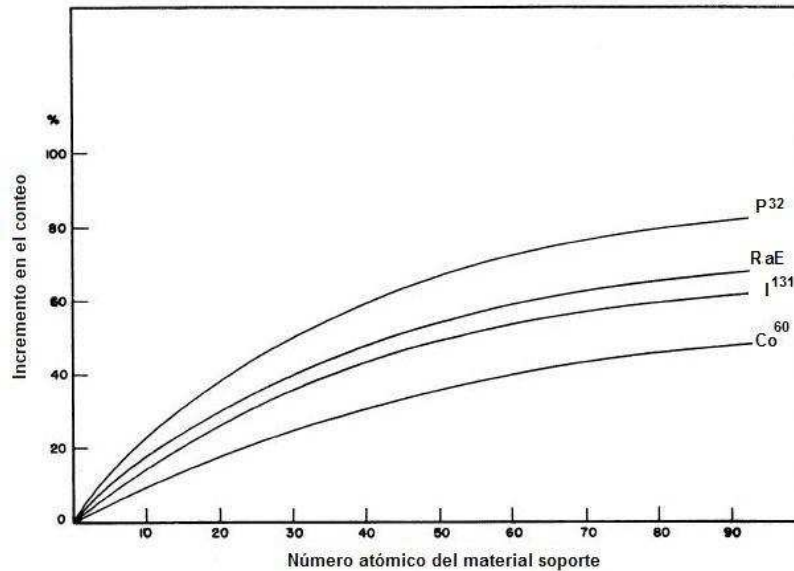
**Tabla 3. Mediciones del flujo de partículas sobre fuentes de igual actividad superficial pero diferente área. La condición A es aquella en la que sólo queda expuesta un área igual que la del detector y la condición B en el caso donde se expone toda la fuente. La incertidumbre relativa asociadas al área de la fuente se denomina  $u_{a,r}$ .**

Fuente	Condición A [s <sup>-1</sup> ]	Condición B [s <sup>-1</sup> ]	$u_{a,r}$ [%]
<sup>241</sup> Am CNEA	2,14	2,17	0,5
<sup>14</sup> C LMRI	30,7	36,1	5,0
<sup>14</sup> C E&Z	7,01	7,98	4,0
<sup>36</sup> Cl LMRI	100	123	6,7
<sup>36</sup> Cl E&Z	25,7	35,2	10,7
<sup>90</sup> Sr <sup>90</sup> Y CNEA	11,9	16,0	9,9
<sup>90</sup> Sr <sup>90</sup> Y LMRI	59,3	68,1	4,2
<sup>90</sup> Sr <sup>90</sup> Y E&Z	47,3	62,0	9,0



## 6. INFLUENCIA DE LA RETRODISPERSIÓN

La variación en el conteo por la retrodispersión en la fuente o en el soporte de la misma es producida por el grupo 2 de partículas. Este fenómeno tiende a aumentar el conteo por lo que daría lugar a una sobreestimación de la contaminación. En la Figura 8 (extraída de la publicación [8]) se presentan los incrementos en el conteo de partículas debido a la retrodispersión para 4 radionucleidos emisores beta en función del número atómico del soporte.



**Figura 8. Incremento en el conteo de partículas por retrodispersión para varios radionucleidos en función del número atómico del soporte.**

Se observa un aumento de la retrodispersión con el aumento de la energía. Para soportes pesados se observan aumentos en el conteo de hasta un 80% para betas de alta energía ( $^{32}\text{P}$ ;  $E_{\text{max}} = 1,7$  MeV), 60% para betas de media energía ( $^{131}\text{I}$ ,  $E_{\text{max}} = 0,606$  MeV) y 50 % para betas de baja energía ( $^{60}\text{Co}$ ,  $E_{\text{max}} = 0,318$  MeV). Para radiación alfa el efecto de la retrodispersión es despreciable.

Si no se conoce la densidad del soporte de la fuente se puede estimar la varianza de la actividad asociada a la retrodispersión,  $u_r^2$ , con la expresión (5), y la incertidumbre relativa asociada a la retrodispersión,  $u_{r,r}$ , con la expresión (6).

$$u_r^2 = \frac{(a_+ - a_-)^2}{12} \quad (5)$$

$$u_{r,r} = \frac{u_r}{x} \quad (6)$$

En estas expresiones  $a_+$  es el valor de conteo con el soporte más pesado,  $a_-$  es el conteo sin soporte y  $x$  el conteo sin soporte. En la Tabla 4 se detallan los resultados.

**Tabla 4. Incremento de conteo de partículas para soportes pesados. La incertidumbre relativa asociadas a la retrodispersión se denomina  $u_{r,r}$ .**

Fuente	Incremento del conteo para soportes pesados	$u_{r,r}$ [%]
alfa	Despreciable	-
$^{32}\text{P}$	80%	23
$^{131}\text{I}$	60%	17
$^{60}\text{Co}$	50%	14

## 7. INFLUENCIA DE LA AUTOATENUACIÓN

En la norma ISO 7503-1 [3] se define como eficiencia de la fuente,  $\varepsilon_s$ , al cociente entre el número de partículas que salen de la fuente en la dirección del ángulo sólido superior y la actividad de la misma.

$$\varepsilon_s = \frac{\text{grupo 1} + \text{grupo 2} + \text{grupo 3} + \text{grupo 5}}{A} \quad (7)$$

La eficiencia de las fuentes reales (aquellas que no son de calibración) es muy difícil de estimar y puede variar hasta un orden de magnitud. En [3] se sugieren valores de referencia para las eficiencias de las fuentes si son desconocidas. Para contaminaciones con emisores beta cuya energía es  $E_{\beta \text{ máx}} > 0,4 \text{ MeV}$  se establece una eficiencia  $\varepsilon_s=0,5$ . Si la energía está comprendida en el intervalo  $0,15 \text{ MeV} < E_{\beta \text{ máx}} < 0,4 \text{ MeV}$ , se establece una eficiencia  $\varepsilon_s=0,25$ . En el caso de los emisores alfa el establecimiento de valores de referencia para la eficiencia de la fuente es todavía más complejo dado que podría ser fácilmente cercano a cero. Se emplea un valor teórico  $\varepsilon_s=0,25$ . El uso de estos valores puede llevar a una subestimación importante de la actividad dado que la contaminación puede estar cubierta por capas más densas o de mayor espesor. Este punto refleja el pobre conocimiento que se tiene acerca de la constitución de la fuente y fortalece el carácter semicuantitativo de la medición de la contaminación superficial.

Una alternativa para estimar la autoatenuación de las fuentes reales es utilizar las eficiencias de las fuentes de calibración. Sin embargo, por un lado, nada garantiza que estas eficiencias sean similares a la de las fuentes reales y por otro lado, tampoco hay uniformidad en las eficiencias de las fuentes de calibración. En la Tabla 5 se detallan las eficiencias de las fuentes de calibración del LDF, las informadas por la empresa Automess y las sugeridas por la norma ISO 7503-1 [3]. Allí se observa la dispersión de valores incluso para un mismo radionucleido. Para radiación alfa se observa cierta homogeneidad en los valores de eficiencia ( $\varepsilon_i \approx 0,5$ ) entre las fuentes del LDF y las de Automess. Para radiación beta se observa homogeneidad entre las fuentes LDF – E&Z, las de Automess y las sugeridas por ISO. Sin embargo se ven diferencias importantes con las fuentes

ARN – LMRI. Al igual que los casos anteriores se supuso una distribución rectangular [4] para la probabilidad de que la eficiencia de las fuentes esté entre el valor mínimo y el máximo del laboratorio. La varianza asociada a la autoatenuación de la fuente,  $u_{au}^2$ , se calculó con la expresión (8) y la incertidumbre relativa asociada a la autoatenuación de la fuente,  $u_{au,r}$ , con la expresión (9).

$$u_{au}^2 = \frac{(a_+ - a_-)^2}{12} \quad (8)$$

$$u_{au,r} = \frac{u_{au}}{x} \quad (9)$$

En estas expresiones  $a_+$  es la máxima eficiencia de la fuente,  $a_-$  la mínima y  $x$ , el valor medio de las eficiencias para cada radionucleido. En la Tabla 5 se detallan los resultados.

**Tabla 5. Eficiencias de las fuentes del LDF, Automess y las sugeridas por la norma ISO 7503-1.**

Fuente	$\epsilon_s$ LDF		$\epsilon_s$ Automess	$\epsilon_s$ ISO 7503-1	$u_{au,r}$ [%]
<sup>241</sup> Am	0,50 (LMRI)	0,44 (E&Z)	0,48	0,25	18
<sup>14</sup> C	0,05 (LMRI)	0,39 (E&Z)	-	0,25	43
<sup>36</sup> Cl	0,20 (LMRI)	0,63 (E&Z)	0,63	0,5	25
<sup>90</sup> Si <sup>90</sup> Y	0,27 (LMRI)	0,58 (E&Z)	-	0,5	20

## 8. ANÁLISIS DE LOS DATOS

En los puntos 4, 5, 6 y 7 del presente trabajo se estimaron las incertidumbres relativas asociadas a los factores distancia, área, retrodispersión y autoatenuación respectivamente. Para analizar los resultados se formaron 4 grupos: radiación alfa, radiación beta de energía baja, radiación beta de energía media y radiación beta de energía alta. En la Tabla 6 se presenta un resumen de las incertidumbres relativas obtenidas y la incertidumbre expandida relativa,  $U_r$ , con un factor de cobertura  $k=2$ .

**Tabla 6. Incertidumbres relativas e incertidumbre expandida relativa,  $U_r$ , con un factor de cobertura  $k=2$ .**

Radiación	$u_{d,r}$ [%]	$u_{a,r}$ [%]	$u_{r,r}$ [%]	$u_{au,r}$ [%]	$U_r$ [%]
<b>Alfa</b>	21	Despreciable	Despreciable	18	55
<b>Beta (energía baja)</b>	18	5	23	43	104
<b>Beta (energía media)</b>	13	9	17	25	68
<b>Beta (energía alta)</b>	13	8	14	20	58

Para radiación alfa se obtiene un valor de 55 % como incertidumbre expandida relativa. Sin embargo este cálculo se hizo en base a las autoatenuaciones de las fuentes de calibración. Una fuente de calibración se construye de manera de minimizar la autoatenuación y dada la gran absorción de las partículas alfa en pequeñas cantidades de material, estas fuentes de calibración no son representativas de las contaminaciones reales que se pretende evaluar. Por lo expuesto se espera que las incertidumbres asociadas a la autoatenuación para radiación alfa, y en consecuencia la incertidumbre total, sea mucho mayor en el caso de las fuentes reales dado que la eficiencia de una fuente alfa puede alcanzar valores cercanos a cero fácilmente.

Para radiación beta se obtienen valores de 104%, 68% y 58% como incertidumbre expandida relativa para los casos de energías bajas, medias y altas respectivamente. Se observa que la mayor fuente de incertidumbre está relacionada con la autoatenuación y, como en el caso de las partículas alfa, se espera que para las fuentes reales los valores de incertidumbre sean aún mayores.

Con respecto a la influencia del área de la fuente también se espera que la incertidumbre sea mayor en el caso de fuentes beta reales dado que en principio se desconocería el área contaminada.

## 9. CONCLUSIONES

Se realizaron mediciones de flujo de partículas de fuentes de calibración del LDF en diferentes configuraciones con el objeto de evaluar la incertidumbre asociada a la estimación de la contaminación superficial debida a la distancia, área, autoatenuación y retrodispersión de las fuentes. Los valores obtenidos para la incertidumbre expandida relativa ( $k=2$ ) en la estimación de la actividad superficial son 55% para radiación alfa, 104% para radiación beta de energía baja, 68% para radiación beta de energía media y 58% para radiación beta de energía alta. Para radiación alfa las contribuciones más grandes a la incertidumbre corresponden a la autoatenuación y a la distancia. Dado que en este trabajo solo se midieron fuentes de calibración donde la autoatenuación esta minimizada, se espera que para fuentes alfa reales el valor de la incertidumbre asociada a la autoatenuación sea aún mayor. Para fuentes beta la mayor contribución a la incertidumbre proviene de la autoatenuación.

Estos resultados destacan la gran incertidumbre asociada a la estimación de la actividad superficial a partir de la medición del flujo de partículas con un instrumento portátil y pone en evidencia el carácter semicuantitativo de la misma. Por otro lado es el único método rápido del que se dispone para el monitoreo de rutina de los lugares en los que se trabaja con fuentes dispersables. Por lo tanto la evaluación de la contaminación superficial de esta forma es aceptable fundamentalmente con fines de radioprotección. Si el objetivo es la medición de la actividad superficial con mayor precisión se deberá aplicar un procedimiento que garantice una calibración en las mismas condiciones de la medición y se deberá contar con mayor conocimiento sobre la autoatenuación de la fuente, su área y el material en donde está dispersada.

## 10. REFERENCIAS

- [1] [IAEA Safety Standards Series No. TR-S-1: Regulations for the Safe Transport of Radioactive Material \(2005\).](#)
- [2] [Norma Argentina AR 10.16.1: Transporte de Materiales Radiactivos \(2011\).](#)
- [3] *ISO 7503-1 - Evaluation of surface contamination - Part 1 - Beta-emitters (maximum beta energy greater than 0,15 MeV) and alpha-emitters (1988).*
- [4] [Evaluation of measurement data – Guide to the expression of uncertainty in measurement – BIPM JCGM 100:2008.](#)
- [5] [http://www.automess.de/Download/Prospekt\\_AD17k\\_E.pdf](http://www.automess.de/Download/Prospekt_AD17k_E.pdf)
- [6] [http://www.automess.de/Index\\_Frame\\_E.htm](http://www.automess.de/Index_Frame_E.htm)
- [7] [IAEA Safety Reports Series No. 16 - Calibration of radiation protection monitoring instruments \(2000\).](#)
- [8] *Zumwalt, L.R. Absolute beta counting using end-window Geiger-Mueller counters and experimental data on beta-particle scattering effects. U. S. Atomic Energy Commission Report AECU-567 (1950).*